**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO**

**CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA**

**N E I  K A V A G U I C H I  L E I T E**

# Fluxo de nutrientes em um fragmento de mata ciliar no estado de Rondônia, Brasil

**Piracicaba**

**2011**

**NEI KAVAGUICHI LEITE**

# Fluxo de nutrientes em um fragmento de mata ciliar no estado de Rondônia, Brasil

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

Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente

Orientadora: Prof[a]. Dr[a]. Maria Victoria Ramos Ballester

**Piracicaba**
**2011**

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**

Leite, Nei Kavaguichi

Fluxo de nutrientes em um fragmento de mata ciliar no estado de Rondônia, Brasil / Nei Kavaguichi Leite; orientadora Maria Victoria Ramos Ballester. - - Piracicaba, 2011.
136 p.: il.

Tese (Doutorado – 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. Balanço hídrico 2. Biogeoquímica 3. Ecologia florestal 4. Ecossistemas terrestres 5. Florestas tropicais – Amazônia Ocidental 6. Hidrologia de florestas 7. Nutrientes minerais do solo 8. Relação solo-água-planta-atmosfera 9. Solo florestas I. Título

CDU 630*116:502.51(282)(811.1)

À Giovana,

por seu amor, inspiração, companheirismo e motivação

*Dedico*

À memória do meu pai José e meu irmão Rui,

À minha mãe Marta e irmã Marina,

pelo apoio incondicional

*Ofereço*

# AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e todos os contribuintes do estado de São Paulo pela bolsa de estudo e reserva técnica concedida;

À Professora Maria Victoria Ballester e Dr. Alex Krusche pela orientação;

Ao Dr Alex Krusche por me guiar na carreira acadêmica nos últimos 11 anos e permitir um equilíbrio entre liberdade e orientação, onde pude desenvolver idéias, explorar possibilidades e manter focado neste Universo chamado Ecologia;

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) e Programa de Pós-Graduação do CENA/USP, por fornecer os meios necessários para a realização deste trabalho, aos incentivos financeiros e confiança a mim depositada;

Ao laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento, Ecologia Isotópica, todos os seus funcionários: Alexandra, Gustavo, Rosângela, Maria Antônia, Geraldo e estagiários: Magda, Felipe pelo apoio logístico prestado e amizade ao longo de todos estes anos;

À Universidade Federal de Rondônia (Campus de Ji-Paraná) e Projeto LBA, por disponibilizar toda infra-estrutura e logística necessárias;

Este trabalho foi realizado a partir de atividades de campo sob condições muito complexas: acesso através de estradas de terra sob condições muitas vezes precárias (principalmente durante a *estação das águas*), viagem com barco abarrotado de frascos e equipamentos, refeições (lanches) no meio das “pancadas” de chuva da Amazônia, carregamento de toda tralha ao final de um dia exaustivo de trabalho, e o pensamento sempre positivo com relação ao retorno garantido a cada quinze dias durante os dois anos de campo. Nada disso teria sido possível sem a ajuda dos meus alunos de iniciação científica: Giovana, Reginaldo, Farley e Wilber, do incansável “Seu” Antônio, Dona Águida, minha Mãe, além de inúmeros outros alunos da UNIR e amigos, sempre dispostos a ajudar, e cuja relação de nomes certamente preencheria várias folhas adicionais de agradecimento;

Aos Pesquisadores Drs. Mark Johnson, Chris Neill, Helmut Elsenbeer, Márcia Inês, Fabio Poggiani, Lucília Parron e Hilton Thadeu pelas revisões, sugestões apresentadas, além da amizade e apoio durante a realização desta Tese;

À Marília Henyei pela paciência e presteza na correção bibliográfica e de formato deste documento;

À Maria de Fátima Rasera, companheira de sala, pela amizade e companheirismo;

À todos os amigos dos Laboratórios de Análise Ambiental e Geoprocessamento e Ecologia Isotópica pelo excelente convívio durante o período em que estive em Piracicaba;

Ao Sr. José Vidal Hilgert por gentilmente permitir acesso à Fazenda Apurú e a todos os funcionários da fazenda, em particular: Sérgio, Zé, Marquinhos, Roberto e Dezinho;

Finalmente, desculpando-me por alguns esquecimentos, agradeço a tantos os demais colegas e amigos que colaboraram direta ou indiretamente para que este trabalho fosse realizado.

## CURRICULUM VITÆ

1997–2001: Licenciatura em Matemática, Universidade Federal de Rondônia, Ji-Paraná/RO

2001–2004: Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas, Universidade de São Paulo, Piracicaba/SP

2004–2008: Projeto de Pesquisa CT-Hidro / CNPq (Coordenador), Universidade Federal de Rondônia, Ji-Paraná/RO

2008–2011: Doutorado em Ciências, Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente, Universidade de São Paulo, Piracicaba/SP

## PUBLICAÇÕES

KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V. R.; BERNARDES, M. C.; LEITE, N. K.; HANADA, L. C.; VICTORIA, D. C.; TOLEDO, A. M.; OMETTO, J. P.; MOREIRA, M. Z.; GOMES, B. M.; BOLSON, M. A.; GOUVEIA NETO, S. C.; BONELLE, N.; DEEGAN, L.; NEILL, C.; THOMAS, S.; AUFDENKAMPE, A.; RICHEY, J. E. As mudanças no uso da terra e a biogeoquímica dos corpos d'água na Amazônia. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 35, p. 197-205, 2005.

BALLESTER, M. V.; KRUSCHE, A. V.; VICTORIA, R. L.; MONTEBELLO, A. A.; LEITE, N. K.; VICTORIA, D. C.; RICHEY, J. E. Uso de geoprocessamento em estudos de ecossistemas fluviais. In: ROLAND, F.; CÉSAR, D.; MARINHO, M. (Org.). **Lições de limnologia**. 1. ed. São Carlos: RiMa Editora, 2005. p. 433-460.

SOUZA, E. S.; SALIMON, C. I.; VICTORIA, R. L.; KRUSCHE, A. V.; ALIN, S.; LEITE, N. K. Dissolved inorganic carbon and pCO2 in two small streams draining different soil types in Southwestern Amazonia, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 3, p. 37-50, 2008.

LEITE, N. K.; SANTOS, J. G.; SOUZA, R. F.; CABIANCHI, G. M.; XAVIER, F. O.; GOMES, B. M.; SILVEIRA, L. B.; OLIVEIRA, A. C.; RODRIGUES, A. F.; MORAIS, P. C. Hidrogeochemical study in South Amazon region using photoacoustic spectroscopy. **The European Physical Journal, Special Topics**, Les Ulis, v. 153, p. 45-48, 2008.

LEITE, N. K.; KRUSCHE, A. V.; CABIANCHI, G. M.; BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L.; MARCHETTO, M.; SANTOS, J. G. Groundwater quality comparison between rural farms and riparian wells in the western Amazon, Brazil. **Química Nova**, São Paulo, v. 34, p. 11-15, 2011.

LEITE, N. K.; KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L.; RICHEY, J. E.; GOMES, B. M. Intra and interannual variability in the Madeira River water chemistry and sediment load. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 105, p. 37-51, 2011.

KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V.; LEITE, N. K. Hydrology and biogeochemistry of Terra Firme lowland tropical forests. In: LEVIA, D. F.; CARLYLE-MOSES, D.; TANAKA, T. (Org.). **Forest hydrology and biogeochemistry**. Dordrecht: Springer, 2011. p. 187-201.

# RESUMO

LEITE, N. K. **Fluxo de nutrientes em um fragmento de mata ciliar no estado de Rondônia, Brasil**. 2011. 136 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

Para identificar a importância ecológica das matas ciliares é essencial conhecer a interação entre sua hidrologia e ciclagem de nutrientes. Isto se torna ainda mais crucial diante das crescentes transformações na paisagem causadas pelo homem, que têm promovido forte antropização destas formações florestais. O estudo foi conduzido em uma floresta ribeirinha sazonalmente alagada na região sudoeste da Amazônia entre os anos de 2005 e 2007. Foram medidas as principais vias hidrológicas: chuva, precipitação interna, escoamento pelo tronco, escoamento superficial, solução do solo e água subterrânea, além do rio Urupá. Em todas foram realizadas análises químicas para determinação das concentrações de C, N e macronutrientes (cátions/ânions). A mata ciliar apresenta solos ácidos, bem estruturados, pobres em nutrientes e com um eficiente mecanismo de retenção nas camadas superficiais, associado à distribuição da matéria orgânica, absorção por raízes finas ou retenção pelos complexos de troca do solo. Os estoques de nutrientes no solo estão dentro da faixa de valores observada em outros estudos na Amazônia, apresentando baixa fertilidade. A região estudada apresenta altos índices pluviométricos (em torno de 2125 mm), com um regime de sazonalidade bem definido (apresentando déficit hídrico entre maio e setembro). A partição da chuva na mata ciliar ocorre com 15% de interceptação pelo dossel e o restante sendo distribuído entre a precipitação interna (83%) e escoamento pelo tronco (2%). A lixiviação de nutrientes pelo dossel foi observada para a maioria dos elementos avaliados, excetuando $Na^+$ e $Cl^-$, confirmando o importante papel do dossel em suprir nutrientes para a mata ciliar. Este enriquecimento também é influenciado pela queima de biomassa durante a transição do período seco para o chuvoso. A contribuição do escoamento pelo tronco foi essencial, principalmente para $NO_3^-$ e cátions básicos, evidenciando a importância da inclusão desta via hidrológica na rotina de amostragens em estudos de ciclagem de nutrientes em florestas. Os fluxos no solo foram maiores na camada superficial, principalmente em função da entrada da rica solução da precipitação interna, sendo sua contribuição extremamente alta para $K^+$, Carbono Orgânico Dissolvido (COD), $PO_4^{3-}$, $NH_4^+$ e $SO_4^{2-}$. Alguns elementos apresentaram indícios de lixiviação durante os meses mais chuvosos, enquanto o $Na^+$ apresentou lixiviação durante o ano inteiro, em função da natureza conservativa deste elemento. A retenção das bases observada no solo pode estar associada com a absorção pelas raízes, adsorção pelas fases minerais e orgânicas do solo ou ainda pela retenção de ânions, que também foi observada. A relação entre os íons e a descarga do rio Urupá gerou uma histerese em sentido horário, indicando uma importante contribuição do fluxo lateral (escoamento superficial), e evidenciando a importante conectividade entre a mata ciliar e o rio Urupá. A maioria dos elementos apresentou balanço positivo ($Ca^{2+}$, $K^+$, $HCO_3^-$, $Cl^-$, $SO_4^{2-}$ e COD) ou próximo do equilíbrio ($Mg^{2+}$, $NH_4^+$, $NO_3^-$, $PO_4^{3-}$), com exceção do $Na^+$. Estes resultados indicam que a floresta estudada apresenta um eficiente mecanismo de conservação dos nutrientes em seus

solos, uma baixa contribuição da ciclagem geoquímica (intemperismo de rochas) e forte controle da atmosfera e dossel florestal caracterizando um ciclo relativamente fechado.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes. Balanço de nutrientes. Fluxo de elementos. Vias hidrológicas. Florestas tropicais. Processos biogeoquímicos. Amazônia Ocidental. Rondônia.

## ABSTRACT

LEITE, N. K. **Nutrient fluxes on a riparian forest fragment in the Rondônia State, Brazil**. 2011. 136 p. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

To identify the ecological importance of riparian forests is crucial to evaluate the interactions between its hydrology and nutrient cycling. This becomes more important due to fast changes in landscape promoted by mankind, which has been causing strong anthropization of these forests. The present study was conducted on a seasonal flooded riparian forest in the Southwestern Amazonia between 2005-2007. Main hydrological flowpaths (rainfall, throughfall, stemflow, overland flow, soil solution, groundwater and the Urupá riverwater) were sampled and posteriorly analyzed for C, N and macronutrients (cations/anions). Riparian forest soils are acid, well structured, poor in nutrients and with an efficient retention mechanism at the surface layers, which is linked to organic matter distribution, fine roots absorption, or retention by soil exchange complexes. Soil nutrient stocks are within the range of values usually observed in other studies in the Amazon region, revealing low fertility. The studied region exhibit high annual rainfall (around 2125 mm), with a marked seasonality (drought stress from May to September) and rain partitioning in the riparian forest divided into 15% of canopy interception and the remaining distributed between throughfall (83%) and stemflow (2%). Nutrient leaching from the canopy was observed for most elements, except $Na^+$ and $Cl^-$, confirming the important role of the canopy in supplying nutrients to the riparian forest. This enrichment is also influenced by biomass burning during the transition between dry to wet season. Stemflow contribution was essential, especially for $NO_3^-$ and base cations, showing the necessity to include this flowpath in routine sampling in nutrient cycling studies. The highest soil fluxes were observed at the surface layer as a result of enriched inputs from throughfall, especially for $K^+$, Dissolved Organic Carbon (DOC), $PO_4^{3-}$, $NH_4^+$ e $SO_4^{2-}$. Some elements exhibited leaching during wetter months, whereas $Na^+$ has leached throughout the year, as a function of the conservative nature of this element. Base retention in soils may be linked to root absorption, sorption by organic and mineral soil phases, or anions retention, which was also observed in this study. The relation between ions and Urupá river discharge exhibited a clockwise hysteresis, suggesting an important lateral flow (overland flow) contribution and the connectivity between the riparian forest and Urupá River. Most elements had positive budgets ($Ca^{2+}$, $K^+$, $HCO_3^-$, $Cl^-$, $SO_4^{2-}$ e COD) or were close to neutral balance ($Mg^{2+}$, $NH_4^+$, $NO_3^-$, $PO_4^{3-}$), except $Na^+$. The results point out efficient nutrient retention mechanisms in these soils, low contribution from geochemical cycling (rock weathering) and a strong control from the atmosphere and forest canopy, characterizing a relatively close nutrient cycling.



Key-words: Nutrient cycling. Nutrient budget. Element fluxes. Hydrological flowpaths. Tropical forests. Biogeochemical processes. Western Amazonia. Rondonia.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa da bacia do rio Urupá com a localização da Fazenda Apurú e parcela ribeirinha estudada (área de 2 hectares), apresentando a distribuição dos coletores. Círculos amarelos representam os coletores de precipitação atmosférica, círculos vermelhos = precipitação interna, círculos azuis = escoamento pelo tronco, quadrados verdes = escoamento superficial, quadrados laranja = solução do solo 20 cm, quadrados roxos = solução do solo 100 cm, círculos marrons = água subterrânea. Fonte: Laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento do CENA/USP.

Figura 2 – Climadiagrama de Walter (1986) gerado com série meteorológica de longa duração (2001–2009) para o município de Ji-Paraná. Eixo à esquerda apresenta valores de temperatura e à direita de precipitação atmosférica (valores em mm). Note a estação seca entre maio e agosto.

Figura 3 - Esquema representando os coletores utilizados: A = Coletor de precipitação atmosférica e precipitação interna; B = Coletor de escoamento superficial; C = Coletor de escoamento pelo tronco; D = Extratores de solução do solo a 20 (esquerda) e 100 cm de profundidade (direita); E = Poço para coleta de água subterrânea e F = coleta de água do rio no barco.

Figura 4 – Composição granulométrica média dos solos da mata ciliar do rio Urupá coletados até 100 cm de profundidade.

Figura 5 – Textura do solo (baseada nos teores percentuais de areia, silte e argila) da mata ciliar do rio Urupá agrupadas em 7 diferentes profundidades (gráfico a). Divisão dos grupos texturais segundo a EMBRAPA (1999) (gráfico b).

Figura 6 – Carga mensal de nitrogênio inorgânico dissolvido no rio Urupá, Rondônia.

Figura 7 - Partição da chuva. Fazenda Apurú, Rondônia, período de dezembro de 2005 a maio de 2007. Na legenda, PI, ET e I representam a precipitação interna, escoamento pelo tronco e interceptação pelo dossel. Valores expressos em L $m^{-2}$ $ano^{-1}$.

Figura 8 – Descarga diária na estação da CPRM no rio Urupá durante o período de dezembro de 2004 a novembro de 2010.

Figura 9 – Variação mensal do número de focos de queimadas (ano de 2006) em vários municípios localizados na região do Arco do Desmatamento. Dados obtidos no site BDQueimadas do INPE.

Figura 10 – Deficiência, excedente, retirada e reposição para o ano hídrico de Ji-Paraná, RO.

Figura 11 – Balanço hídrico normal mensal para o ano hídrico de Ji-Paraná, RO.

Figura 12 – Valores quinzenais (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) de pH na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Médias com letras idênticas não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a nível de 5% de probabilidade.

Figura 13 – Concentrações quinzenais de cálcio, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

Figura 14 – Concentrações quinzenais de magnésio, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá

(URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

Figura 15 – Concentrações quinzenais de sódio, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

Figura 16 – Concentrações quinzenais de potássio, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

Figura 17 – Concentrações quinzenais de amônio, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

Figura 18 – Concentrações quinzenais de bicarbonato, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

Figura 19 – Concentrações quinzenais de cloreto, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

Figura 20 – Concentrações quinzenais de sulfato, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

Figura 21 – Concentrações quinzenais de nitrato, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio

Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

Figura 22 – Concentrações quinzenais de fosfato, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

Figura 23 – Relação entre descarga e concentração de íons no rio Urupá.

Figura 24 – Relação entre fluxo de cátions na precipitação atmosférica (eixo horizontal) e no pluviolixiviado (circulo) e no escoamento pelo tronco (triângulo), no eixo vertical. Valores por coleta, expressos em kg $ha^{-1}$. A linha com melhor ajuste (relação 1:1) é apresentada. A letra u representa o período úmido e a letra s o período de estiagem.

Figura 25 – Relação entre fluxo de ânions na precipitação atmosférica e no pluviolixiviado (circulo) e escoamento pelo tronco (triângulo). Valores por coleta, expressos em kg $ha^{-1}$. A linha com melhor ajuste (relação 1:1) é apresentada.

Figura 26 - Variação sazonal do fluxo de sulfato na precipitação interna e solução do solo profunda (100 cm).

Figura 27 - Balanço anual de nutrientes na mata ciliar do rio Urupá (em verde), onde entrada (em azul) corresponde ao fluxo via precipitação atmosférica e a saída (em vermelho) ao fluxo na água do solo a 100 cm de profundidade. Valores expressos em kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dados fitossociológicos da área de estudo. Mata ciliar do rio Urupá, Fazenda Apurú. Fonte: Cabianchi (2010).

Tabela 2 - Metodologia utilizada para análises física, físico-química e química de amostras de solo da mata ciliar do rio Urupá.

Tabela 3 - Características e propriedades químicas do solo na área de estudo. Mata ciliar do rio Urupá, Fazenda Apurú. Com exceção do N expresso pelos teores totais, os demais atributos químicos analisados correspondem aos seus teores disponíveis (trocáveis).

Tabela 4 - Algumas descrições acerca dos compartimentos amostrados neste estudo.

Tabela 5 – Caracterização físico-química dos perfis do solo avaliados neste estudo. Os valores apresentam o valor médio ± desvio padrão.

Tabela 6 – Concentração média de matéria orgânica, Ca, Mg, K, Al e P nos diferentes perfis do solo da mata ciliar do rio Urupá.

Tabela 7 – Saturação do complexo de troca do solo com a acidez potencial (H+Al) e bases trocáveis ($Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $K^{+}$), representados em termos percentuais da capacidade de troca catiônica.

Tabela 8 – Estoques de C, N, P, bases trocáveis e Al nos diferentes perfis do solo da mata ciliar do rio Urupá. A amostragem de C e N na camada superficial considerou a camada 0-20 cm. MO = matéria orgânica do solo.

Tabela 9 – Precipitação mensal e anual para o período de janeiro de 2001 a dezembro de 2009. Valores em L $m^{-2}$ $ano^{-1}$. Compilado a partir de dados dos Boletins Climatológicos de Rondônia (SEDAM).

Tabela 10 – Balanço hídrico do município de Ji-Paraná, Rondônia, segundo Thornthwaite & Mather (CAD = 100 mm). Latitude: 10º 52’ S; Longitude: 61º 58" W; Altitude: 159 m. Período: novembro de 2005 a maio de 2007.

Tabela 11 – Resumo do modelo de balanço hídrico para a área de estudo na mata ciliar do rio Urupá e respectivo percentual relativo da chuva incidente. Período de novembro de 2005 a maio de 2007. Em negrito, componentes de entrada e saída de água do sistema.

Tabela 12 – Concentração média (ponderada pelo volume) dos elementos químicos na precipitação atmosférica (PA), precipitação interna (PI) e escoamento pelo tronco (ET), amostrados durante a estação chuvosa (C), transição seca-chuvosa (S) e período total do experimento (T = 18 meses para PA e PI e 5 meses para ET). As concentrações de nutrientes são comparadas utilizando uma análise de variância (ANOVA), sendo apresentados os valores F associados com os tratamentos. Valores expressos em mg $L^{-1}$. Números em parênteses indicam o número de amostras para cada período.

Tabela 13 – Concentração média ponderada pelo volume do escoamento superficial (ES) e concentração mediana de elementos químicos na solução do solo a 20 (SS20) e 100 cm de profundidade (SS100), água subterrânea (AS) e rio Urupá, durante a estação chuvosa (C), seca (S) e período total do experimento (T). As concentrações foram comparadas utilizando uma análise de variância (ANOVA), sendo apresentados os valores F associados com os tratamentos. Os valores são expressos em mg $L^{-1}$. Números em parênteses indicam o número de amostras (n) para cada período.

Tabela 14 – Fluxo de nutrientes na precipitação atmosférica (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), solução lixiviada pelo dossel (SLD) e razão de enriquecimento ou depleção (FE > 1.0 indicam enriquecimento do elemento e < 1.0 indicam esgotamento). Valores em kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$.

Tabela 15- Fluxo anual de nutrientes na precipitação atmosférica (PA), precipitação interna (PI) e escoamento pelo tronco (ET) em distintas florestas da Amazônia. Valores expressos em kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$.

Tabela 16 - Fluxo anual de nutrientes na água do solo em distintas florestas da Amazônia. Valores expressos em kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$.

Tabela 17 - Deposição anual média de cátions, ânions e carbono orgânico dissolvido na precipitação interna (PI) e a retenção (+) ou lixiviação (-)* em diferentes profundidades do solo na mata ciliar do rio Urupá, durante 2005-2007.

Tabela 18 – Balanço de nutrientes em vários ecossistemas florestais de regiões tropicais. Componentes de entrada (E) e saída (S) discriminados. Valores em kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$.

**SUMÁRIO**

1 INTRODUÇÃO.....20
2 HIPÓTESES.....24
3 OBJETIVOS.....25
4 MATERIAL E MÉTODOS.....26
4.1 Área de estudo.....26
4.1.1 Seleção da parcela florestal estudada.....28
4.1.2 Clima.....29
4.1.3 Vegetação.....30
4.1.4 Solos.....31
4.1.5 Geologia.....33
4.1.6 Balanço Hídrico Climatológico.....34
4.2 Métodos amostrais e medidas de campo.....34
4.2.1 Descrição dos coletores.....35
4.3 Métodos analíticos.....40
4.3.1 Íons maiores e nutrientes (N e P).....40
4.3.2 Carbono orgânico e inorgânico dissolvidos.....41
4.4 Cálculo da média ponderada pelo volume, fluxos e balanço de nutrientes.....42
4.3 Análises estatísticas.....42
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....44
5.1 Caracterização dos solos na área de estudo.....44
5.1.1 Características físico-químicas.....44
5.1.2 Características químicas.....47
5.1.3 Estoques de macronutrientes, C e Al do solo.....54
5.2 Fluxo de água no sistema.....60
5.2.1 Precipitação atmosférica.....60
5.2.2 Partição da chuva após passagem pelo dossel florestal.....62
5.2.3 Descarga do rio Urupá.....64
5.2.4 Balanço hídrico para o período estudado.....65
5.2.5 Condições para elaboração do modelo de balanço hídrico adotado para a mata ciliar.....69
5.3 Concentração de nutrientes nas soluções.....71

5.4 Fluxo de nutrientes.....95
5.4.1 Processos no dossel florestal.....95
5.4.2 Processos no solo.....102
5.5 Balanço de entrada e saída de nutrientes na mata ciliar do rio Urupá.....107
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....115
REFERÊNCIAS.....116

# 1. INTRODUÇÃO

Estudos sobre ciclagem de nutrientes em florestas vêm sendo realizados há mais de 150 anos. Em 1840, Liebig ressaltou a utilização de nutrientes pelas plantas para satisfazer suas necessidades fisiológicas. Alguns anos mais tarde (1876), Ebermayer pela primeira vez enfatizou os processos de produção e distribuição de nutrientes em ecossistemas florestais, as taxas de transferência destes no sistema solo-planta e as primeiras noções sobre balanço de nutrientes, sendo este trabalho reconhecido como o pioneiro na temática de ciclagem de nutrientes em florestas (ATTIWILL, 1993).

Na primeira metade do século XX, foram realizados vários estudos em florestas temperadas com a aplicação de nutrientes (principalmente N), a fim de identificar seu papel no crescimento e regeneração destes ecossistemas (CHAPMAN, 1933; MITCHELL e CHANDLER, 1939). Na década de 30 foi apresentado o conceito de ecossistema (TANSLEY, 1935) que influenciou significativamente a ecologia moderna (ATTIWILL, 1993; GOLLEY, 1996; CHAPIN III, 2002).

Os estudos pioneiros de ciclagem de nutrientes empregando uma abordagem ecossistêmica foram realizados através de grandes projetos como o Hubbard Brook Ecosystem Study, nos Estados Unidos (BORMANN; LIKENS, 1967), o Solling Roof Project, na Alemanha (ELLENBERG, 1971) e o Programa Biológico Internacional (IBP), sendo este último realizado em várias florestas do mundo (VAN MIEGROET; JOHNSON, 2009).

Os primeiros estudos individuais sobre ciclagem de nutrientes foram realizados em florestas da América do Norte (SWITZER et al., 1972), enquanto a ciclagem de elementos individuais foi explorada nos trabalhos de Juang et al. (1967), Thomas (1969) e Bokhari et al. (1975). Estudos sobre a distribuição de nutrientes em florestas da Europa Central foram compilados por Rennie (1955). Uma década depois, Bazilevich e Rodin (1966) realizaram uma síntese reunindo estudos sobre os ciclos biológicos dos minerais nos principais ecossistemas do mundo, na época limitados apenas a florestas temperadas.

Somente a partir da década de 60 começaram a surgir os primeiros estudos sobre ciclagem de nutrientes em florestas tropicais (GREENLAND; KOWAL, 1960; NYE, 1961; ODUM, 1970). Em 1984, Vitousek realizou a primeira comparação entre a ciclagem de nutrientes em florestas tropicais e temperadas, afirmando que, de maneira geral, as florestas tropicais apresentam ciclos mais fechados e eficientes do que as temperadas. Dois anos depois, Vitousek e Sanford (1986) afirmam que os padrões de ciclagem em florestas tropicais

são muito variados, sendo o solo o compartimento mais importante desta ciclagem. Segundo estes autores, florestas situadas em solos mais férteis sustentam florestas mais produtivas do que aquelas situadas em solos menos férteis.

Em 1991, Bruijnzeel apresentou uma importante revisão sobre as interações entre o ciclo hidrológico e a ciclagem de nutrientes em florestas tropicais. Segundo este autor, a maioria dos estudos sobre ciclagem de nutrientes em ecossistemas tropicais limitava-se em quantificar as taxas de produção e decomposição de serapilheira, mas os fluxos hidrológicos (deposição úmida, precipitação interna, solução do solo e água subterrânea) eram até então pouco avaliados.

Ainda nesta revisão, Bruijnzeel discrimina as duas principais abordagens na elaboração do balanço de nutrientes em florestas tropicais, utilizando fluxos de saída tanto pelo deflúvio quanto pela água lixiviada do solo (abaixo da zona radicular). Segundo este autor, sistemas pobres em nutrientes podem ser melhor caracterizados empregando técnicas lisimétricas, enquanto florestas sob solos eutróficos podem ser avaliadas utilizando ambos os fluxos de saída. Estas diferentes recomendações estão associadas principalmente com a retenção de nutrientes nas camadas superficiais, observadas em solos pobres, com posterior decréscimo nas concentrações de nutrientes com a profundidade, não sendo repostos devido ao substrato altamente intemperizado. Nestes ambientes, a carga dissolvida do rio não expressa as perdas de solutos pela vegetação.

Estudos sobre ciclagem de nutrientes na região Amazônica foram inicialmente estimulados após surgirem os primeiros trabalhos demonstrando a baixa fertilidade dos solos nesta região (KRONBERG; FYFE, 1983; JORDAN, 1986), associando solos tropicais com uma série de características como intemperismo e lixiviação extremamente intensos, baixo conteúdo de matéria orgânica, baixa capacidade de retenção de nutrientes e homogeneidade de características químicas e físicas (RICHTER; BABBAR, 1991). No entanto, estudos recentes têm demonstrado uma grande diversidade e heterogeneidade dos solos desta região baseado em detalhados levantamentos pedológicos e elaboração de mapas em distintas escalas (PROCTOR, 1987; RICHTER; BABBAR, 1991).

Recentemente, vários estudos têm sido realizados na Amazônia visando quantificar os fluxos de nutrientes dissolvidos ao longo das principais vias hidrológicas (NEILL et al., 2006). No entanto, devido ao contexto de mudanças no uso do solo observado nesta região (KAUFFMAN et al. 1998), a maioria destes estudos têm se concentrado principalmente na comparação entre florestas primárias e culturas agrícolas (NEU, 2009) ou pastagens (MARKEWITZ et al., 2004; BIGGS et al., 2006; MORAES et al., 2006; GERMER et al.,

2007), sendo que estudos em formações ribeirinhas ou áreas alagadas são ainda muito escassos (FILOSO et al., 1999; TOBON et al., 2004).

A transferência dos nutrientes em um determinado ecossistema florestal é realizada a partir das vias hidrológicas que conectam os compartimentos atmosfera, vegetação, solo e as águas superficiais. A quantidade de água que entra no sistema é dependente do regime hidrológico, enquanto sua química é determinada pelos caminhos pelo qual esta solução percorre ao longo do mesmo. Todos estes processos evidenciam as interações entre a ciclagem de nutrientes e o ciclo hidrológico (LIMA, 1985; BORMANN; LIKENS, 1967; ELSENBEER, 2001; NEILL et al., 2006).

Neste contexto, o dossel florestal tem importante papel, visto que muitos materiais atmosféricos (tanto de origem biogênica quanto antrópica) são carreados através da precipitação incidente, enriquecendo a água que passa através do dossel (CHIWA et al., 2004; TOBON et al., 2004). Estas entradas são essenciais em regiões com solos muito intemperizados e com pequena reserva de nutrientes como, por exemplo, em certas regiões da Amazônia (IRION, 1978). Além disso, o dossel contribui com a entrada de material senescente, via serapilheira, que após os processos de decomposição, disponibiliza matéria orgânica dissolvida e importantes minerais para o solo (AIDAR; JOLY, 2003; PAGANO; DURIGAN, 2004; DON; KALBITZ, 2005).

Após o aporte da precipitação interna e do escoamento pelos troncos, a água alcança o solo, tornando-se enriquecida em nutrientes, principalmente após entrar em contato com galhos, folhas mortas e uma infinidade de organismos vivos que utilizam desta solução para realizar seu metabolismo (STARK; JORDAN, 1978). A partir daí, esta solução infiltra no perfil do solo, carreando uma grande quantidade de nutrientes que são lixiviados nas diferentes profundidades (e perfis) do solo, retornando à planta através das raízes ou sendo perdidos para água subterrânea. Desta forma, torna-se imprescindível caracterizar todos estes compartimentos, uma vez que o desconhecimento sobre a dinâmica nos mesmos pode comprometer a capacidade de identificar se está ocorrendo retenção e/ou liberação de elementos através do solo.

As matas ciliares representam áreas florestadas próximas de cursos d’água e embora ocupem apenas uma pequena fração da paisagem, elas desempenham um papel crucial nas trocas de água e de elementos químicos entre a terra-firme e o sistema fluvial (GREGORY et al., 1991; BURT; PINAY, 2005).

Diferente da descrição geral para florestas, citada anteriormente, o fluxo de nutrientes em matas ciliares apresenta um forte controle dos fluxos laterais, expressos pelo escoamento

superficial e sub-superficial, gerados quando a taxa de infiltração é limitada pela baixa permeabilidade dos seus solos (VIDON; HILL, 2004). Além disso, estas áreas apresentam intensa interação com o rio adjacente, seja através dos fluxos nos sedimentos de fundo (pela zona hiporrêica) quanto através das inundações periódicas (NAIMAN; DECAMPS, 1997). A importância relativa de cada uma destas vias hidrológicas depende de condições específicas do local estudado (VIDON; HILL, 2004; HAZLETT et al., 2008).

Neste estudo foi examinada a dinâmica de carbono, nitrogênio e íons maiores em um fragmento de mata ciliar na Amazônia, através da caracterização dos fluxos destes elementos nas principais vias hidrológicas deste ecossistema. Para isto, foram utilizados dados das principais componentes hidrológicas pelos quais a água é transferida ao longo deste sistema florestal (água de chuva, precipitação interna, escoamento pelo tronco, escoamento superficial, solução do solo e água subterrânea), coletadas durante 18 meses, entre novembro de 2005 e maio de 2007.

Estudos desta natureza não apenas proporcionam dados de referência necessários para avaliar o status do ecossistema, mas também fornecem informações básicas que podem ser utilizadas pelo poder público, produtores e outros interessados preocupados com o monitoramento, manejo e uso dos recursos florestais. Igualmente importante é sua aplicação no manejo de matas ciliares em um futuro breve, visto o avançado estágio de degradação e devastação destas fisionomias vegetais.

## 2. HIPÓTESES

- As matas ciliares da Amazônia apresentam ciclagem de nutrientes diferenciada, uma vez que as interações entre o ciclo da água e de nutrientes são representadas tanto pelas entradas e saídas comuns a outros tipos de florestas, mas também pelas interações com o sistema fluvial, decorrentes do regime de inundações anuais;

- Em função das queimadas regionais intensas, a composição química dos aportes atmosféricos será distinta daquela observada em áreas nativas da Amazônia, constituindo importante fonte de nutrientes para este fragmento florestal.

## 3. OBJETIVOS

Este estudo visa, em termos gerais, detalhar a dinâmica de nutrientes em um fragmento ciliar na Amazônia Ocidental, a fim de contribuir para uma melhor compreensão destas áreas submetidas à forte pressão antrópica. Em termos específicos, pretende-se:

- Quantificar os estoques e caracterizar os fluxos de nutrientes nas principais vias hidrológicas ao longo do sistema atmosfera-planta-solo de uma mata ciliar;
- Estimar a entrada de nutrientes via precipitação atmosférica e lixiviação de nutrientes pelo dossel para verificar sua contribuição no aporte de nutrientes para o solo florestal;
- Caracterizar os estoques de nutrientes no solo e suas respectivas concentrações na solução do solo e água subterrânea;
- Avaliar a influência da sazonalidade sobre as concentrações e fluxos de nutrientes dos diferentes compartimentos deste ecossistema ribeirinho.

# 4. MATERIAL E MÉTODOS

## 4.1 Área de estudo

O rio Urupá está localizado entre as coordenadas 10.40-11.20°S e 61.80-63.40°O no centro da bacia do rio Ji-Paraná, que por sua vez está inserida na bacia dos rios Madeira e Amazonas, respectivamente. Este rio é formado na reserva indígena dos Pacaás Novos, percorrendo 256 km até desembocar no rio Ji-Paraná, como rio de 5° ordem, no município de Ji-Paraná (BOLSON, 2006).

O Urupá é um dos principais rios de Rondônia, abastecendo entre outros, o segundo maior município deste estado, Ji-Paraná, com uma população de aproximadamente 116.600 habitantes (IBGE, 2011). Sua bacia de drenagem abrange uma área de aproximadamente 4.209 $km^2$ com altitudes variando entre 200 e 550 m (BALLESTER et al., 2003).

Ballester et al. (2003) realizaram uma caracterização detalhada da bacia do rio Ji-Paraná, descrevendo vários aspectos físicos de suas sub-bacias, entre elas, a do rio Urupá. Segundo estes autores os principais solos da bacia do rio Urupá concentram-se nas categorias Latossolos e Argissolos, com 47 e 24% do total da bacia, seguidos de Neossolos (14%), Luvissolos (13%) e Cambissolos (2%). Esta região foi caracterizada como apresentando níveis altíssimos de impacto no uso do solo, conforme refletido na distribuição com 50% de áreas sob florestas, 43% de pastagens e 6% regeneração florestal.

Esta significativa alteração da vegetação nativa reflete uma ocupação desordenada na região, promovida em meados da década de 70 por iniciativas do Governo Federal (BROWDER et al., 2004), que evoluíram nas próximas décadas para especulação fundiária (MORAN, 1996).

A Figura 1 apresenta um mapa da bacia do rio Urupá, incluindo a localização da Fazenda Apurú e a área de estudo. A parcela selecionada localiza-se em uma floresta ribeirinha sazonalmente alagável (11º00’S, 62º07’W, altitude 170 m) situada na Fazenda Apurú e pertencente à bacia do rio Urupá, distando cerca de 25 km da cidade de Ji-Paraná.

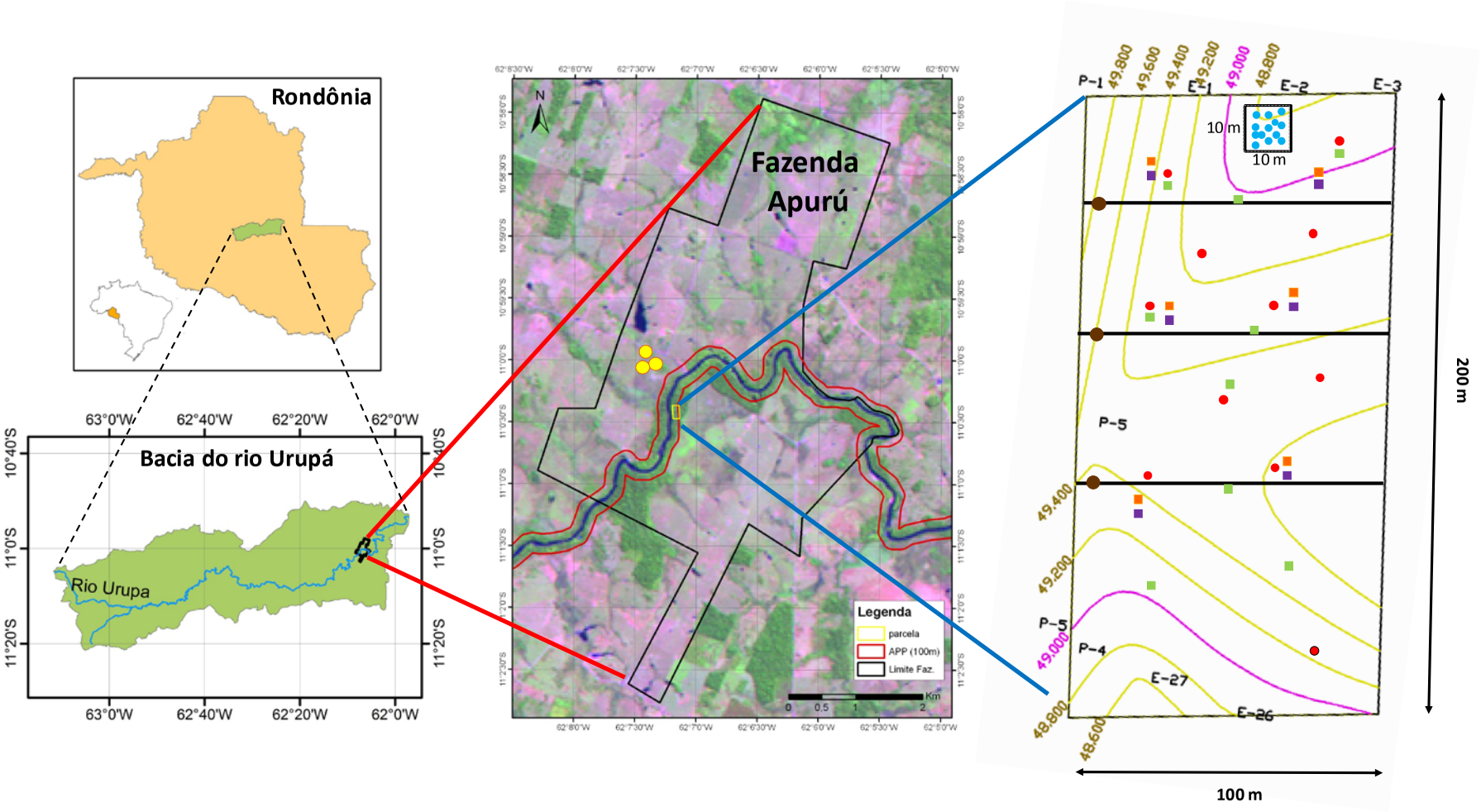


**Figura 1** – Mapa da bacia do rio Urupá com a localização da Fazenda Apurú e parcela ribeirinha estudada (área de 2 hectares), apresentando a distribuição dos coletores. Círculos amarelos representam os coletores de precipitação atmosférica, círculos vermelhos = precipitação interna, círculos azuis = escoamento pelo tronco, quadrados verdes = escoamento superficial, quadrados laranja = solução do solo 20 cm, quadrados roxos = solução do solo 100 cm, círculos marrons = água subterrânea. Fonte: Laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento do CENA/USP.

### 4.1.1 Seleção da parcela florestal estudada

Em geral, não existe critério estabelecido na seleção de parcelas experimentais para estudos de ciclagem de nutrientes, apresentando alta variabilidade em seus tamanhos, formas e delineamentos empregados (BRAY; GORHAN, 1964; BRUIJNZEEL, 1991; PROCTOR, 1987).

Esta falta de padronização oferece um grande desafio para realizar comparações, mesmo entre ecossistemas com características similares, e também no estabelecimento de modelos de funcionamento, sendo comumente enfatizada a questão da representatividade amostral (PROCTOR, 1987).

Considerando os objetivos propostos e a escala de trabalho adotada (parcela experimental) selecionou-se a área de estudo na mata ciliar do rio Urupá, levando em consideração:

→ A área localizava-se próxima de uma estação fluviométrica da Agência Nacional de Águas (código 15585000), possibilitando aquisição de dados de descarga e cotas fluviométricas com freqüência diária;

→ O acesso a área de estudo foi relativamente fácil, sendo parte do trecho realizado em estrada de terra e outra parte utilizando barco motorizado. Essa dinâmica permitiu realizar a atividade de campo, podendo retornar ao laboratório (localizado na UNIR/Ji-Paraná) no mesmo dia para proceder com as filtragens, preservação e armazenamento das amostras coletadas;

→ O contato com o proprietário da Fazenda Apurú, viabilizou os cuidados necessários para manter o local intacto (sem perturbações) durante a realização do experimento: cercando a área para evitar o fluxo de animais, não realizando desmatamento ou retirada de árvores, e mantendo a área protegida de terceiros, que poderiam danificar os coletores ou perturbar a área de estudo.

Desta forma, foi selecionada uma parcela de 2 hectares (100 x 200 m) em uma mata ciliar na margem direita do rio Urupá, sendo que durante 24 meses (junho de 2005 a julho de 2007) procedemos com a instalação, amostragens, processamento e análise das amostras.

### 4.1.2 Clima

A partir de série de dados de longa duração (2001-2009) obtida junto a Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental (SEDAM/RO) na Estação Meteorológica de Ji-Paraná (Ulbra/Iles), o município de Ji-Paraná apresenta temperatura anual média de 25,7ºC, umidade relativa do ar em torno de 85% e precipitação total anual de 2125 mm, sendo julho o mês mais seco e janeiro o mês com maior índice pluviométrico (Figura 2). Em geral, os meses mais úmidos apresentam vento na direção norte/nordeste, enquanto no período de estiagem o sentido inverte para sudoeste (RONDÔNIA, 2010).

Rondônia está localizada na região de clima tropical com estação seca de inverno (categoria Aw segundo a classificação climática de Köppen-Geiger), onde todos os meses do ano apresentam temperatura média mensal superior a 18°C, e pelo menos um dos meses do ano (geralmente no inverno), apresenta precipitação total inferior a 60 mm (KOTTEK et al., 2006), confirmado pelo climadiagrama de Walter (Figura 2).

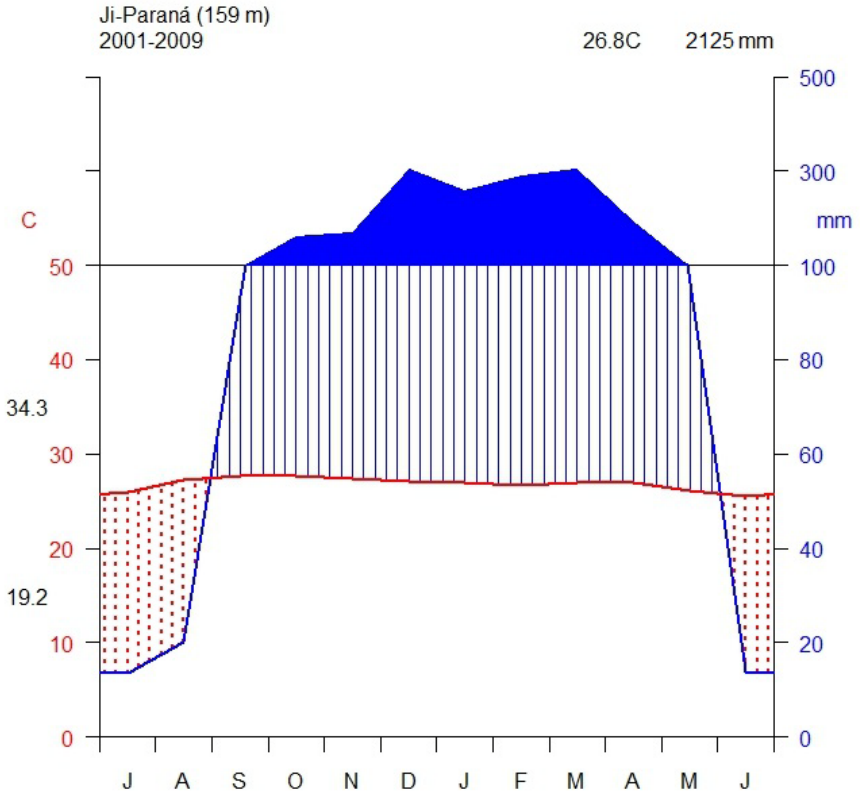


**Figura 2** – Climadiagrama de Walter (1986) gerado com série meteorológica de longa duração (2001–2009) para o município de Ji-Paraná. Eixo à esquerda apresenta valores de temperatura (vermelho) e à direita de precipitação atmosférica (azul). Note a estação seca entre maio e agosto.

Os dados de precipitação atmosférica coletados na área de estudo apresentaram valores próximos ao descrito na literatura para região. Além do valor supracitado (SEDAM), conseguimos levantar outros estudos em Rondônia, apresentando um total anual entre 2.200 e 3.400 mm (BASTOS; DINIZ, 1982; CASSIOLATO, 2002; GERMER *et al*., 2007). O presente estudo registrou uma média anual de 2000 mm para o período entre novembro de 2005 e maio de 2007.

### 4.1.3 Vegetação

A vegetação é classificada como Floresta Ombrófila Aberta Submontana com Palmeiras segundo o Sistema de Classificação Fitogeográfica (IBGE, 1992), correspondendo a uma área de transição entre a floresta Amazônica e as áreas extra-Amazônicas, apresentando alta incidência de *Arecaceae*, bambus e lianas (CABIANCHI, 2010).

Na Amazônia, esta formação ocorre com quatro faciações florísticas (palmeiras, cipós, sororocas e bambus) entre os 4° de latitude Norte e 16° de latitude Sul, situadas acima dos 100 m de altitude, e às vezes alcançando até 600 m (VELOSO et al., 1991).

A floresta Ombrófila Aberta Submontana com Palmeiras pode ser observada sob condições naturais nos Estados do Pará, Amazonas, Roraima e Mato Grosso, enquanto nos Estados do Tocantins e Rondônia estas já se encontram em condições altamente antropizadas, em função dos altos níveis de desmatamento nestas regiões (IBGE, 1992).

Inventários florísticos e levantamentos fitossociológicos são escassos na bacia do rio Urupá. O único estudo realizado foi o de Cabianchi (2010) na mata ciliar estudada, em uma parcela de 10.000 $m^2$ (1 hectare). Os resultados são apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1** – Dados fitossociológicos da área de estudo. Mata ciliar do rio Urupá, Fazenda Apurú. Fonte: Cabianchi (2010).

| **Características** | **Parcela Estudada** |
|---|---|
| **Estrutura florestal** (árvores com DAP ≥ 3,2 cm) | |
| Densidade absoluta (ind.ha$^{-1}$) | 2170 |
| Área basal (m$^2$ ha$^{-1}$) | 24,3 |
| Diâmetro médio (cm) | 30,7 |
| Altura média (m) | 7,7 |
| Número de espécies | 43 |
| **Famílias mais importantes** | |
| | *Leguminosae* |
| | *Palmae* |
| | *Anonaceae* |
| | *Sapotaceae* |
| **Espécies mais importantes** | |
| | *Inga macrophylla H.B.K.* |
| | *Stryphnodendron guianense (Aubl.) Benth.* |
| | *Tachigali myrmecophila Ducke* |
| | *Schizolobium amazonicum (Huber) Ducke* |

### 4.1.4 Solos

Embora haja informações sobre solos na bacia do rio Urupá (BALLESTER et al., 2003; IBGE, 2006), estas estão em uma escala muito grande (1:1.000.000). Desta forma, procedemos com o levantamento pedológico na área de estudo, com a ajuda do professor Petrus Luna Pequeno da Universidade Federal de Rondônia (Campus Rolim de Moura), sendo os solos classificados na classe Cambissolo Distrófico Endoálico (FAO: Humic Acrisol; USA: Typic Kandiustult).

O levantamento para classificação pedológica foi realizado a partir de duas trincheiras com área de 2,25 m$^2$ (1,5 m de lado) e 2 metros de profundidade, sendo também retiradas amostras indeformadas para posterior determinação da densidade aparente do solo. Além destas duas trincheiras foram escavadas 17 mini-trincheiras utilizando trado holandês para coleta de amostras em 7 diferentes profundidades (0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100 cm) para avaliar os atributos físico-químicos, químicos e granulométricos. As classes foram definidas seguindo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999).

O preparo das amostras de solo consistiu de várias etapas sendo inicialmente secas ao ar, separadas de material vegetal e pequenos pedregulhos, homogeneizadas, moídas

(destorroadas), peneiradas (malha de 2 mm) e finalmente separadas utilizando um quarteador de Jones. As amostras foram analisadas no Departamento de Ciências do Solo da ESALQ/USP em Piracicaba/SP. A metodologia empregada seguiu os padrões estabelecidos pela EMBRAPA sendo discriminadas na Tabela 2.

Em geral, os Cambissolos são solos pouco desenvolvidos, constituídos por material mineral não hidromórfico e horizonte B incipiente a qualquer tipo de horizonte superficial (EMBRAPA, 2006). Sua coloração variou de bruno (7.5YR 5/3) a bruno claro-acinzentado (10YR 7/4). As principais restrições ao seu uso devem-se principalmente a sua baixa fertilidade, acidez, toxicidade por Al e ao fato de que após remoção da cobertura vegetal nativa, o horizonte A é facilmente erosível, podendo ainda apresentar compactação (CHESWORTH, 2008).

Para o cálculo do estoque de nutrientes procedemos com a correção pela densidade do solo proposta por Moraes et al. (1996) através do produto da concentração do elemento avaliado pela densidade do solo na camada de interesse e sua respectiva espessura (CERRI, 2003). A tabela 3 apresenta informações adicionais sobre a classificação de solos na mata ciliar estudada realizada pelo professor Petrus Luiz de Luna Pequeno em 22 de agosto de 2009 nos 2 perfis avaliados.

**Tabela 2** – Metodologia utilizada para análises física, físico-química e química de amostras de solo da mata ciliar do rio Urupá.

| **Atributo** | **Método** | **Referência** |
|---|---|---|
| Textura | Densímetro de Bouyoucos | Gee e Bauder, 1986 |
| pH | Determinação potenciométrica do pH em $H_2O$ | Anderson e Ingram, 1989 |
| Matéria orgânica | Digestão úmida com dicromato de potássio e ácido sulfúrico | Nelson e Sommers, 1996 |
| Teores disponíveis | P – Mehlich 1 (H2SO4)<br>K, Ca e Mg – extração pelo acetato de amônio<br>Al – extração com KCl 1N<br>(H+Al) – extração $Ca(CH_3OO)_2.H_2O$ | Camargo et al., 2009 |
| Teores totais | C e N – combustão seca utilizando um analisador elementar | Melo, 2003 |

**Tabela 3** – Características e propriedades químicas do solo na área de estudo. Mata ciliar do rio Urupá, Fazenda Apurú. Com exceção do N expresso pelos teores totais, os demais atributos químicos analisados correspondem aos seus teores disponíveis (trocáveis).

| **Características** | **Parcela Ribeirinha** | | |
|---|---|---|---|
| | **Atributos Físicos** | | |
| Profundidade (cm) | 100-150 | | |
| Localização | Mata ciliar, margem direita do rio Urupá | | |
| Umidade | Ligeiramente úmido (0-100 cm) | | |
| Drenagem | Bem drenado, permeabilidade lenta | | |
| Textura | Varia de médio-arenosa a argilosa | | |
| | **Atributos Químicos** | | |
| | *0-5 cm* | *5-10 cm* | *10-20 cm* |
| pH em $H_2O$ | 4,7 | 4,4 | 4,2 |
| N total (g $kg^{-1}$) | - | - | 1,3* |
| P (mg $kg^{-1}$) | 13,8 | 9,0 | 3,3 |
| K ($mmol_c$ $kg^{-1}$) | 1,7 | 1,3 | 0,8 |
| Ca ($mmol_c$ $kg^{-1}$) | 8,3 | 5,5 | 2,0 |
| Mg ($mmol_c$ $kg^{-1}$) | 5,0 | 3,5 | 1,5 |
| Al ($mmol_c$ $kg^{-1}$) | 13,8 | 20,5 | 27,8 |
| Acidez Potencial ($mmol_c$ $kg^{-1}$) | 55,8 | 49,8 | 47,5 |
| Soma de Bases ($mmol_c$ $kg^{-1}$) | 14,8 | 10,0 | 4,0 |
| CTC ($mmol_c$ $kg^{-1}$) | 70,5 | 60,0 | 51,2 |
| Saturação em Bases (V%) | 21,3 | 18,5 | 8,3 |
| Saturação em Alumínio (m%) | 47,8 | 66,0 | 84,8 |

* O nitrogênio total corresponde a uma média de 6 amostras compostas coletadas na profundidade 0-20 cm.

### 4.1.5 Geologia

Scandolara (2006) realizou um trabalho minucioso sobre a geologia da porção central do Estado de Rondônia. Segundo este autor, a área de estudo constitui parte do terreno Jamari localizando entre as províncias Rio Negro-Juruena e Rondoniana.

O Complexo Jamari (unidade de embasamento) tem ampla distribuição na região centro-leste de Rondônia (QUADROS, 2007), sendo composto por rochas paleoproterozóicas de alto grau metamórfico, constituídas por ortognaisses cálcio-alcalinos de baixo a alto potássio (associação de quartzo-dioritos, tonalitos e granodioritos) e metabasitos (PAYOLLA et al., 2002) com idades de cristalização U-Pb entre 1,76 Ga e 1,47 Ga (SANTOS et al., 2000).

### 4.1.6 Balanço hídrico climatológico

O balanço hídrico climatológico pode ser utilizado para várias aplicações como avaliação da disponibilidade hídrica regional, caracterização de secas, zoneamento agroecológico e determinação das melhores épocas de semeadura (PEREIRA et al., 2002). No presente estudo destacaremos a primeira aplicação elencada.

O balanço hídrico médio mensal foi calculado utilizando o programa BHNorm elaborado em planilha eletrônica (Excel™) conforme Rolim (1998) adotando-se o método desenvolvido por Thornthwaite e Mather (1955). Para a determinação, foram utilizados dados meteorológicos disponíveis (período 2001-2009) de precipitação média mensal (P) e temperatura do ar (TMED) da Estação Meteorológica de Ji-Paraná (Ulbra/Iles), além de suas respectivas coordenadas geográficas.

Como capacidade de água disponível (CAD), utilizamos o valor médio de 100 mm conforme descrito em outro estudo realizado na bacia do rio Urupá (VICTORIA, 2004) levando-se em consideração solos com textura média (HANADA, 2004) e cobertura do solo composta principalmente por florestas e pastagens (BALLESTER et al., 2003). A evapotranspiração potencial (ETP) e real (ETR) foram estimadas empregando o método de Thorthwaite e Mather (1955).

Como saída do programa foi possível determinar o balanço hídrico médio mensal para a região fornecendo as estimativas de evapotranspiração real (ETR), deficiência hídrica (DEF), excedente hídrico (EXC) e do armazenamento de água no solo (ARM) para cada mês do ano (ROLIM et al., 1998). Com estes resultados foram gerados gráficos representando a variação do armazenamento de água no solo (disponibilidade hídrica) ao longo do ano, revelando os períodos de deficiência e excedente hídrico.

## 4.2 Métodos amostrais e medidas de campo

A metodologia utilizada para determinar os fluxos e balanço de nutrientes nas vias hidrológicas foi adotada a partir dos estudos de hidrologia florestal e ecohidrologia conduzidos tanto em florestas tropicais (BRINKMANN, 1985, FRANKEN et al., 1985; JORDAN, 1985; BRUIJNZEEL, 1991) quanto temperadas (BORMANN; LIKENS, 1967; PARKER, 1983, JOHNSON; LINDBERG, 1992). O modelo utilizado levou em consideração o delineamento por parcela experimental assumindo como fluxo de entrada de nutrientes a

precipitação atmosférica e o fluxo de saída a solução lixiviada do solo a 100 cm de profundidade.

O trabalho de campo foi realizado durante 18 meses, entre novembro de 2005 e maio de 2007. A Tabela 4 apresenta informações adicionais sobre as vias hidrológicas amostradas neste estudo, com data de início das coletas, número de coletores (réplicas), número de coletas (total e separado por período sazonal), além dos respectivos códigos a serem adotados daqui em diante.

**Tabela 4** – Algumas descrições acerca dos compartimentos amostrados neste estudo.

| Compartimento | Data Implementação | n° de Coletores | n° de Coletas | Coletas Período Seco-Chuvoso | Coletas Período Chuvoso |
|---|---|---|---|---|---|
| Precipitação Atmosférica (PA) | 24/11/2005 | 3 | 28 | 7 | 21 |
| Precipitação Interna (PI) | 24/11/2005 | 11 | 29 | 5 | 24 |
| Escoamento pelo Tronco (ET) | 21/12/2006 | 16 | 7 | - | 7 |
| Escoamento Superficial (ES) | 24/11/2005 | 9 | 25 | 4 | 21 |
| Solução do Solo (SS) | 06/12/2005 | 12 | 24 | 5 | 19 |
| Água Subterrânea (AS) | 08/12/2005 | 3 | 22 | 5 | 17 |

### 4.2.1 Descrição dos coletores

#### a) Água de Chuva e Precipitação Interna:

Para coleta da água de chuva e precipitação interna (pluviolixiviado) foram utilizados 3 e 11 coletores do tipo calha suspensa (Figura 3A), respectivamente, utilizando tubos de PVC (150 mm de diâmetro, 150 cm de comprimento) com uma abertura lateral de 7 por 140 cm (formando uma área de captação de 980 $cm^2$). Para cada coletor fixou-se um funil em uma de suas extremidades, sendo este conectado a um galão de 50 L através de uma mangueira de silicone (Figura 2). A outra extremidade foi vedada com uma tampa de PVC de 150 mm.

Os coletores foram mantidos suspensos a aproximadamente 100 cm do solo utilizando cavaletes de madeira. A fim de manter o aparato livre de folhas, insetos e pequenos galhos

foram utilizadas malhas de nylon revestindo o funil. O volume da precipitação foi quantificado quinzenalmente através da medida da solução armazenada no galão. Este procedimento foi realizado em campo, utilizando uma proveta graduada.

**a) Escoamento pelo tronco:**

A solução escoada pelo tronco foi coletada utilizando colares de PVC em forma de espiral, instalados ao redor do tronco das árvores (Figura 3C), e vedado com espuma expansiva de poliuretano (LIKENS, 1970) similar aos coletores utilizados por Germer (em fase de elaboração)[1] e Neu (2009). Na extremidade final da espiral foi fixado um funil, conectado a uma mangueira de silicone, com a outra extremidade direcionando a solução para um reservatório de 50 L. Assim como nos coletores de precipitação, foram colocadas telas de nylon para evitar entrada de contaminantes no reservatório.

Devido à grande heterogeneidade de espécies e diâmetros de troncos, foram selecionadas todas as árvores em uma sub-parcela de 10 x 10 m, com diâmetro a altura do peito (DAP) maiores do que 5 cm, totalizando 16 indivíduos. Este delineamento foi proposto por Johnson (1990), onde são avaliadas árvores representativas de uma parcela amostrada e os volumes são extrapolados para áreas maiores.

O volume de escoamento pelo tronco foi quantificado no campo quinzenalmente, através da medida da solução armazenada no reservatório, com proveta graduada. Para normalizar os valores de escoamento pelo tronco em mm, empregou-se a equação (Eq. 1):

$$H = \Sigma Vol / 100 \qquad (1)$$

*Sendo H = altura da água (mm); Vol = solução coletada em cada coletor (em litros).*

[1] Germer S. Why forest nutrient cycling studies should consider stemflow. A ser editado pela Springer; 2012

**Figura 3** - Esquema representando os coletores utilizados: A = Coletor de precipitação atmosférica e precipitação interna; B = Coletor de escoamento superficial; C = Coletor de escoamento pelo tronco; D = Extratores de solução do solo a 20 (esquerda) e 100 cm de profundidade (direita); E = Poço para coleta de água subterrânea e F = coleta de água do rio no barco.

**c) Escoamento Superficial:**

A solução de escoamento superficial foi coletada em uma calha, construída com tubo de PVC (50 mm de diâmetro, 100 cm de comprimento), sendo enterrada na parte mais baixa de cada parcela de 1 $m^2$ (Figura 3B). Esta área foi delimitada utilizando tabuas de madeira, enterradas no solo, evitando coleta de água exterior à parcela selecionada.

Os tubos coletores foram perfurados lateralmente, sendo esta área perfurada mantida em contato com o solo, de forma a permitir a entrada da solução em direção a um galão de polietileno de 20 L, que foi enterrado no solo, de forma a receber a solução sob ação da gravidade.

Coletores similares a este foram utilizados em estudos realizados em Igarapé–Açú (Marília Silva, informação pessoal) e Paragominas (SCHULER, 2003), ambos no estado do Pará, e na Fazenda Rancho Grande, em Rondônia (CHÁVEZ et al., 2008).

O volume de escoamento superficial foi quantificado no campo quinzenalmente, através da medida da solução armazenada no reservatório, com proveta graduada. Como o volume coletado refere-se a uma área de 1 $m^2$, o resultado já sai normalizado em mm (L $m^{-2}$), não sendo necessário cálculo adicional.Para este estudo foram instalados 9 coletores de escoamento superficial, sendo distribuídos aleatoriamente ao longo da área de dois hectares.

**d) Solução do Solo:**

A solução do solo foi coletada utilizando lisímetros de tensão com cápsula porosa de cerâmica (LEWIS et al., 1992). Antes da instalação dos extratores, as cápsulas de cerâmica foram mantidas submersas em água deionizada durante 24 horas no laboratório (hidratação), sendo extraído um pequeno volume (500 ml) a cada duas horas para eliminar qualquer resíduo. Após sua instalação no campo, as duas primeiras amostragens foram descartadas.

O extrator consiste de um tubo de PVC, com uma cápsula porosa de cerâmica na extremidade que fica em contato com o solo (Figura 3D). Esta cápsula coleta a solução através da diferença de pressão, aplicada a partir de uma bomba de vácuo manual (Nalgene), sendo esta pressão de aproximadamente -65 kPa. A amostra coletada é conduzida através de um tubo, até um frasco coletor acoplado ao sistema, coletando um volume máximo de até 150 ml de amostra. Este frasco é vedado com uma rolha de silicone perfurado pelo tubo, de forma a manter o sistema sob vácuo durante, pelo menos 4 horas, quando é realizada a coleta.

A metodologia empregada efetuou a extração de água do solo de forma descontínua, amostrando apenas a água presente no solo no momento da coleta. Segundo Weihermuller et al. (2007) este procedimento apresenta como vantagem pequena perturbação do fluxo natural de campo e reduzida manutenção, no entanto apresenta como desvantagem alta sorção devido ao fluxo não-permanente através do material da cápsula (que foi evitado descartando a primeira água amostrada) e falta de representatividade em eventos de curta duração, como pancadas de chuva.

Foram instalados 6 extratores nas profundidades de 20 e 100 cm (Figura 2), sendo estas profundidades selecionadas de forma a amostrar dois importantes horizontes do solo. Segundo Kolm (2001), a camada de 0-20 cm apresenta os maiores teores de nutrientes no solo (oriundos da decomposição de matéria orgânica e raízes), sendo também nesta região onde ocorrem os processos de absorção destes elementos pelas raízes das plantas. Na profundidade de 100 cm, pode-se identificar a quantidade de íons dissolvidos (elementos minerais dissolvidos) e matéria orgânica que atravessa o perfil orgânico, com potencial de alcançar o lençol freático.

**e) Água Subterrânea:**

A coleta de água subterrânea foi realizada em 3 poços (Figura 3E), com 50 mm de diâmetro, que foram perfurados utilizando um trado do tipo caneco, sendo a profundidade variável de acordo com a altura da coluna d'água (em média 5-6 metros). As amostras foram retiradas com a ajuda de uma bomba peristáltica. Inicialmente, a água do poço foi purgada durante cerca de 20 minutos, visando obter amostras frescas de água subterrânea.

**f) Rio e igarapé intermitente:**

A coleta de água superficial foi realizada no meio do canal principal do rio Urupá (Figura 3F) e em um igarapé intermitente dentro da parcela selecionada. As amostras foram coletadas utilizando uma bomba peristáltica, submersa a aproximadamente 60% da profundidade total (WALLACE et al., 2007), mantida sob fluxo contínuo. Uma proveta de 2 litros foi preenchida com o dobro do seu volume descartado, sendo inseridos eletrodos para medição do pH e temperatura, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. Após a determinação dos parâmetros físico-químicos foram selecionadas alíquotas distintas para a determinação dos parâmetros químicos de interesse, discriminados abaixo.

Para todas as amostras citadas anteriormente foram preenchidos frascos coletores de policarbonato de 1 litro (NALGENE), mantidos sob refrigeração, sendo conduzidos ao laboratório na Universidade Federal de Rondônia no mesmo dia da coleta.

No laboratório as amostras para carbono orgânico dissolvido foram filtradas em filtros de fibra de vidro (Whatman GFF, porosidade nominal de 0,7 μm), sendo armazenadas em frascos de vidro (25 mL) pré-calcinados e com tampas revestidas internamente com teflon, sendo em seguida preservadas com cloreto de mercúrio, a uma concentração final de Hg de 250 μM.

As amostras para determinação dos cátions ($Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $Na^{+}$, $K^{+}$, $NH_4^{+}$), ânions ($Cl^{-}$, $SO_4^{2-}$, $NO_3^{-}$, $PO_4^{3-}$) e carbono inorgânico dissolvido (CID) foram filtradas com o mesmo filtro descrito acima, no entanto foram armazenadas em frascos de polietileno de alta densidade (60 mL) e preservadas com Thymol, a uma concentração final de 100 mg $L^{-1}$.

Com exceção das amostras do rio Urupá cujos parâmetros físico-químicos foram determinados *in-situ*, todas as demais amostras foram analisadas no laboratório: condutividade elétrica, utilizando um equipamento da marca Amber Science modelo 2052 e o pH e a temperatura, com um peagâmetro Orion, modelo 250A.

## 4.3 Métodos Analíticos

As amostras coletadas foram submetidas a análises químicas das principais frações de carbono dissolvido (orgânico e inorgânico) e íons inorgânicos (cátions e ânions) no laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento do CENA/USP, utilizando as metodologias detalhadas a seguir:

### 4.3.1 Íons maiores e nutrientes (N e P)

As concentrações dos cátions sódio, cálcio, magnésio, potássio e amônio, e dos ânions cloreto, sulfato, nitrato e nitrito foram determinadas através da técnica de cromatografia líquida com supressão de íons, empregando um equipamento Dionex DX-500.

O método consiste na injeção da amostra em uma fase móvel, passando por uma coluna de troca iônica (fase estacionária), com sua detecção sendo obtida por condutividade elétrica. As colunas analíticas empregadas foram IonPac AS11HC (4mm) e CS12A (4mm), para os ânions e cátions, respectivamente.

Para o método de detecção de ânions foi empregada uma solução eluente de carbonato de sódio ($Na_2CO_3$) e bicarbonato de sódio ($NaHCO_3$), com concentrações de 0,3mM e 2,7mM, respectivamente. Para o método de detecção de cátions foi utilizada uma solução eluente de ácido metanosulfônico ($CH_4O_3S$) a uma concentração de 2,6mM. As análises foram gerenciadas automaticamente por computador com o auxílio do software Peaknet 6.0, e os resultados foram obtidos através de uma curva de calibração com padrões externos. O controle de qualidade da dos resultados foi feito com o uso da amostra certificada TROIS-94.

### 4.3.2 Carbono orgânico e inorgânico dissolvidos

Para determinar as concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono inorgânico dissolvido (CID) foi utilizado um equipamento da marca Shimadzu, modelo TOC-VCPH ("Total Organic Carbon Analyser"), com detecção na forma de $CO_2$ em um analisador de gases não dispersivo com absorbância no comprimento de onda infra-vermelho. O equipamento possui duas vias de análise, sendo uma para a fração orgânica e outra para a inorgânica:

a) **Análise da fração orgânica:** uma alíquota da amostra foi previamente acidificada com ácido clorídrico até pH 1,0, borbulhada com ar sintético para retirar toda fração inorgânica do carbono (convertida a $CO_2$ pela acidificação), e então injetada no equipamento, onde foi queimada à 680º C, transformando o COD em $CO_2$. O gás produzido pela queima foi então carreado por um fluxo de ar sintético, passando por uma coluna de resfriamento, um desumidificador eletrônico, um filtro de gases halogenados e uma membrana de filtro, até chegar ao detector, onde o $CO_2$ produzido pela queima é quantificado.

b) **Análise da fração inorgânica:** Para análise do carbono inorgânico dissolvido não há pré-acidificação ou queima. A amostra é injetada diretamente e carreada para dentro de um recipiente com ácido, onde os carbonatos passam à forma de $CO_2$, que é carreado para o detector seguindo o mesmo procedimento citado anteriormente para o COD. As concentrações são determinadas conforme descrito acima.

As concentrações foram determinadas por comparação com padrões externos (no mínimo 5 padrões), sendo um padrão primário de ftalato de potássio (100 ppm) para COD e carbonato de sódio (440 ppm) para CID. As frações de CID (CID = $CO_2$ Livre + $HCO_3^-$ + $CO_3^{2-}$) foram calculadas empregando as concentrações de CID, pH e temperatura, utilizando equações de equilíbrio termodinâmico (STUMM e MORGAN, 1996; SKIRROW, 1975).

## 4.4 Cálculo da média ponderada pelo volume

A média ponderada pelo volume (MPV) é uma estatística descritiva (medida de tendência central) que pode ser utilizada para minimizar o efeito de diluição ou concentração de um determinado elemento ou composto em função do volume amostrado (TOBON et al., 2004). A MPV é calculada a partir utilizando a equação 2:

$$MPV = \frac{\sum_{i=1}^{n} C_i V_i}{\sum_{i=1}^{n} V_i} \qquad (2)$$

onde C = concentração (em mg $l^{-1}$) e V = volume (em mm).

No presente estudo esta média foi empregada para a maioria das vias hidrológicas estudadas (PA, PI, ET e ES), com exceção da solução do solo e água subterrânea, sendo que para estes, os fluxos de água não foram quantificados, impossibilitando, desta forma, o respectivo cálculo, sendo empregada a mediana como medida de tendência central.

## 4.5 Análises estatísticas

A distribuição normal (empregando o teste de Shapiro-Wilk) e homoscedasticidade foram avaliadas utilizando o procedimento univariate do SAS (O'ROURKE et al., 2005). Os dados que apresentaram distribuição não-normal e heteroscedasticidade foram transformados utilizando a transformação Box-Cox de forma a proceder com os testes paramétricos.

As diferenças estatísticas entre as vias hidrológicas, entre os coletores e entre os períodos sazonais (estações seca e chuvosa) foram avaliadas através de Análise de Variância (one-way ANOVA) empregando o pacote estatístico SAS® 9.2.

Os resultados foram assim expressos:

- $p < 0,01$ apresenta diferença altamente significativa
- $p < 0,05$ apresenta diferença significativa
- $p > 0,05$ não apresenta diferença estatística significativa

As Análises de Variância que apresentaram diferenças significativas foram submetidas ao teste de comparação de médias de Tukey, utilizando o procedimento glm (General Linear Models) do SAS®.

# 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

## 5.1 Caracterização dos solos na área de estudo

### 5.1.1 Características físico-químicas

Em geral, os solos da mata ciliar apresentaram aumento gradual no teor de argila com a profundidade (Figura 4). Na camada superficial (0-10 cm de profundidade) o solo pode ser classificado na classe textural média; de 10 a 40 cm variou entre a classe média e média argilosa e de 40 a 100 cm variou entre médio-argilosa e argilosa (Figura 5a).

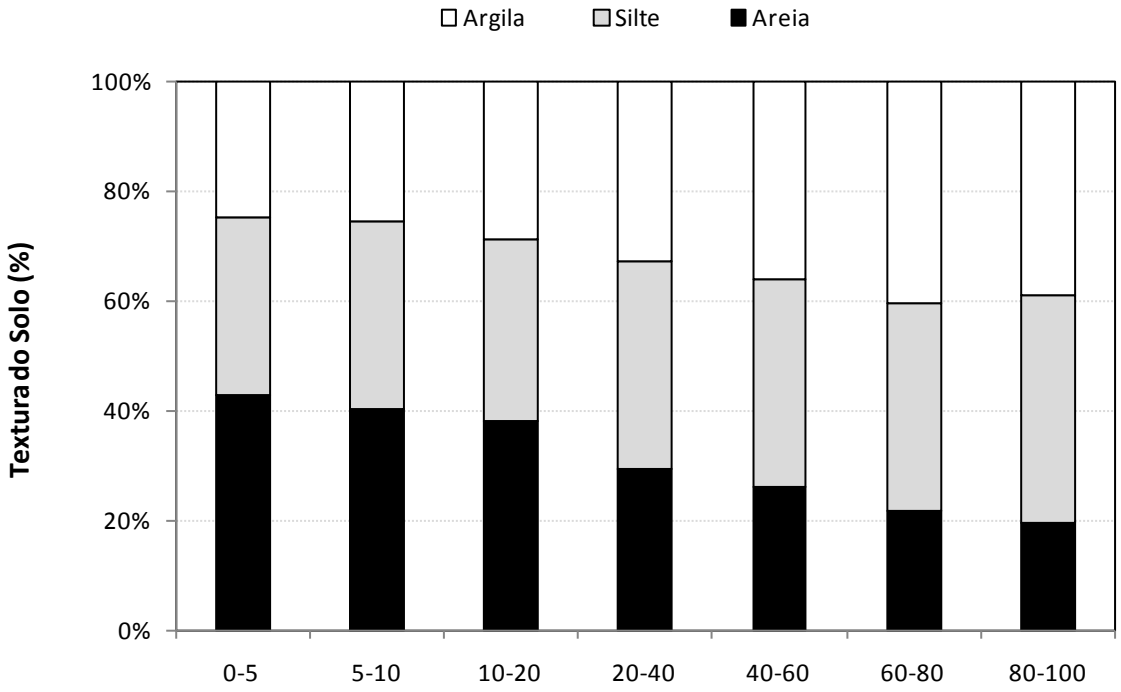


**Figura 4** – Composição granulométrica média dos solos da mata ciliar do rio Urupá coletados até 100 cm de profundidade.

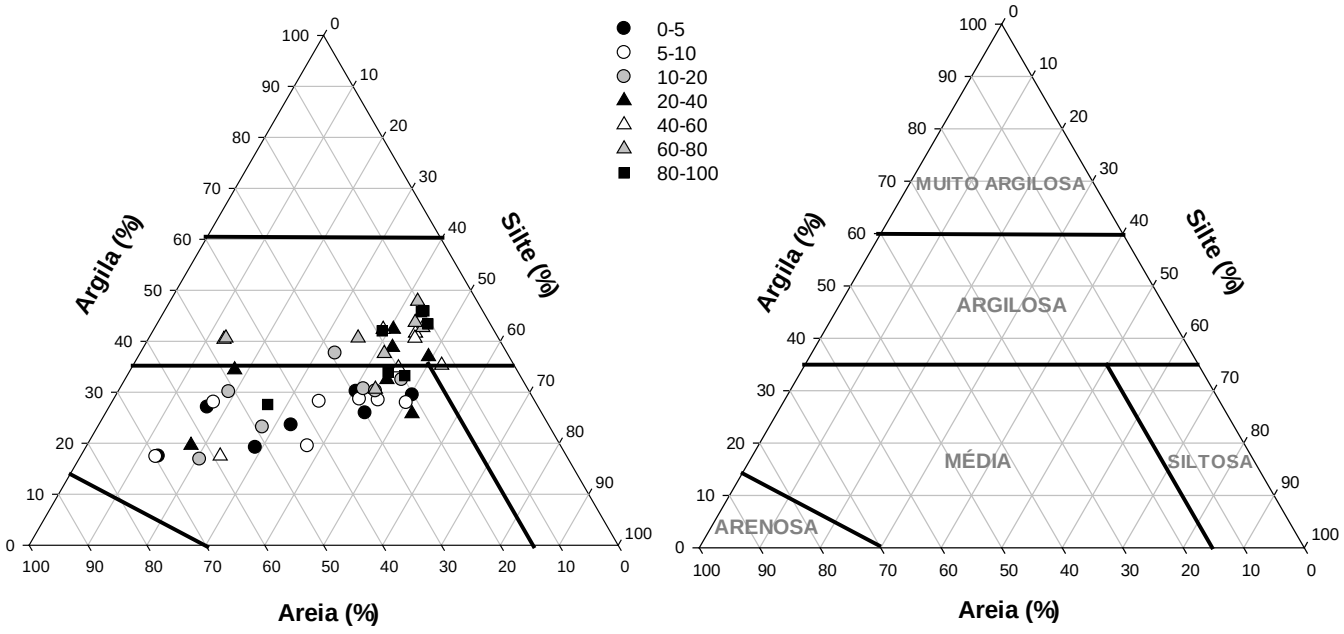


**Figura 5** – Textura do solo (baseada nos teores percentuais de areia, silte e argila) da mata ciliar do rio Urupá agrupadas em 7 diferentes profundidades (gráfico a). Divisão dos grupos texturais segundo a EMBRAPA (1999) (gráfico b).

Esta classificação foi realizada seguindo a divisão dos grupos texturais apresentada pela Embrapa (Figura 5b).

Segundo Pritchett e Fisher (1987), a textura do solo florestal pode influenciar indiretamente sua produtividade, principalmente em regiões cobertas com florestas de terra firme. Para outras regiões, a influência desta variável pode ser mascarada por outros fatores como umidade, disponibilidade de nutrientes e aeração do solo.

Fisher e Binkley (2000) concordam com Pritchett quanto ao efeito indireto da textura no crescimento e desenvolvimento das árvores, adicionando ainda outras características como a capacidade de retenção de água e de matéria orgânica.

Devido a sua localização próxima de um grande corpo d´água (rio Urupá), a mata ciliar estudada poderia apresentar baixa resposta ao fator umidade[2]. No entanto, vale salientar o fato da floresta permanecer sob efeito de forte estiagem durante alguns meses do ano (principalmente entre junho e agosto), sendo observado neste período a maior deposição de material vegetal no solo (CABIANCHI, 2010), evidenciando uma resposta direta da vegetação ao estresse hídrico através da redução do nível do lençol freático e conseqüentemente da umidade do solo.

[2] Lençol freático raso, alta disponibilidade hídrica.

Além desta influência direta na reciclagem de nutrientes (deposição de serapilheira), a disponibilidade de água no solo pode também exercer um importante papel na produtividade florestal. O crescimento dos tecidos reprodutivos, o potencial de água nas folhas e a condutividade estomatal estão intimamente ligados à disponibilidade de água no solo (SANDS; MULLIGAN, 1990). Desta forma, o estresse hídrico pode ser considerado o principal fator físico com potencial de inibir o crescimento de espécies florestais (SPURR; BARNES, 1973).

Com relação à disponibilidade de nutrientes, o fato da área de estudo ser submetida anualmente às cheias do rio Urupá, pode representar uma entrada adicional de nutrientes em relação à precipitação atmosférica, deposição seca ou intemperismo de rochas, através da deposição dos sedimentos do rio e pelo fluxo lateral do lençol freático (PAGANO; DURIGAN, 2004; JACOBS et al., 2007). Os efeitos nocivos do alagamento estão relacionados com o estresse (tempo e duração do alagamento, característica da água de alagamento) e condições anóxicas (esgotamento do oxigênio do solo) que alteram o metabolismo das plantas (KOZLOWSKI, 1984), comprometendo o desenvolvimento da floresta (SHAFROTH et al., 2002).

Na mata ciliar do rio Urupá, Cabianchi (2010) observou um alto índice de diversidade (Shannon-Wiener = 3,2) em relação a algumas florestas de várzea da Amazônia (SANTOS; JARDIM, 2006; QUEIROZ; MACHADO, 2008), com este autor atribuindo esta maior diversidade à curta duração do período de alagamento (que dura em média 30 a 40 dias ao ano).

No entanto, esta alta diversidade de espécies pode também estar associada com outros fatores como a adaptação morfológica e fisiológica de diferentes espécies às condições de estresse (NAIMAN; DECAMPS, 1997) e também com a fragmentação florestal (METZGER et al., 1997, WHITMORE, 1997), a qual esta região tem sido submetida nas últimas décadas (FEARNSIDE, 1986, PEDLOWSKI et al., 1997).

A densidade aparente do solo variou entre 0,8 e 1,4 g $cm^{-3}$, aumentando com a profundidade (Tabela 1). Estes valores de densidade estão na faixa de valores observada em solos florestais, que varia entre 0,2 (algumas camadas orgânicas) e 1,9 g $cm^{-3}$ (areia grossa) (FISHER; BINKLEY, 2000) e também para solos florestais da Amazônia (BERNOUX et al., 1998; HODNETT et al., 1996; MARKEWITZ, 2001; MELO, 2003; NEILL et al., 1995; NEU, 2009; SCHULER, 2003). Alguns autores também observaram aumento da densidade com a profundidade atribuindo este fato à presença de grande quantidade de minerais primários em profundidade (MARTINS, 2010; MELO, 2003).

Em geral, a densidade do solo apresenta variação inversamente proporcional ao teor de matéria orgânica (solos com alto teor de matéria orgânica apresentam baixa densidade aparente), e correlação direta com a porosidade do solo (solos compactados apresentam altos valores de densidade) (PRICHETT; FISHER, 1987). A densidade também pode variar em função da textura do solo, comprometendo o desenvolvimento radicular florestal: solos arenosos com densidade superior a 1,75 g $cm^3$ e argilosos superiores a 1,55 g $cm^3$ podem comprometer a penetração de raízes (KIEHL, 1979; PRICHETT; FISHER, 1987), não sendo este o caso para a mata ciliar estudada, com solos de textura média (Figura 5a) e valor máximo de densidade inferior a 1,40 g $cm^3$ (Tabela 5).

Outras implicações atribuídas à densidade aparente do solo estão relacionadas com redução na aeração de solos compactados, que influencia na atividade de raízes, microorganismos aeróbios e fauna edáfica e também nas taxas de infiltração de água, podendo desenvolver condições anaeróbias (FISHER; BINKLEY, 2000).

### 5.1.2 Características químicas

A acidez do solo é comumente expressa pelo seu pH. Os valores de pH (em água) apresentaram pequena variabilidade (cerca de uma unidade de pH), aumentando ligeiramente com a profundidade (Tabela 5). No entanto, os baixos valores observados (4,2 – 5,2) indicam solos extremamente ácidos (EMBRAPA, 1999; PANSU; GAUTHEYROU, 2006) e ligeiramente abaixo da faixa ótima para o desenvolvimento da maioria das espécies de árvores, que varia entre 5,2 - 6,2 (PRITCHETT; FISHER, 1987).

Em geral, solos ácidos são esgotados em bases trocáveis ($Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$ e $K^+$) e apresentam altos teores de ferro, alumínio e manganês. A acidez pode exercer um importante papel na disponibilidade e especiação dos elementos químicos (EPSTEIN; BLOOM, 2006). Valores de pH inferiores a 4,7 (como observado até 60 cm de profundidade no presente estudo) caracterizam $Al^{3+}$ como espécie predominante na especiação dos íons de alumínio. Valores de pH menores do que 5,5 influenciam na especiação dos íons de nitrogênio, tornando $NH_4^+$ sua forma predominante, devido a redução do processo de nitrificação[3] (BOHN et al., 2001), além de promover um decréscimo na disponibilidade de fósforo (LAURANCE, 1999).

[3] Oxidação microbiana de $NH_4^+$ para $NO_3^-$

**Tabela 5** – Caracterização físico-química dos perfis do solo avaliados neste estudo. Os valores apresentam o valor médio ± desvio padrão.

| **Prof.** | **Densidade** | **pH–$H_2O$** | **H+Al**[1] | **SB**[2] | **CTC**[3] | **V**[4] | **m**[5] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Cm | g $cm^{-3}$ | | ……mmol$_c$ $kg^{-1}$…… | | | ……%…… | |
| 0-5 | 0,85 | 4,7 ± 0,3 | 55,8 ± 12,2 | 14,9 ± 3,5 | 70,7 ± 13,7 | 21,3 ± 5,6 | 47,8 ± 12,1 |
| 5-10 | 1,07 | 4,4 ± 0,2 | 49,8 ± 15,3 | 10,3 ± 4,8 | 60,1 ± 11,4 | 18,5 ± 13,0 | 66,0 ± 20,3 |
| 10-20 | 1,30 | 4,2 ± 0,3 | 47,5 ± 11,1 | 4,3 ± 1,7 | 51,8 ± 10,3 | 8,3 ± 5,0 | 84,8 ± 11,4 |
| 20-40 | 1,18 | 4,6 ± 0,2 | 47,0 ± 17,0 | 4,3 ± 1,1 | 51,3 ± 17,0 | 9,3 ± 4,8 | 87,0 ± 7,7 |
| 40-60 | 1,29 | 4,8 ± 0,2 | 49,8 ± 17,9 | 4,5 ± 1,0 | 54,2 ± 18,5 | 8,0 ± 2,4 | 89,5 ± 3,3 |
| 60-80 | 1,39 | 5,0 ± 0,2 | 58,8 ± 13,7 | 4,2 ± 1,7 | 62,9 ± 14,6 | 6,3 ± 2,6 | 91,8 ± 2,2 |
| 80-100 | 1,39 | 5,2 ± 0,2 | 61,8 ± 9,0 | 5,1 ± 2,9 | 66,9 ± 11,8 | 7,3 ± 2,9 | 90,8 ± 3,6 |

[1]H+Al = acidez potencial, [2]SB = soma de bases, [3]CTC = capacidade de troca de cátions, [4]V = saturação de bases, [5]m = saturação de alumínio.

Os valores de pH no solo da mata ciliar estão dentro da faixa de valores registrados em outros estudos em florestas da Amazônia, como no Acre, que variou entre 3,6 e 5,1 (MELO, 2003), em Rondônia, variando entre 3,9 e 7,2 (MORAES et al., 1996; NEILL et al., 1997), no Mato Grosso, variando entre 4,6 e 5,5 (FELDSPAUSCH, 2010; JOHNSON et al., 2006), no Pará, variando entre 3,7 e 4,6 (MARKEWITZ et al., 2001, 2004) e no Amazonas, entre 3,9 e 4,8 (MOREIRA, 2007).

Com relação à variabilidade da acidez do solo com a profundidade, não há um padrão geral, sendo que alguns estudos apresentam aumento nos valores de pH (FELDSPAUSCH et al., 2010; JOHNSON et al., 2006; MARKEWITZ, et al., 2001) enquanto outros apresentam redução com a profundidade (MELO, 2003; MORAES et al., 1996), evidenciando a grande diversidade de solos encontrados na Amazônia (PROCTOR, 1987).

Os baixos valores de pH observados nestes solos florestais podem ser reflexo de algumas características específicas de cada sítio amostral como as trocas iônicas no solo e sua associação com a nutrição florestal.

A troca iônica é um processo reversível pelo qual tanto cátions quanto ânions são trocados entre as fases líquidas e sólidas do solo (CONKLIN Jr, 2005). Os principais cátions trocáveis em ordem decrescente de teores são $Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $K^{+}$ e $Na^{+}$. Este processo pode ser explicado a partir do controle do pH do solo na rizosfera[4], mediado pelas plantas, visando equilibrar as cargas no interior do tecido vegetal (PERRY, 1994). Isto ocorre através da liberação de cátions (normalmente $H^{+}$) e ânions ($OH^{-}$ e $HCO_3^{-}$) que substituem as espécies químicas de maior interesse, especialmente as bases trocáveis ($Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $K^{+}$), assimiladas pela planta. A retenção destes elementos ajuda a prevenir sua respectiva perda via lixiviação durante o processo de intemperismo (OVERSTREET; JACOBSON, 1952). Como as árvores absorvem mais cátions do que ânions[5], as raízes liberam mais $H^{+}$ do que $OH^{-}$, promovendo acidificação da rizosfera em relação ao solo (NILSSON et al., 1982).

A elevada acidez do solo observada na área de estudo pode ainda comprometer a disponibilidade dos macronutrientes, pois a faixa ideal de pH para estes elementos, encontra-se entre 6 e 7 (MALAVOLTA et al., 1997). Por outro lado, a acidificação pode também exercer um

[4] Região onde o solo e as raízes das plantas entram em contato.

[5] Normalmente os cátions estão associados com ânions orgânicos, havendo desta forma um acúmulo excessivo de cátions nos tecidos das plantas.

papel benéfico na nutrição de plantas, uma vez que a solubilidade de alguns micronutrientes (Bo, Cu, Mn, Fe) aumenta com a redução do pH (PRITCHETT; FISHER, 1987).

Em geral, observou-se baixa saturação de bases (V%) no solo estudado, variando bastante entre os perfis amostrados, sempre mais alta próximo da superfície, sendo, no entanto, sempre inferior a 50%, confirmando os baixos teores de nutrientes e a classificação do solo em distrófico (vide item 4.1.4 na seção Material e Métodos). A baixa quantidade de nutrientes disponíveis é também confirmada a partir dos baixos valores de capacidade de troca catiônica (CTC < 80 $mmol_c\ kg^{-1}$), mesmo nas camadas mais superficiais do solo (Tabela 5).

Em todas as profundidades se observa CTC maior que a soma de bases, indicando altos teores de alumínio no solo, confirmado pelos baixos valores de pH e a alta saturação por alumínio (Tabela 5). Os altos valores de saturação por alumínio trocável (m%) nos horizontes sub-superficiais e os valores inferiores a 50% no horizonte superficial permitem classificar o solo como Endoálico (CURI et al., 1993). De fato, o íon Al foi o cátion trocável que mais contribuiu para a capacidade de troca catiônica (CTC) e o aumento dos seus teores com a profundidade explica o aumento gradual na CTC entre 60 e 100 cm de profundidade (Tabela 5).

De forma geral, observa-se um predomínio de $Ca^{2+}$ entre os cátions para a maioria dos estudos avaliados (MELO, 2003; NOVAES FILHO et al., 2005; HOLSCHER et al, 1997; BUSCHBACHER et al., 1988; EDEN et al., 1990), excetuando Lopes et al. (2006) e Markewitz et al. (2004), que apresentaram predomínio de $Mg^{2+}$.

Todos os elementos avaliados, com exceção do Al, apresentaram maiores teores na camada superficial do solo, de 0-10 cm de profundidade (Tabela 6). Este padrão pode estar associado à variação do pH (liberação de bases pela decomposição e mineralização da serapilheira), teores de argila (através dos sítios de troca do solo que aumentam a retenção das bases trocáveis) e distribuição do material orgânico com a profundidade do solo (Tabelas 5 e 6).

As maiores concentrações de potássio até 10 cm de profundidade podem também estar associadas com a alta mobilidade deste elemento nas plantas e seu alto potencial de solubilidade em água, sendo facilmente lixiviado dos tecidos vegetais pela água da chuva[6] (PARKER, 1983; TUKEY Jr, 1964) e mineralizado (translocado) da serapilheira para o solo (LUIZÃO, 2007).

[6] Promovendo uma alta entrada via pluviolixiviado.

**Tabela 6** – Concentração média de matéria orgânica, Ca, Mg, K, Al e P nos diferentes perfis do solo da mata ciliar do rio Urupá.

| **Prof.** | **MO** | **Ca** | **Mg** | **K** | **Al** | **P** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| cm | g $kg^{-1}$ | ..... | $mmol_c$ $kg^{-1}$ | ..... | | .....mg $kg^{-1}$..... |
| 0-5 | 28,5 | 8,3 | 5,0 | 1,7 | 13,8 | 13,8 |
| 5-10 | 23,5 | 5,5 | 3,5 | 1,3 | 20,5 | 9,0 |
| 10-20 | 13,0 | 2,0 | 1,5 | 0,8 | 27,8 | 3,3 |
| 20-40 | 7,3 | 2,0 | 1,5 | 0,8 | 33,3 | 1,3 |
| 40-60 | 5,8 | 2,0 | 1,5 | 1,0 | 36,0 | 1,3 |
| 60-80 | 5,3 | 1,5 | 1,8 | 0,9 | 43,8 | 2,8 |
| 80-100 | 4,8 | 1,3 | 2,8 | 1,1 | 45,3 | 4,8 |

Os cátions ácidos (especialmente Al) predominam em todas as camadas do solo, com valores acima de 79% (Tabela 7), indicando alto grau de acidificação do solo estudado, em concordância com os baixos valores de pH observados (Tabela 5).

Este resultado foi similar ao observado por Lopes (2001) que afirma que esta predominância de cátions ácidos pode resultar em um baixo tamponamento da acidez promovido pela precipitação que atinge o piso florestal e também em uma baixa retenção de nutrientes pelo complexo de troca do solo, sendo este último aspecto observado no presente estudo. Vale ressaltar que o estudo de Lopes avaliou os efeitos da poluição em um ecossistema florestal da Mata Atlântica paulista, sendo esta região extremamente industrializada e com histórico de acentuada poluição atmosférica, uma condição bem distinta da mata ciliar estudada.

Outra explicação para o predomínio dos cátions ácidos pode estar relacionada com o aumento na sua solubilidade em decorrência da produção de ácidos orgânicos derivados da decomposição de liteira e raízes ou exsudação radicular em associação com fungos micorrízicos que reduzem o pH e favorece sua solubilização (DIJKSTRA; SMITS, 2002). Como $Al^{3+}$ e $Fe^{3+}$ competem com os cátions básicos pelos sítios de troca catiônica do solo, altos teores destes cátions ácidos podem favorecer a lixiviação dos cátions básicos para as camadas mais profundas do solo, constituindo perda líquida destes elementos.

**Tabela 7** – Saturação do complexo de troca do solo com a acidez potencial (H+Al) e bases trocáveis ($Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $K^{+}$), representados em termos percentuais da capacidade de troca catiônica.

| **Camada** | **H + Al** | **$Ca^{2+}$** | **$Mg^{2+}$** | **$K^{+}$** | **$\Sigma_{bases}$** |
|---|---|---|---|---|---|
| *cm* | | | *%* | | |
| 0-5 | 79 | 12 | 7 | 2 | 21 |
| 5-10 | 83 | 9 | 6 | 2 | 17 |
| 10-20 | 92 | 4 | 3 | 2 | 8 |
| 20-40 | 92 | 4 | 3 | 2 | 8 |
| 40-60 | 92 | 4 | 3 | 2 | 8 |
| 60-80 | 93 | 2 | 3 | 1 | 7 |
| 80-100 | 92 | 2 | 4 | 2 | 8 |

No entanto, ao invés da lixiviação, que promoveria um movimento descendente dos nutrientes ao longo do perfil do solo, o que observamos na mata ciliar estudada foi o padrão de "Ciclagem pela Planta", descrito por Jobbágy e Jackson (2001). Esta ciclagem é caracterizada por um decréscimo na concentração com a profundidade, como observado na Tabela 6, evidenciando um importante papel da ciclagem biológica, onde os nutrientes absorvidos pelas plantas são transportados para cima da superfície do solo e reciclados para o piso florestal através da deposição via serapilheira ou lavagem do dossel pela precipitação interna (STARK, 1994).

Isto pode ser confirmado pela distribuição dos cátions básicos $Ca^{2+}$ e $Mg^{2+}$, que apresentaram suas maiores concentrações até 10 cm de profundidade do solo, decrescendo significativamente a partir desta camada. Os menores teores na camada mais profunda podem estar relacionados à absorção destes nutrientes pelo elevado número de raízes finas (DIJKSTRA; SMITS, 2002), presentes nas camadas mais superficiais do solo (JACKSON et al., 1996), com potencial de suprir a demanda nutricional das diferentes espécies presentes nesta floresta.

O decréscimo com a profundidade pode ainda estar associado com a variação dos teores de matéria orgânica do solo ao longo do perfil do solo (BRAMS, 1973; BAYER; MIELNICZUK, 1997), uma vez que a matéria orgânica pode reter substâncias dissolvidas da

água de percolação (DOOSKEY et al., 2010). No presente estudo, observou-se uma redução significativa nos teores de matéria orgânica do solo, principalmente abaixo de 20 cm de profundidade, similar a distribuição dos nutrientes avaliados ao longo do perfil do solo (Tabela 6).

A matéria orgânica do solo contribui significativamente com a capacidade de troca de cátions no solo, sendo que este processo de retenção representa um armazenamento temporário até que os elementos minerais sejam absorvidos pelas plantas ou microorganismos; tornem-se solúveis novamente em função das mudanças nas condições do solo (pH, $O_2$); ou sejam substituídos por outros minerais dissolvidos ou compostos orgânicos (DOOSKEY et al., 2010).

A concentração de fósforo disponível variou ao longo do perfil do solo, apresentando seus maiores teores na camada superficial até 20 cm de profundidade, decrescendo gradualmente até 60 cm e apresentando um incremento entre 60 e 100 cm (Tabela 6). As maiores concentrações na camada superficial são geralmente associadas com o acúmulo de material orgânico na superfície do solo (BRAMS, 1973).

Alguns autores sugerem que o aporte atmosférico representa uma importante fonte de fósforo para os solos, seja via deposição de poeira (SWAP et al., 1992) ou cinzas de materiais vegetais queimados (NEWMAN, 1995). Alguns autores inclusive enfatizam o papel destas entradas, atribuindo a manutenção em larga-escala da produtividade primária líquida ao aporte eólico de P (OKIN et al., 2004).

No entanto, deve-se tomar muito cuidado com generalizações, pois estudos, como o realizado por Giardina et al. (2000) em uma floresta tropical seca do México, indicam que a principal fonte de fósforo disponível para as plantas pode estar associada com o aquecimento do solo (causado pelo fogo), que transforma o P estocado na biomassa microbiana em P disponível, ao invés da deposição de cinzas produzidas a partir da queima de floresta.

O padrão de acréscimo a partir de 60 cm acompanha o aumento nos teores de argila a partir desta profundidade (Figura 4), sendo esta interação com argila também observada para a matéria orgânica do solo (HASSINK, 1997). Este acréscimo pode ainda estar associado com o aumento dos teores de Al com a profundidade, uma vez que o Al reage com os íons fosfato, retendo o fósforo e evitando que este seja lixiviado para as camadas subsuperficiais do solo (PRITCHETT; FISHER, 1987).

Tais mecanismos são extremamente importantes em florestas tropicais localizadas em solos antigos, como em algumas regiões da Amazônia, que apresentam baixos teores de P total e exibem forte fixação do P inorgânico devido aos altos teores de óxidos de Fe e Al, tornando este nutriente indisponível para a biota (TOWNSEND et al., 2002; REED et al., 2010).

Os solos da mata ciliar do rio Urupá apresentaram concentrações de cátions básicos similares a de outros estudos realizados em florestas da Amazônia como Novaes Filho et al. (2005) em uma floresta Ombrófila Densa em Juruena no estado do Mato Grosso, Markewitz et al. (2004) em uma floresta madura em Paragominas, no Pará e Eden et al. (1990) em uma floresta sazonal semi-decídua em Roraima. No entanto, os teores de P destes estudos, foram bem inferiores ao registrado na mata ciliar estudada.

Por outro lado, as concentrações de nutrientes no solo da mata ciliar foram inferiores às observadas por Melo (2003) em duas florestas ombrófilas abertas no estado do Acre e também ao de Lopes et al. (2006) em floresta de várzea localizada próxima de Belém, no Pará. O estudo no Acre foi realizado em uma região com solos pouco intemperizados, presença de argilominerais de estrutura 2:1 e altos teores de silte, localizados na Formação Solimões (MELO, 2003). Na várzea do rio Guamá, embora os solos apresentem um hidromorfismo característico, sua fertilidade natural é renovada periodicamente pela deposição de sedimentos deste rio, apresentando alta quantidade de bases e CTC (LOPES et al., 2006). Estas características específicas destes sítios evidenciam importantes suprimentos de nutrientes, que tornam os seus solos mais enriquecidos em relação ao da mata ciliar estudada.

### 5.1.3 Estoques de macronutrientes, C e Al do solo

A tabela 8 apresenta os estoques de nutrientes no solo da mata ciliar nas 7 profundidades avaliadas. Os valores das bases trocáveis (Ca, Mg e K), Al e P representam apenas os teores disponíveis no solo para as plantas (trocáveis), enquanto os valores de C e N representam os teores totais.

Carbono e nitrogênio apresentaram seus maiores estoques na camada superficial do solo, sendo que para a camada até 0,2 m de profundidade, seu acúmulo representou cerca de 41 e 36%, respectivamente, do estoque total no perfil amostrado (0-100 cm).

**Tabela 8** – Estoques de C, N, P, bases trocáveis e Al nos diferentes perfis do solo da mata ciliar do rio Urupá. A amostragem de C e N na camada superficial considerou a camada 0-20 cm. MO = matéria orgânica do solo.

| **Prof.** | **MO** | **C** | **N** | **Ca** | **Mg** | **K** | **Al** | **P** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Cm | ..... Mg ha$^{-1}$ ..... | | | ..... kg ha$^{-1}$..... | | | | |
| 0-5 | 12,1 | - | - | 70,2 | 25,8 | 27,4 | 52,5 | 5,8 |
| 5-10 | 12,6 | - | - | 58,9 | 22,7 | 27,7 | 98,5 | 4,8 |
| 10-20 | 16,9 | 26,9 | 2,8 | 52,1 | 23,7 | 40,7 | 324,6 | 4,2 |
| 20-40 | 17,1 | 12,7 | 1,5 | 94,5 | 43,0 | 73,7 | 705,0 | 2,9 |
| 40-60 | 14,8 | 10,5 | 1,3 | 103,4 | 47,0 | 95,8 | 835,1 | 3,2 |
| 60-80 | 14,6 | 9,0 | 1,2 | 83,5 | 59,1 | 100,5 | 1093,3 | 7,6 |
| 80-100 | 13,2 | 6,7 | 0,9 | 69,5 | 92,7 | 119,4 | 1129,4 | 13,2 |
| $\Sigma_{0-100}$ | 101,3 | 65,9 | 7,6 | 532,1 | 314,1 | 485,1 | 4238,5 | 41,9 |

Caso considerasse até 0,4 m, o percentual relativo superaria 50% (60 e 56%, respectivamente), inclusive para cálcio (52%). Esta distribuição com a profundidade também foi observada por Melo (2003), com um acúmulo de 57% do estoque de C nos primeiros 30 cm de profundidade, sendo esta estimativa baseada na média dos 3 principais grupos de solos do Acre (Luvissolos, Cambissolos e Argissolos), e também por Mello (2007), em solos dos estados do Mato Grosso e Rondônia, com 55% do estoque até 30 cm.

Esta distribuição evidencia o importante papel da camada orgânica do solo (Tabela 6), composta por uma complexa rede de raízes finas misturadas com liteira em distintos estágios de decomposição (DEZZEO et al., 2004). O acúmulo deste material orgânico na superfície do solo promove um importante mecanismo de conservação dos nutrientes em florestas que se desenvolvem em solos ácidos, antigos e pobres em nutrientes (HERRERA et al., 1978; CUEVAS; MEDINA, 1988), como em várias regiões da Amazônia Central, Oriental e também no presente estudo. Este processo foi inicialmente descrito no estudo pioneiro de Stark e Jordan (1978), denominado “Ciclagem Direta de Nutrientes”, que enfatizava o papel dos fungos micorrízicos, presentes nas raízes da manta orgânica do solo, na absorção direta dos nutrientes derivados da decomposição do material vegetal, prevenindo posteriores perdas por lixiviação.

A importância da camada superficial também é descrita por Anderson e Spencer (1991), destacando a mobilidade dos elementos no sistema, ao invés da sua retenção somente na biomassa. Segundo estes autores, os conteúdos de N, P e Ca nos componentes do piso florestal (liteira, raízes e solo) são extremamente altos em relação ao estoque total do sistema, representando pelo menos 50% do nitrogênio e 80% do fósforo. Para cálcio, cerca de 70% do estoque total encontra-se no piso florestal, no entanto, este valor pode variar de acordo com o material primário presente.

Os estoques totais ($\Sigma_{0\text{-}100}$) dos atributos químicos analisados (MO, C, N, Ca, Mg, K, Al e P) foram estimados para a parcela estudada, na profundidade de 0-100 cm (Tabela 8). Carbono e nitrogênio foram estimados em Mg $ha^{-1}$, devido aos seus altos teores no solo, enquanto os demais atributos foram expressos em kg $ha^{-1}$. Os dados aqui apresentados constituem estimativas razoáveis da disponibilidade de nutrientes no solo, pois englobam uma significativa fração da zona radicular (item 5.1.4).

O Al foi predominante entre todos os cátions analisados, tanto em relação aos teores (Tabela 6) quanto aos estoques (Tabela 8), em concordância com os solos florestais ácidos, com valores de pH abaixo de 4,5 (FISHER; BINKLEY, 2000). O alumínio é o metal mais abundante, e terceiro elemento mais abundante da crosta terrestre (MARKERT, 1992). No entanto, a maioria deste elemento está incorporada em minerais aluminosilicatos (indisponível para a biota), sendo que sua solubilização é dependente da acidificação do solo, normalmente associada com altos índices pluviométricos (RENGEL, 1992). Altos teores de alumínio, como observado nos solos da mata ciliar, podem promover efeitos nocivos, como a redução da biomassa de raízes finas, concentração do sistema radicular na camada superficial orgânica, interferência no transporte de íons através dos pêlos das raízes, além da redução da diversidade da biota do solo (DISE et al., 2001).

Em geral, as concentrações de Al em solos florestais são relativamente altas em relação aos demais cátions (BUSCHBACHER et al., 1988; BOTSCHEK et al., 1996; GEHRING et al., 1999; MARTINS, 2010). No entanto, estes valores (0,2 – 28,9 $mmol_c$ $kg^{-1}$) foram inferiores aos observados na mata ciliar estudada (Tabela 6), sendo que nestes estudos não é apresentado o estoque deste elemento no solo.

O estoque de cálcio no solo está associado com sua proporção no compartimento de troca de cátions do solo, a taxa pela qual a mineralização da matéria orgânica e minerais primários

liberam sua fração solúvel ($Ca^{2+}$), o pH da solução do solo, além dos níveis de ânions ácidos na solução do solo (MCLAUGHLIN; WIMMER, 1999). Comparado com outros locais da Amazônia, os estoques de Ca trocável no solo da mata ciliar foram relativamente baixos (532 kg Ca $ha^{-1}$), sendo inferiores ao registrado nos solos de uma floresta ombrófila aberta em Rondônia, com 700 kg Ca $ha^{-1}$, cujo estoque integra os 30 primeiros cm do solo (MORAES et al., 1996); em relação a uma floresta secundária no Pará, com 628 kg Ca $ha^{-1}$ (HOLSCHER et al., 1997), e muito inferiores a solos de distintas microbacias do Mato Grosso cobertas com floresta ombrófila densa (NOVAES FILHO, 2005), com 1,13 Mg Ca $ha^{-1}$ (camada 0-60 cm) e de uma seleção de florestas tropicais aluviais, com média de 3,58 Mg Ca $ha^{-1}$ (ANDERSON; SPENCER, 1991).

Os estoques de Mg trocável na mata ciliar (314,1 kg Mg $ha^{-1}$) foram superiores aos observados em Rondônia, com 200 kg Mg $ha^{-1}$ (MORAES et al., 1996) e inferior aos solos de Juruena no Mato Grosso (NOVAES FILHO, 2005), com 460 kg Mg $ha^{-1}$, e de florestas tropicais aluviais, com média de 425 kg Mg $ha^{-1}$. As concentrações de magnésio são geralmente inferiores às de cálcio, correspondendo em média, cerca de 20 a 50% do cálcio no solo (FISHER; BINKLEY, 2000). No entanto, estes teores são mais do que suficientes para o crescimento e desenvolvimento das árvores na maioria dos ecossistemas florestais (PRITCHETT; FISHER, 1987).

As concentrações de K são geralmente altas em solos florestais, com este elemento sendo derivado principalmente de feldspatos e micas (PRITCHETT; FISHER, 1987). Os estoques de K foram superiores tanto em relação aos solos de Rondônia (200 kg Mg $ha^{-1}$) quanto aos do Mato Grosso (420 kg Mg $ha^{-1}$) e florestas tropicais aluviais (média de 249 kg K $ha^{-1}$). Os altos estoques observados nas florestas acima citadas podem estar associados com a rápida e eficiente ciclagem deste elemento (PRITCHETT; FISHER, 1987). No entanto, devido à sua natureza altamente móvel no solo, perdas significativas podem ocorrer através da lixiviação abaixo da zona radicular (QUEMENER, 1986; LIKENS et al., 1994).

O estoque de C no presente estudo (66 Mg C $ha^{-1}$) foi similar ao de Melo (2003), em diferentes Cambissolos Háplicos do estado do Acre (59 – 69 Mg C $ha^{-1}$) e superior aos valores registrados em diferentes regiões do estado de Rondônia (NEILL et al., 1997), variando entre 27 e 62 Mg C $ha^{-1}$. No entanto este valor foi inferior a média para Cambissolos do sudoeste da Amazônia (Rondônia e Mato Grosso), com 86 Mg C $ha^{-1}$ (MELLO, 2007) e também em relação

à estimativa para Cambissolos da região Amazônica, com média de 96 Mg C $ha^{-1}$ (BATJES, 1999).

O retorno de C via serapilheira na mata ciliar do rio Urupá foi consideravelmente alto, em torno de 5 Mg C $ha^{-1}$ (CABIANCHI, 2010), com velocidade de decomposição relativamente lenta, necessitando mais de 1 ano para que ocorra degradação de 50 a 60% do material vegetal depositado no solo (CABIANCHI, 2010). Estas características associadas com as estimativas do conteúdo de C na biomassa de florestas no sudoeste da Amazônia, entre 119 e 218 Mg C $ha^{-1}$ (MARKEWITZ et al., 2004), evidenciam um acúmulo significativo de C nos solos da floresta estudada. Este acúmulo somado à retenção nas camadas superficiais do solo (conforme descrito anteriormente) sugere um importante sumidouro deste elemento no ecossistema florestal avaliado.

O nitrogênio geralmente é encontrado em altas quantidades em solos de florestas tropicais (VITOUSEK, 1984; NEILL et al., 1995; MARTINELLI et al., 1999) devido ao seu rápido retorno a partir da mineralização da matéria orgânica (MACEDO et al., 2008), que converte o nitrogênio orgânico para formas disponíveis para as plantas, como $NH_4^+$ e $NO_3^-$ (VITOUSEK; SANFORD Jr, 1986) e da relativa abundância de leguminosas fixadoras de $N_2$ (CLEVELAND et al., 1999).

O estoque de N nos solos do presente estudo (7,6 Mg N $ha^{-1}$) foi superior ao valor médio de florestas tropicais de terra firme em Rondônia, que variam entre 1,5 e 5,0 Mg N $ha^{-1}$ (NEILL et al., 1997) e também em relação às florestas aluviais tropicais, com média de 4,6 Mg N $ha^{-1}$ (variando entre 2,6 e 6,2 Mg N $ha^{-1}$) (ANDERSON; SPENCER, 1991). No entanto foi inferior ao conteúdo médio estimado para Cambissolos da Amazônia, com aproximadamente 11,1 Mg N $ha^{-1}$ (BATJES et al., 1999).

O retorno de N via serapilheira foi de 200 kg N $ha^{-1}$ $ano^{-1}$ (CABIANCHI, 2010), sendo este valor superior ao registrado por outros estudos em florestas da Amazônia Central e Oriental (NARDOTO et al., 2008). No entanto, tanto este retorno quanto os baixos fluxos de $NH_4^+$ e $NO_3^-$ (entre 3,6 e 5,3 kg N $ha^{-1}$ $ano^{-1}$) na precipitação regional (GERMER et al., 2007; este estudo) representam apenas uma pequena fração do alto acúmulo de N no solo da mata ciliar (Tabela 8).

Outras fontes de N podem estar associadas com a presença de grande número de leguminosas na área de estudo, que representaram cerca de 30% do número total de espécies inventariadas (CABIANCHI, 2010), com potencial de realizar fixação biológica de nitrogênio

(FBN) (MACEDO et al., 2008). No entanto, embora o número de leguminosas seja relativamente alto, as estimativas da FBN em florestas da Amazônia (SALATI; VOSE, 1984) correspondem a apenas 10% do total depositado via serapilheira na mata ciliar (20 kg N $ha^{-1}$ $ano^{-1}$).

Segundo Hedin et al. (2009), embora a FBN possa ajudar a explicar a riqueza de N nos ecossistemas, ela falha para plantas individuais, podendo comprometer a competição das leguminosas com plantas não fixadoras devido ao alto custo energético da FBN. Estes mesmos autores sugerem um modelo conceitual (*Leaky Nitrostat*) capaz de resolver este paradoxo, baseado em 1) Estratégias facultativas de fixação (dependentes das condições de N no ambiente), 2) Assumindo que a biodisponibilidade de N não é homogeneamente distribuída dentro da floresta e que ocorre mesmo sem a fixação ativa em ambientes ricos em N, 3) Participação de outras fontes (fixação heterotrófica na liteira em solos superficiais, fixação por epifíticas no dossel e deposição atmosférica de N) que podem suplementar este nutriente no sistema, independente das condições de N no solo.

Outra entrada adicional pode ser atribuída à deposição de sedimento pelo rio Urupá durante o período que a mata ciliar permanece alagada (em torno de 40 dias no auge do período chuvoso), especialmente no mês de março, quando a carga de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) atinge seu maior valor (em torno de 511 Mg N $ano^{-1}$). A distribuição anual da carga de NID pode ser visualizada na Figura 6.

Os estoques de P trocável na mata ciliar (41,9 kg P $ha^{-1}$) foram muito superiores aos de Juruena no Mato Grosso (NOVAES FILHO, 2005), com 9,7 kg P $ha^{-1}$ e aos de Carvalho et al. (2009), com um estoque médio de 9.3 kg P $ha^{-1}$ (camada 0-30 cm) sob vegetação de cerrado nativo. Embora este valor esteja dentro da faixa observada para florestas tropicais aluviais (13-2470 kg P $ha^{-1}$), foi muito inferior ao seu valor médio, com 406 kg P $ha^{-1}$ (ANDERSON; SPENCER, 1991).

Este alto estoque em relação aos outros estudos é de certa maneira contrastante com a baixa fertilidade dos solos da mata ciliar (item 6.1.2) e de florestas tropicais em geral, que apresentam substrato altamente intemperizado, inclusive para os minerais fosfatados (como a apatita). Em geral, o fósforo em florestas tropicais é encontrado na forma orgânica ou formas geoquimicamente protegidas (P adsorvido na superfície de minerais ou protegido na matriz mineral), recebendo baixa contribuição do intemperismo de rochas primárias, devido à

característica destes ambientes com altos índices pluviométricos, elevadas temperaturas e substratos geológicos antigos (JORDAN, 1985).

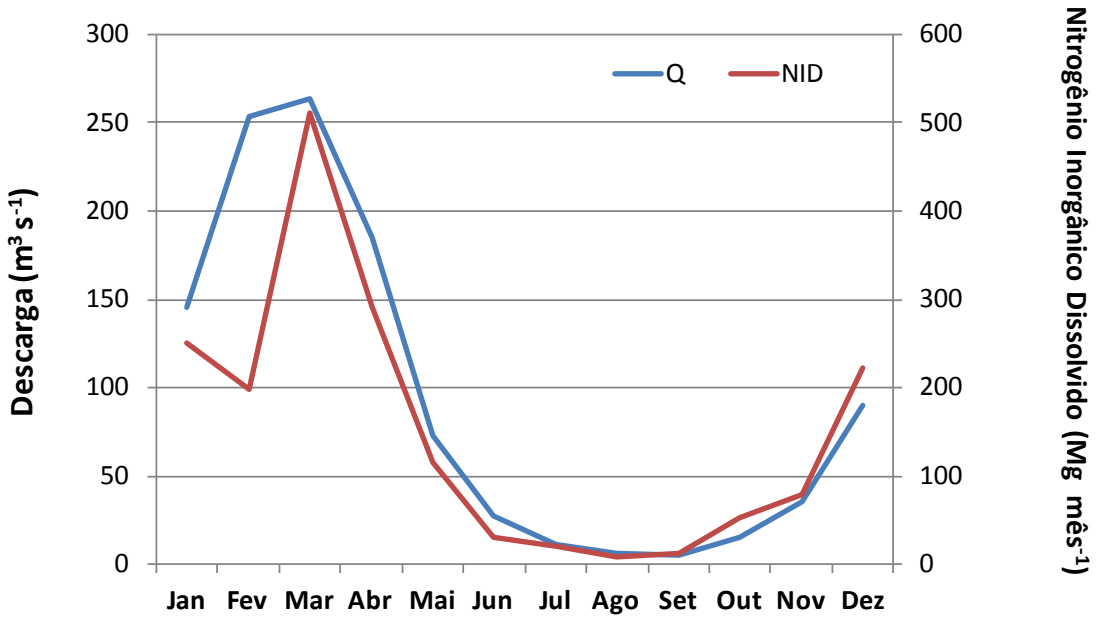


**Figura 6** – Carga mensal de nitrogênio inorgânico dissolvido no rio Urupá, Rondônia.

O maior compartimento de P nestes ecossistemas encontra-se na biomassa aérea, e seu retorno para o piso florestal através da deposição de liteira representa a principal entrada de fósforo em solos de florestas tropicais. Segundo Reed et al. (2010), embora esta entrada não represente uma adição de novo P no sistema, a reciclagem de P orgânico representa um mecanismo crucial para manutenção dos estoques de P no solo de florestas tropicais. Isto é particularmente importante nestes ecossistemas, geralmente limitados em P (VITOUSEK, 1984).

## 5.2 Fluxo de água no sistema

### 5.2.1 Precipitação atmosférica

A precipitação anual média registrada na estação meteorológica da SEDAM no município de Ji-Paraná, entre os anos de 2001 e 2009, foi de 2125 mm, valor acima do registrado

na área de estudo na mata ciliar do rio Urupá, distante 25 km da estação meteorológica, com 2000 mm durante o período estudado (novembro de 2005 a maio de 2007). Os valores extremos de precipitação anual foram de 2438 mm, no ano de 2003 e 1247, no ano de 2007 (Tabela 9).

Os dados de chuva indicam os menores índices pluviométricos no ano de 2007. No entanto, acreditamos que possa ter ocorrido algum problema técnico com a estação pluviométrica neste ano, particularmente nos meses de fevereiro e dezembro (Tabela 9). Isso porque em 2005 ocorreu a maior seca registrada na região Amazônica nos últimos 40 anos e uma das mais intensas dos últimos 100 anos (MARENGO et al., 2008; SALESKA et al., 2007; ZENG et al., 2008), sem que isto se reflita nos dados da estação da SEDAM.

**Tabela 9** – Precipitação mensal e anual para o período de janeiro de 2001 a dezembro de 2009. Valores em L $m^{-2}$ $ano^{-1}$. Compilado a partir de dados dos Boletins Climatológicos de Rondônia (SEDAM).

| **Mês** | **Ano Hídrico** | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | *2001* | *2002* | *2003* | *2004* | *2005* | *2006* | *2007* | *2008* | *2009* |
| Jan | 206 | 337 | 350 | 348 | 157 | 211 | 161 | 157 | 398 |
| Feb | 216 | 224 | 366 | 377 | 244 | 419 | 187 | 256 | 321 |
| Mar | 254 | 295 | 513 | 202 | 310 | 341 | 276 | 260 | 273 |
| Apr | 62 | 238 | 260 | 162 | 131 | 282 | 58 | 221 | 320 |
| May | 117 | 104 | 172 | 78 | 75 | 48 | 56 | 84 | 132 |
| Jun | 56 | 14 | 21 | 21 | 2 | 0 | 0 | 7 | 4 |
| Jul | 18 | 21 | 14 | 13 | 0 | 0 | 29 | 0 | 26 |
| Aug | 20 | 35 | 47 | 20 | 1 | 3 | 0 | 10 | 45 |
| Sep | 173 | 130 | 163 | 11 | 57 | 94 | 74 | 16 | 123 |
| Oct | 169 | 118 | 150 | 73 | 230 | 225 | 157 | 168 | 144 |
| Nov | 145 | 168 | 140 | 192 | 141 | 196 | 154 | 223 | 165 |
| Dec | 510 | 376 | 243 | 228 | 326 | 241 | 95 | 310 | 188 |
| **Total** | 1946 | 2060 | 2438 | 1725 | 1676 | 2061 | 1247 | 1711 | 2140 |

Note-se que esta seca extrema provocou sérios problemas econômicos (interrompeu navegação em trechos do rio Madeira e Amazonas, influenciou na geração de energia hidrelétrica), desastres ambientais (mortalidade de peixes, propagação de doenças) entre outros problemas (comprometeu abastecimento de água em várias localidades, comprometeu alimentação da população ribeirinha).

Embora tenha ocorrido o fenômeno do El Niño durante 2005 (registrado neste ano com baixa intensidade), alguns autores afirmam que a principal causa desta seca se deve principalmente ao prolongamento do período de estiagem sendo este processo possivelmente associado à mudança na temperatura superficial dos oceanos Pacífico e Atlântico (MARENGO, 2008; ZENG et al., 2008).

A região estudada apresenta um regime de sazonalidade bem definido (vide item 4.1.2), com a estação chuvosa entre os meses de outubro e abril, englobando cerca de 90% do volume precipitado, e um período de estiagem, entre maio e setembro (Tabela 9). Este padrão de sazonalidade é bem caracterizado na Amazônia (LIEBMANN; MARENGO, 2001), mostrando um padrão diferenciado em suas distintas sub-regiões devido principalmente ao controle da atividade solar na circulação do ar e indiretamente nas condições da superfície dos oceanos (KRUSCHE et al., 2011).

### 5.2.2 Partição da chuva após passagem pelo dossel florestal

A partir do volume coletado nas componentes do ciclo hidrológico acima da superfície do solo (precipitação atmosférica, precipitação interna e escoamento pelo tronco) foi possível calcular a interceptação de chuvas em nossa área de estudo (Equação 1), sendo aproximadamente 15% (Figura 7), indicando uma baixa retenção de água de chuva pelo dossel da mata ciliar estudada e forte influência do regime de chuvas. A principal característica da região estudada é o alto índice pluviométrico, associado com fortes eventos de chuva (pancadas), principalmente após longos períodos de estiagem, normalmente entre setembro e outubro.

Estudos em outras áreas da Amazônia apresentam valores de interceptação de chuva pela copa das árvores muito variável, entre 6% e 25,6% (LLOYD; MARQUES, 1988; FORTI; NEAL, 1992; UBARANA, 1996; CORNU *et al.*, 1998; FILOSO *et al.*, 1999 e FERREIRA *et al.*, 2005).

$$I = PA - (PI + ET) \quad (3)$$

onde, I = interceptação pelo dossel, PA = precipitação incidente, PI = precipitação interna e ET = escoamento pelo tronco.

Tal variabilidade pode estar associada com diversos fatores como, por exemplo: estrutura florestal muito heterogênea (FERREIRA *et al.*, 2005), posição dos coletores (FORTI; NEAL, 1992), presença de Arecaceas (como babaçu – *Orbignya phalerata Mart.*, por exemplo), ou ainda abertura do dossel (clareiras), que podem ter um importante papel na redistribuição da água local (GERMER *et al.*, 2006).

A contribuição via escoamento pelo tronco (ET) foi pouco representativa quando comparada com a da precipitação interna, totalizando cerca de 2% da precipitação atmosférica (Figura 7), sendo este valor equivalente ao registrado em outros estudos na Amazônia (LLOYD; MARQUES FILHO, 1988; UBARANA, 1996; CORNU, 1998; TOBON, 2004; CUARTAS, 2007; OLIVEIRA, 2008). A única exceção foi o estudo de Germer et al. (2006) que calcularam uma contribuição em torno de 8% via escoamento pelo tronco, atribuindo este valor, principalmente, à alta incidência de *Palmaceas* na floresta por eles estudada.

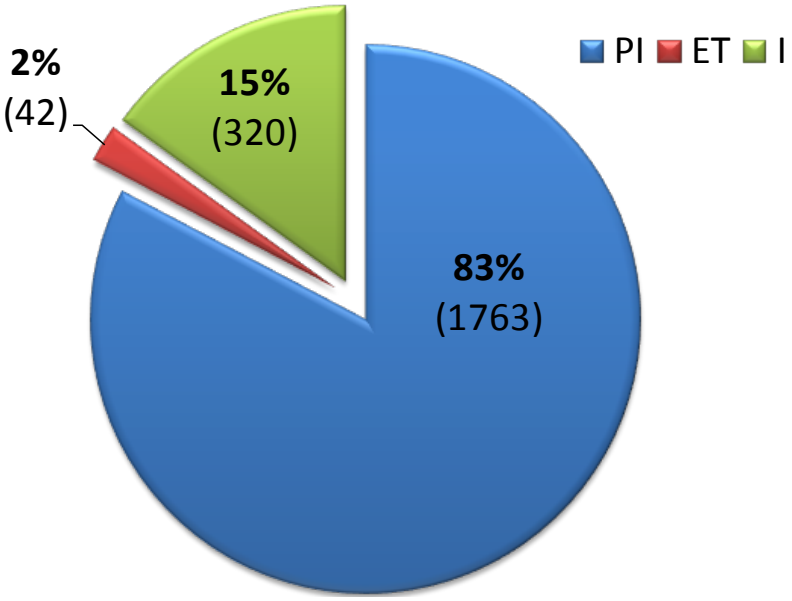


**Figura 7** – Partição da chuva. Fazenda Apurú, Rondônia, período de dezembro de 2005 a maio de 2007. Na legenda, PI, ET e I representam a precipitação interna, escoamento pelo tronco e interceptação pelo dossel. Valores expressos em L $m^{-2}$ $ano^{-1}$.

### 5.2.3 Descarga do rio Urupá

Uma das contribuições deste estudo foi o estabelecimento de parceria com a CPRM de Porto Velho, que garantiu a instalação da estação fluviométrica no rio Urupá (Código ANA: 15558500) que permanece ativa, gerando dados diários de descarga e cotas fluviométricas, que são regularmente consultados pela Companhia de Água e Esgoto de Rondônia (CAERD). Estes dados são extremamente importantes uma vez que o rio Urupá abastece os municípios de Mirante da Serra, Urupá e Ji-Paraná, sendo este último o segundo maior do estado de Rondônia (IBGE, 2011).

A série temporal de descarga para os anos de 2005 a 2010, registrada na estação fluviométrica instalada no rio Urupá é ilustrada na Figura 8. A descarga anual média baseada em dados do período completo que se tem registro (dez/2004 - nov/2010) foi de 92 $m^3$ $s^{-1}$ (806 mm $ano^{-1}$), sendo este valor similar à descarga anual média observada no período em que o presente estudo foi realizado (dez/05 - mai/07 = 98 $m^3$ $s^{-1}$ ou 859 mm $ano^{-1}$). Os anos de 2006 e 2009 foram aqueles que apresentaram os maiores valores de descargas anuais médias, com 99 e 103 $m^3$ $s^{-1}$, respectivamente, enquanto 2008 registrou a menor vazão (75 $m^3$ $s^{-1}$) entre todos os anos amostrados.

Os períodos da hidrógrafa já haviam sido caracterizados por Bolson (2006) e foram aqui confirmados com dados reais de descarga, visto que os valores utilizados por este autor foram estimados, com base em equação relacionando volume anual drenado com a respectiva área da bacia de drenagem, em vez de medidos no campo.

O período de águas baixas (seca) ocorre entre junho e setembro, a enchente vai de outubro a dezembro, o período de cheia entre janeiro e abril e o de vazante entre abril e junho. A única exceção entre todos os anos amostrados foi o ano de 2010 que, assim como 2005, apresentou uma estiagem fora do comum (LEWIS et al., 2011), deslocando o período de estiagem em cerca de um mês, com a descarga mínima sendo registrada em 19 de outubro (1.5 $m^3$ $s^{-1}$), valor este que foi o menor registrado em todo o período que se tem dados disponíveis.

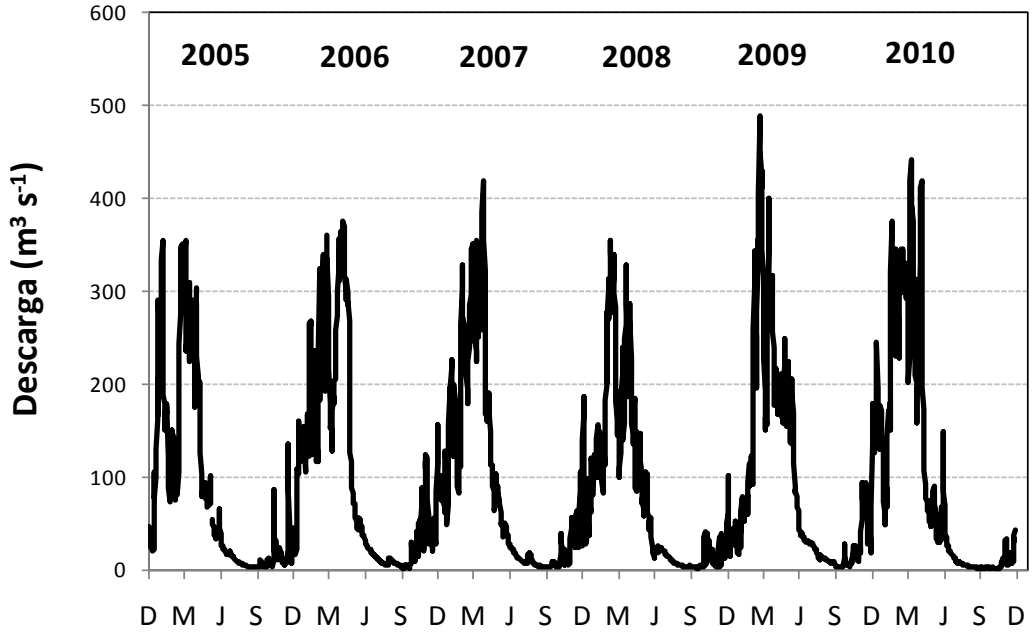


**Figura 8** – Descarga diária na estação da CPRM no rio Urupá durante o período de dezembro de 2004 a novembro de 2010.

### 5.2.4 Balanço hídrico para o período estudado

A tabela 10 apresenta os resultados do balanço hídrico médio mensal durante o período estudado, para a estação meteorológica da SEDAM localizada no município de Ji-Paraná, estado de Rondônia.

A média anual de precipitação atmosférica no período estudado (dez/05 - mai/07) foi 1794 mm, irregularmente distribuída ao longo do ano, com um maior período de precipitação entre outubro e abril, concentrando cerca de 92% da chuva acumulada total nestes meses.

Os valores negativos da diferença entre precipitação e evapotranspiração potencial (coluna P-ETP da Tabela 10) entre os meses de maio e setembro destacam o período de déficit hídrico na região, que compromete a demanda hídrica das plantas, podendo prejudicar seu desenvolvimento (AMORIM NETO, 1989).

**Tabela 10** – Balanço hídrico do município de Ji-Paraná, Rondônia, segundo Thornthwaite & Mather (CAD = 100 mm). Latitude: 10º 52’ S; Longitude: 61º 58" W; Altitude: 159 m. Período: novembro de 2005 a maio de 2007.

| Meses | T (°C) | P (mm) | ETP (mm) | P-ETP (mm) | NEG. AC | ARM (mm) | ALT (mm) | ETR (mm) | DEF (mm) | EXC (mm) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Jan | 25,8 | 186 | 130 | 56 | 0 | 100 | 0 | 130 | 0 | 56 |
| Fev | 25,5 | 303 | 114 | 189 | 0 | 100 | 0 | 114 | 0 | 189 |
| Mar | 25,7 | 309 | 128 | 180 | 0 | 100 | 0 | 128 | 0 | 180 |
| Abr | 25,7 | 170 | 120 | 50 | 0 | 100 | 0 | 120 | 0 | 50 |
| Mai | 24,2 | 52 | 98 | -46 | -46 | 63 | -37 | 89 | 9 | 0 |
| Jun | 25,2 | 0 | 108 | -108 | -154 | 22 | -42 | 42 | 66 | 0 |
| Jul | 25,5 | 0 | 116 | -116 | -270 | 7 | -15 | 15 | 101 | 0 |
| Ago | 27,1 | 3 | 145 | -142 | -412 | 2 | -5 | 8 | 137 | 0 |
| Set | 26,9 | 94 | 140 | -47 | -459 | 1 | -1 | 94 | 46 | 0 |
| Out | 26,1 | 225 | 134 | 91 | -8 | 92 | 91 | 134 | 0 | 0 |
| Nov | 26,1 | 169 | 133 | 36 | 0 | 100 | 8 | 133 | 0 | 28 |
| Dez | 25,4 | 284 | 128 | 156 | 0 | 100 | 0 | 128 | 0 | 156 |
| **Ano** | 25,8 | 1794 | 1493 | 301 | - | 786 | 0 | 1134 | 360 | 660 |

T = Temperatura, P = Precipitação, ETP = Evapotranspiração Potencial, ARM = Armazenamento de água no solo, ALT = Alteração, ETR = Evapotranspiração Real ou Efetiva, DEF = Déficit hídrico, EXC = Excedente hídrico.

Alguns estudos apontam que várias espécies vegetais sob estresse (alagamento ou estiagem) desenvolvem mecanismos e/ou adaptações para sobreviver sob estas condições como desenvolvimento radicular para as camadas mais profundas do solo (JOSLIN et al., 2000; NEPSTAD et al., 1994), um eficiente controle estomático, perda sazonal das folhas, entre outros (SCHULZE et al., 1987).

Ainda neste período de déficit hídrico observa-se alta incidência de incêndios florestais, seja por causas naturais (NEPSTAD et al., 2004) ou antrópicas[7] (FEARNSIDE, 2000), pois o material vegetal fica muito seco aumentando seu potencial de combustão (SANTANA, 2004). Estes eventos são comuns na Amazônia, especialmente nas regiões que apresentam sazonalidade bem definida (período chuvoso e estiagem), como na região do Arco do Desmatamento (Figura 9), com potencial de emitir altas quantidades de fuligem/aerossóis na atmosfera.

Segundo o Boletim Climatológico da SEDAM (RONDÔNIA, 2010), Rondônia localiza-se em uma zona de transição entre a região equatorial e a tropical, com temperaturas normalmente elevadas e uniformes ao longo do ano. A região central deste Estado não apresenta condições climáticas de extremo desconforto térmico, sendo que para o período estudado a temperatura anual média foi de 25,8 °C, oscilando entre mínima de 24,2 °C (maio) e máxima de 27,1 °C (agosto), conforme consta na Tabela 10.

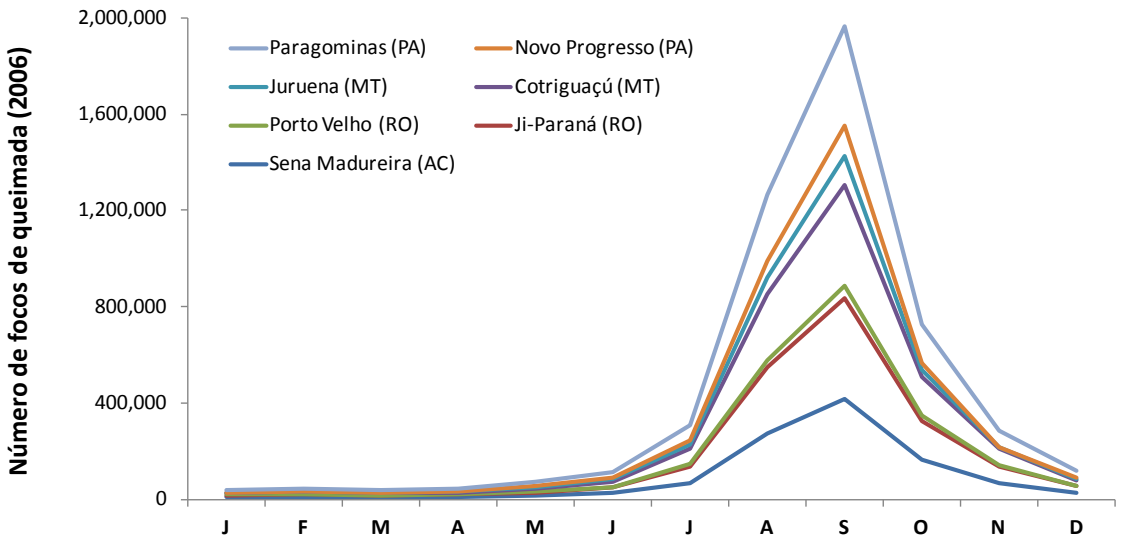


**Figura 9** – Variação mensal do número de focos de queimadas (ano de 2006) em vários municípios localizados na região do Arco do Desmatamento. Dados obtidos no site BDQueimadas do INPE.

[7] Incêndios são utilizados para preparar o solo na implantação de novas culturas (Braz et al., 2011).

No mês de maio de 2006 ocorreu o fenômeno regionalmente denominado friagem, onde massas de ar frio deslocam-se da região Sul do Brasil, com trajetória continental, passando pelo interior das regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste, atingindo o sul da Amazônia e causando alta redução nas temperaturas por alguns dias (RONDÔNIA, 2010). Este fenômeno acontece anualmente de forma recorrente nos meses de maio, junho, julho ou agosto, dependendo do ano. Devido a curta duração do fenômeno, ele não influencia nas médias climatológicas da temperatura mínima do ar (RONDÔNIA, 2010).

A figura 10 apresenta os valores de deficiência, excedente, retirada e reposição de água para o ano hídrico do município de Ji-Paraná, RO. Nesta figura observa-se que, para Ji-Paraná, o mês de agosto apresenta a maior deficiência (conseqüentemente o menor armazenamento) de água no solo em relação aos demais meses do ano, também indicado na Tabela 10 através do menor valor da coluna P-ET (-142 mm). Assim, pode-se considerar o ano hídrico de Ji-Paraná como sendo o período englobando os meses de agosto a julho.

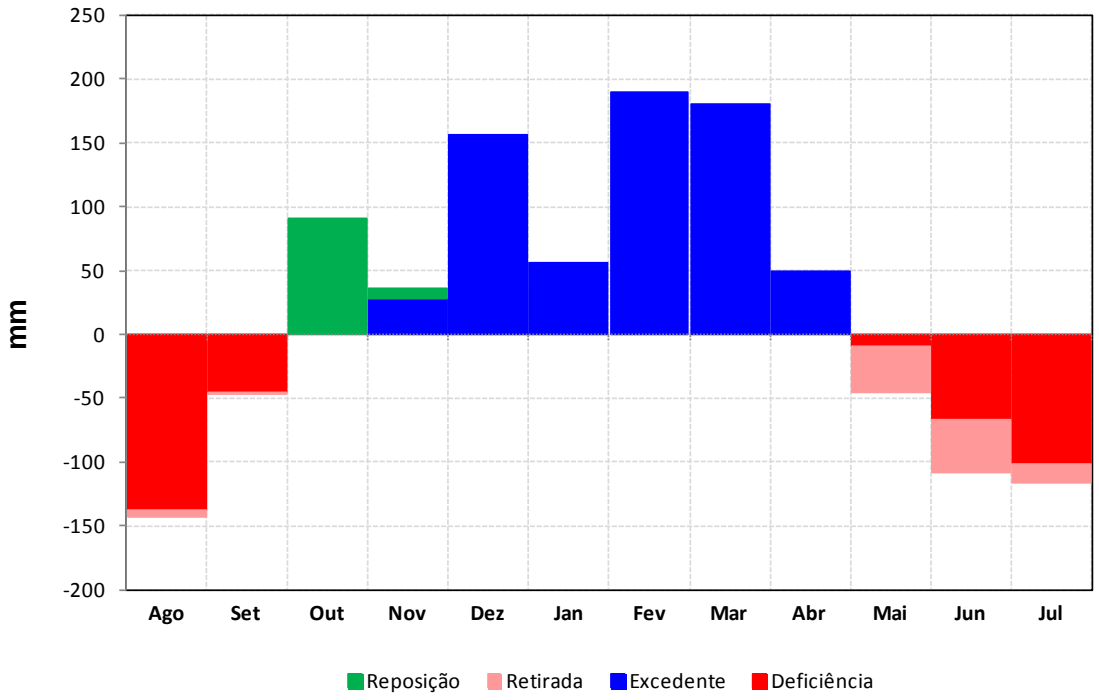


**Figura 10** – Deficiência, excedente, retirada e reposição para o ano hídrico de Ji-Paraná, RO.

No período de outubro a abril ocorrem grandes excedentes hídricos, registrando índices pluviométricos superiores a 100 mm mês$^{-1}$ (Figura 11), com potencial de abastecer o lençol freático da região, sendo março o mês de maior total mensal (309 mm). Nos meses do inverno Amazônico (junho a agosto) observam-se os menores índices pluviométricos (< 5 mm), com poucas pancadas de chuva, geralmente de fraca intensidade.

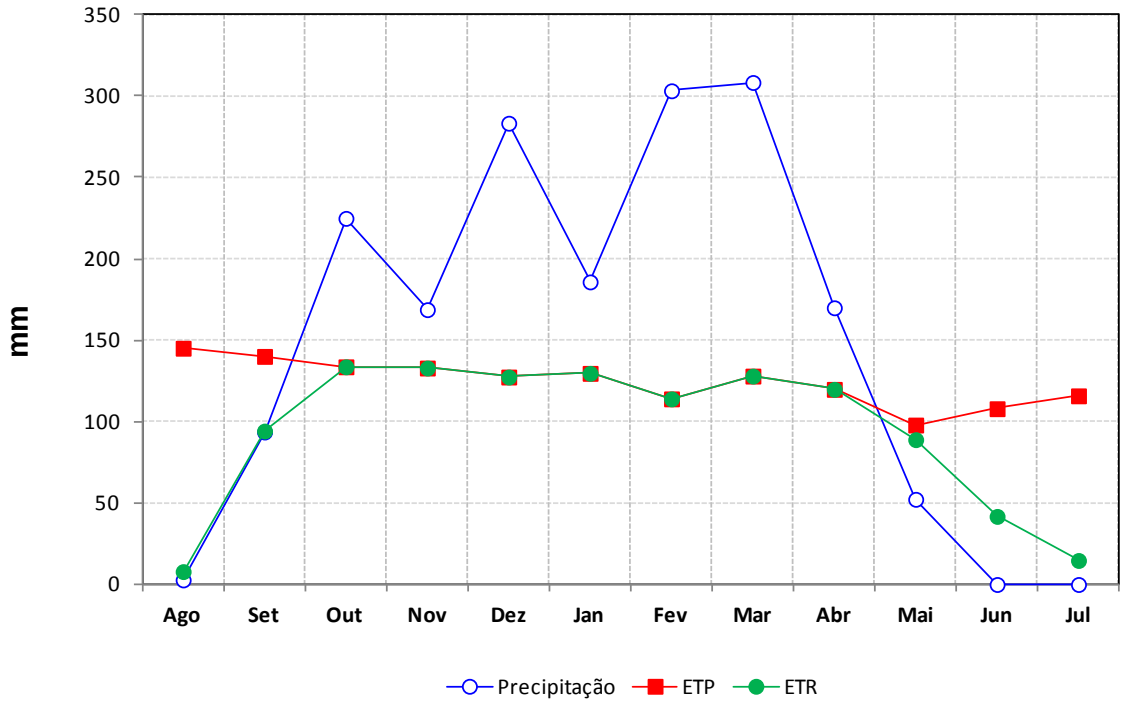


**Figura 11** – Balanço hídrico normal mensal para o ano hídrico de Ji-Paraná, RO.

### 5.2.5 Condições para elaboração do modelo de balanço hídrico adotado para a mata ciliar

O modelo de balanço hídrico adotado (Tabela 11) levou em consideração alguns pressupostos, abaixo detalhados:

1) Nieuwolt (1977) recomenda uma série mínima de 10 anos de dados pluviométricos, como referência de estabilidade, visando avaliar a variabilidade temporal da precipitação atmosférica. No entanto, como dados históricos de precipitação são inexistentes para a região estudada, utilizou-se a base de dados disponível (2001-2009) fornecida pelo órgão ambiental do estado de Rondônia (SEDAM);

**Tabela 11** – Resumo do modelo de balanço hídrico para a área de estudo na mata ciliar do rio Urupá e respectivo percentual relativo da chuva incidente. Período de novembro de 2005 a maio de 2007. Em negrito, componentes de entrada e saída de água do sistema.

| Processo | Volume (L $m^{-2}$ $ano^{-1}$) |
|---|---|
| **Precipitação anual média (ENTRADA)** | **1794** $_{100\%}$ |
| Interceptação de chuva pelo dossel | 269 $_{15\%}$ |
| Precipitação sob-copas observada* | 1525 $_{85\%}$ |
| Evapotranspiração anual até 20 cm do solo | (1041) $_{58\%}$ |
| Excedente anual de água no solo até 20 cm | 753 $_{42\%}$ |
| Evapotranspiração anual até 100 cm do solo | (1134) $_{63\%}$ |
| **Excedente anual de água no solo até 100 cm (SAÍDA)** | **660** $_{37\%}$ |

* Precipitação sob-copas = PI (1489 ou 83% da chuva) + ET (36 mm ou 2% da chuva).

2) A utilização da média de longo período (2001-2009) poderia mascarar o contexto real do período amostrado, especialmente por este apresentar a ocorrência da forte estiagem de 2005, assim, empregou-se o balanço hídrico referente apenas ao período estudado (novembro de 2005 a maio de 2007) para o cálculo do balanço de nutrientes;

3) O volume da precipitação atmosférica na área de estudo foi próximo do registrado na estação meteorológica da SEDAM localizada no município de Ji-Paraná;

4) A interceptação da precipitação pelo dossel, representada pela água de chuva retida pela cobertura vegetal, foi estimada através da diferença entre a precipitação incidente e o somatório da precipitação interna e escoamento pelo tronco, sendo este último raramente amostrado em estudos de ciclagem na Amazônia;

5) O escoamento pelo tronco apresentou baixa representatividade entre os componentes da partição da chuva na área de estudo (em torno de 2% da precipitação incidente). No entanto, esta componente hidrológica foi utilizada para se ter uma estimativa mais precisa da precipitação sob-copas;

6) O escoamento superficial foi medido e apresentou volume significativo (5% da chuva incidente), sendo esta característica associada com o relevo local, caracterizado como suave ondulado;

7) A distribuição das raízes concentra-se principalmente até 20 cm de profundidade do solo (vide classificação dos solos na seção Material e Métodos), sendo esta camada superficial a região onde provavelmente ocorre, a maior absorção de nutrientes (OVERSTREET; JACOBSON, 1952) e transpiração de água (WITKAMP, 1971);

8) O armazenamento ou excedente hídrico (calculado a partir da evapotranspiração real) foi utilizado para calcular o fluxo de saída no sistema. Este volume representa a água toda que sai do sistema, sendo, desta forma, descontado o volume do escoamento superficial para caracterizar apenas a água que saiu via lençol freático e escoamento sub-superficial (água de drenagem).

## 5.3 Concentração de nutrientes nas soluções

Em geral, os valores médios de pH foram bem ácidos em todas as componentes do ciclo hidrológico, com exceção dos sistemas fluviais, representados pelo igarapé intermitente localizado na parcela estudada (mediana = 6.2) e também pelo rio Urupá (mediana = 6.6), que apresentaram valores de pH próximos da neutralidade (Figura 12).

O pH da água de chuva variou entre 4,9 (224 mm em 25 de março de 2007) e 6,5 (56 mm em 18 de abril de 2007), com uma média ponderada pelo volume de 5,6 ± 0,2, sendo este valor similar ao do equilíbrio da chuva com o $CO_2$ atmosférico (GALLOWAY et al., 1976); valores inferiores a este classificariam a chuva como ácida (ATTIWILL; LEEPER, 1987).

O valor de pH observado na chuva da mata ciliar do rio Urupá foi similar ao de outros estudos realizados no oeste da Amazônia (GERMER, et al. 2007; TOBÓN, et al., 2004; CASSIOLATO, 2002) e região sul do Brasil (PELICHO et al., 2006; MIGLIAVACCA et al., 2005). Contudo foi ligeiramente mais alto do que o observado na Amazônia Central (FILOSO et al., 1999; WILLIAMS et al., 1997; FORTI et al., 1991; ANDREAE et al., 1990; FRANKEN; LEOPOLDO, 1984; STALLARD; EDMOND, 1981).

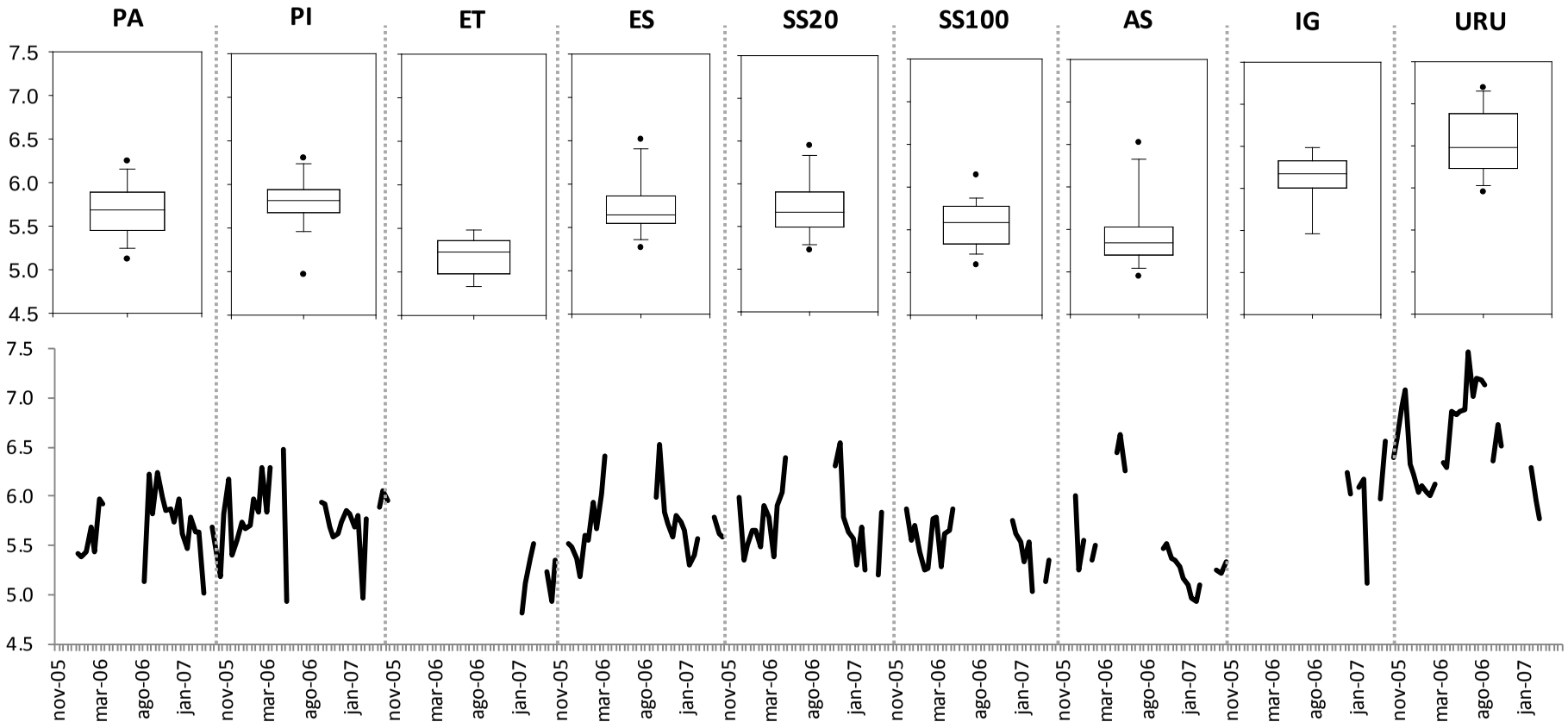


**Figura 12** – Valores quinzenais (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) de pH na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Médias com letras idênticas não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a nível de 5% de probabilidade.

Os valores menos ácidos de água de chuva na Amazônia Ocidental (onde o presente estudo está localizado) em relação aos da Amazônia Central foram discutidos por Stallard e Edmond (1981) e mais recentemente por Germer et al. (2007). Em geral, estes autores atribuem a redução na acidez devido à neutralização dos ácidos orgânicos (principalmente ácido fórmico e acético) pelos aerossóis minerais alcalinos. Adicionalmente, especula-se uma importante contribuição da suspensão natural de poeira (*soil dust effect*), em virtude dos solos rasos e afloramentos rochosos presentes na porção sudeste do estado de Rondônia (CPRM, 2001) e também à presença de grande número de cabeças de gado. Segundo o IBGE, o rebanho de Rondônia era em torno de 11,5 milhões para o ano de 2009 (IBGE, 2009), e durante parte do ano é alimentado com suplemento mineral composto principalmente de fosfato de cálcio (GERMER et al., 2007).

Os valores de pH na precipitação interna variaram entre 4,1 (58 mm em 21 de junho de 2006) e 7,0 (133 mm em 8 de março de 2006), com média de 5,8 ± 0,2 (n = 312), próximo do observado na água da chuva e de outros estudos realizados na Amazônia (CASSIOLATO, 2002; FILOSO et al. 1999; GERMER et al., 2007; MARKEWITZ et al., 2004; TOBÓN et al., 2004).

O escoamento pelo tronco registrou os valores mais ácidos entre todos os compartimentos amostrados, com uma amplitude de variação entre 3,8 (coleta de 15 litros em 2 de maio de 2007) e 7,2 (coleta de 0,5 litro em 16 de janeiro de 2007), e média ponderada pelo volume de 5,3 ± 0,2 (n = 108). O único estudo na Amazônia que também avaliou a acidez do escoamento pelo tronco foi o de Tobón et al. (2004), observando valores mais ácidos (4,4 – 4,7) em todos os gradientes topográficos estudados (planície sedimentar, terraço alto, terraço baixo e planície de inundação).

Uma importante característica do escoamento pelo tronco foi a presença de um babaçu (*Attalea speciosa*), palmeira típica da Amazônia. Esta árvore sozinha representou o maior volume coletado em todos os eventos amostrados, com uma contribuição relativa variando entre 42% (evento de 27/02/2007) e 66% (16/01/2007) do volume total escoado.

Este fato teve influência direta nos resultados de pH, uma vez que para o cálculo da concentração utilizamos a média ponderada pelo volume (vide Material e Métodos 5.4). Caso excluíssemos esta árvore, a solução deste compartimento deixaria de ser a mais ácida para ser a menos ácida entre todos os compartimentos amostrados (pH = 6,4 ± 0,4).

No entanto, conforme enfatizado por Germer et al. (2007), a presença de tais palmeiras não devem ser subestimadas ou mesmo desconsideradas, uma vez que podem promover alta redistribuição de chuva dentro do dossel, alta saturação local e contribuir na geração de escoamento superficial. Além disso, assim como no estudo de Germer, nossa área de estudo apresenta alta incidência desta espécie além de outras *Arecaceae* (CABIANCHI, 2010).

Avaliando as vias hidrológicas localizadas acima do piso florestal, observa-se que a precipitação atmosférica e precipitação interna não apresentam diferenças significativas entre si. No entanto, ambas diferiram do escoamento pelo tronco, que foi a componente que apresentou a solução mais ácida entre todas as amostradas.

O padrão geral indica que não houve acidificação da chuva após a passagem pelo dossel, principalmente porque a precipitação interna foi a principal componente da partição da chuva na mata ciliar estudada, representando 83% do total precipitado que atinge o solo florestal (vide item 6.2.1). De fato, o ligeiro aumento no pH após passagem da chuva pelo dossel (Figura 12) indica um tamponamento da solução associado com a troca de cátions na superfície ou interior das folhas (PARKER, 1983), evitando possíveis perdas das bases.

O escoamento superficial apresentou uma amplitude de variação do pH entre 4,3 (0,2 mm em 2 de maio de 2007) e 7,1 (1 mm em 1 de dezembro de 2005) com média de 5,7 ± 0,3 (n = 147). Os valores de pH na solução do solo superficial variaram entre 4,9 (coleta realizada em 14 de fevereiro de 2007) e 7,1 (coleta realizada em 22 de março de 2006), média de 5,6 ± 0,3 (n = 111). Para a solução do solo profunda (100 cm de profundidade) os valores registrados variaram entre 4,8 (coleta realizada em 27 de dezembro de 2005) e 6,8 (coleta realizada em 6 de novembro de 2006), com média de 5,5 ± 0,3 (n = 121).

Poucos estudos em florestas da Amazônia apresentam resultados de pH no escoamento superficial e solução do solo, como, por exemplo os de Cassiolato (2002), em Rondônia, Markewitz et al. (2004), no Pará e Williams et al. (1997), no Amazonas. Destes, apenas Cassiolato amostrou estas duas vias hidrológicas, sendo que para a solução do solo, este autor realizou coletas empregando diferentes metodologias. O resultado para floresta primária foi similar entre o escoamento superficial (6.2) e água do solo coletada com lisímetros de tensão (6.5), mas bem diferente em relação à solução coletada com lisímetros de tensão zero (5.2).

Os valores de pH na solução do solo foram superiores aos da suspensão do solo (Tabela 5), medida em $H_2O$. Alguns autores atribuem esta diferença a fatores como perturbação na

estrutura do solo quando os lisímetros foram instalados (HANTSCHEL et al., 1988), eliminação de $CO_2$ quando o vácuo é aplicado no sistema (SUAREZ, 1987), ou ainda devido a possíveis interações dentro do lisímetro ou com a cápsula porosa de cerâmica (SEVERSON; GRIGAL, 1976).

Markewitz et al. (2004) realizou estudo em áreas sob distintos usos da terra (floresta madura, floresta secundária, pastagem degradada e pastagem manejada) na região de Paragominas no Pará, sendo que em todas estas diferentes fisionomias observou uma tendência de redução no pH com a profundidade, assim como observado neste estudo. No entanto, a variação do pH no solo com a profundidade não foi tão evidente quanto observada no presente estudo.

Os valores de pH na água subterrânea variaram entre 4,6 (coleta realizada em 27 de dezembro de 2005) e 6,8 (coleta realizada em 24 de maio de 2006), com média de 5,5 ± 0,4 (n = 55), não apresentando diferença significativa em relação à solução do solo profunda (100 cm). Estes valores de pH na mata ciliar estão dentro da faixa de valores registrados em poços de propriedades rurais localizados na bacia do rio Urupá (LEITE et al., 2011), sugerindo uma homogeneidade da água subterrânea regional, independente do uso do solo, em função das trocas sub-superficiais e através do fluxo do lençol freático (LIMA; ZAKIA, 2004). Somente outro estudo realizado por Williams et al. (1997) em floresta de terra firme próxima de Manaus apresentou resultados de pH na água subterrânea, com este autor observando valores de pH bem menores do que os registrados na mata ciliar do rio Urupá (média de 4.7).

Segundo Jordana et al. (2004) a composição química da água subterrânea é resultante da combinação da água que entra nesta via hidrológica (via chuva e processos no dossel) e das reações desta com os minerais presentes nas rochas. Isto foi constatado no presente estudo onde a acidez da água subterrânea na mata ciliar refletiu fielmente as vias hidrológicas acima do solo florestal em associação com os solos ácidos da área de estudo (conforme item 6.1.2).

As condições de acidez do solo podem ter inúmeras implicações ecológicas em ecossistemas florestais, conforme descrito por Binkley (1987): 1) vários processos mediados por microorganismos e fauna do solo podem ser comprometidos, uma vez que a atividade destes é controlada por faixas ótimas de pH; 2) a absorção de nutrientes pelas plantas pode ser fortemente influenciada visto que a solubilidade, reações de troca e especiação química de nutrientes inorgânicos são dependentes das condições de acidez do solo (EPSTEIN; BLOOM, 2006);

3) o intemperismo de minerais do solo pode aumentar significativamente durante o contato da rocha com soluções ácidas (DREVER,1997); 4) a proliferação de certas espécies tolerantes à condições de acidez em relação a outras menos tolerantes sugerem que o solo pode exercer um importante papel na ecologia de comunidades (PRITCHETT; FISHER, 1987).

As concentrações médias (ponderada pelo volume) quinzenais e concentrações médias do período completo do estudo (média de 18 meses) para os cátions cálcio, magnésio, sódio, potássio e amônio e ânions bicarbonato, cloreto, sulfato, nitrato e fosfato medidas nas vias hidrológicas são apresentadas nas Figuras 13 a 22.

Os resultados indicam que as concentrações dos cátions básicos ($Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$ e $K^{+}$) e todos os ânions, com exceção do bicarbonato, apresentaram as maiores concentrações no escoamento pelo tronco em relação a todos as outras fases do ciclo hidrológico da mata ciliar estudada.

A composição química da água de chuva na área apresenta predomínio de $Cl^{-}$ e $Ca^{2+}$ para o período total amostrado (dez/05 – mai/07), similar à observada na estação chuvosa (outubro-abril), mas, distinta do período de estiagem (maio-setembro), que apresentou predomínio de $Cl^{-}$ e $K^{+}$ (Tabela 12). A transição entre a estação seca e chuvosa (S) apresentou um aumento das concentrações em relação ao período chuvoso, para todos os elementos analisados, evidenciando o importante papel da incorporação de poeira e fuligens suspensas na atmosfera, durante eventos discretos de chuva na estiagem e principalmente nos primeiros eventos do período chuvoso, quando ocorrem as chuvas mais fortes (Tabela 12).

A variação nas concentrações de íons entre a precipitação atmosférica, precipitação interna e escoamento pelo tronco foram avaliadas através de uma Análise de Variância (Tabela 12), sendo que a precipitação atmosférica apresentou concentrações distintas ($p < 0,001$) tanto em relação à precipitação interna quanto ao escoamento pelo tronco para maioria dos íons analisados, com exceção do $Ca^{2+}$ (Figura 13).

Este resultado demonstra a alta capacidade de liberação de nutrientes pelo dossel florestal após a passagem da água de chuva, evidenciando a importância de caracterizar os processos no dossel para compreender a ciclagem de nutrientes na mata ciliar estudada.

O $PO_4^{3-}$ apresentou o maior enriquecimento na precipitação interna, com um aumento de 24 vezes na sua concentração em relação à precipitação incidente. $K^{+}$ e $NH_4^{+}$ apresentaram um aumento de 5 vezes, enquanto o $HCO_3^{-}$ e $NO_3^{-}$ triplicaram suas concentrações após a passagem da chuva pelo dossel. $Mg^{2+}$ e $SO_4^{2-}$ dobraram em relação à precipitação atmosférica.

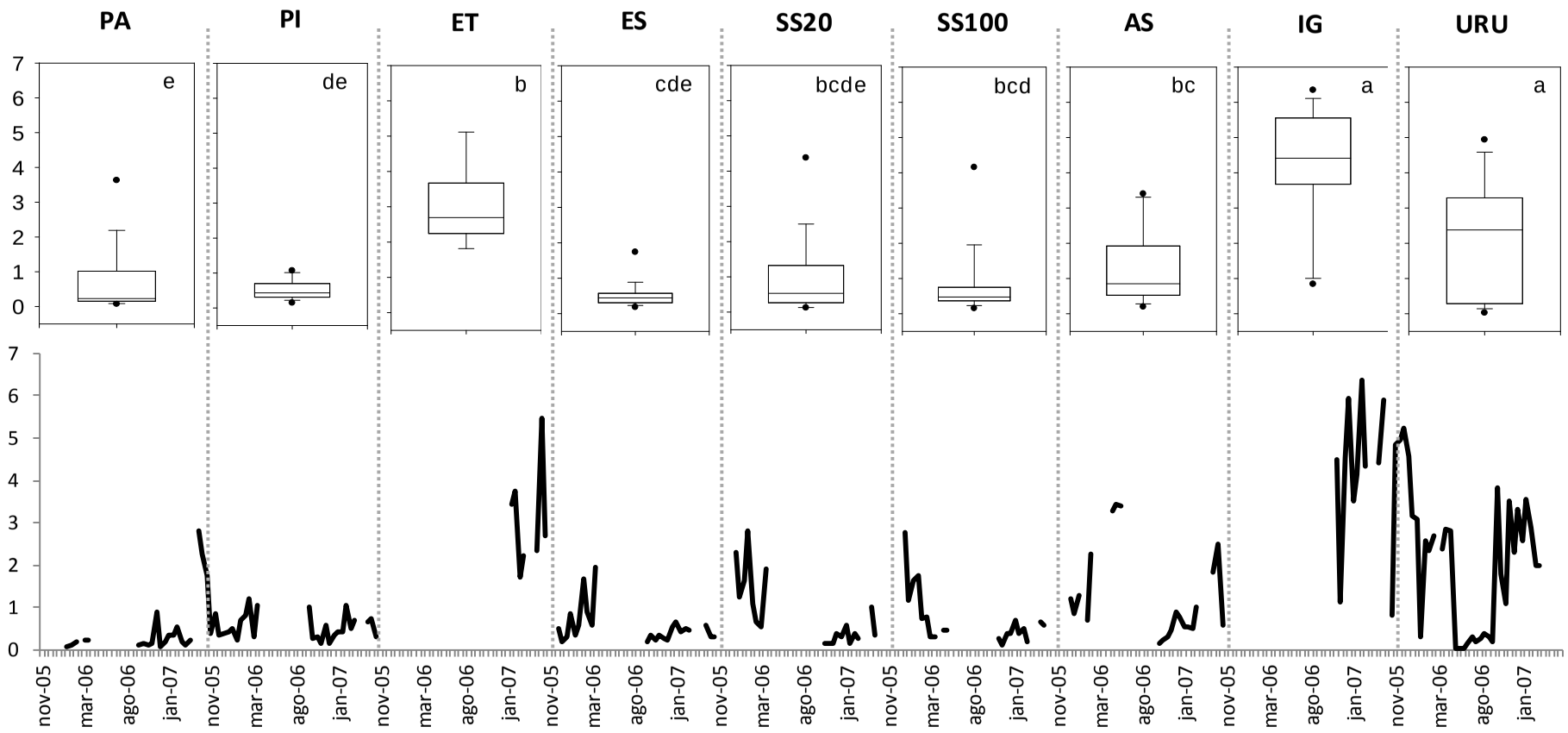


**Figura 13** – Concentrações quinzenais de cálcio, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

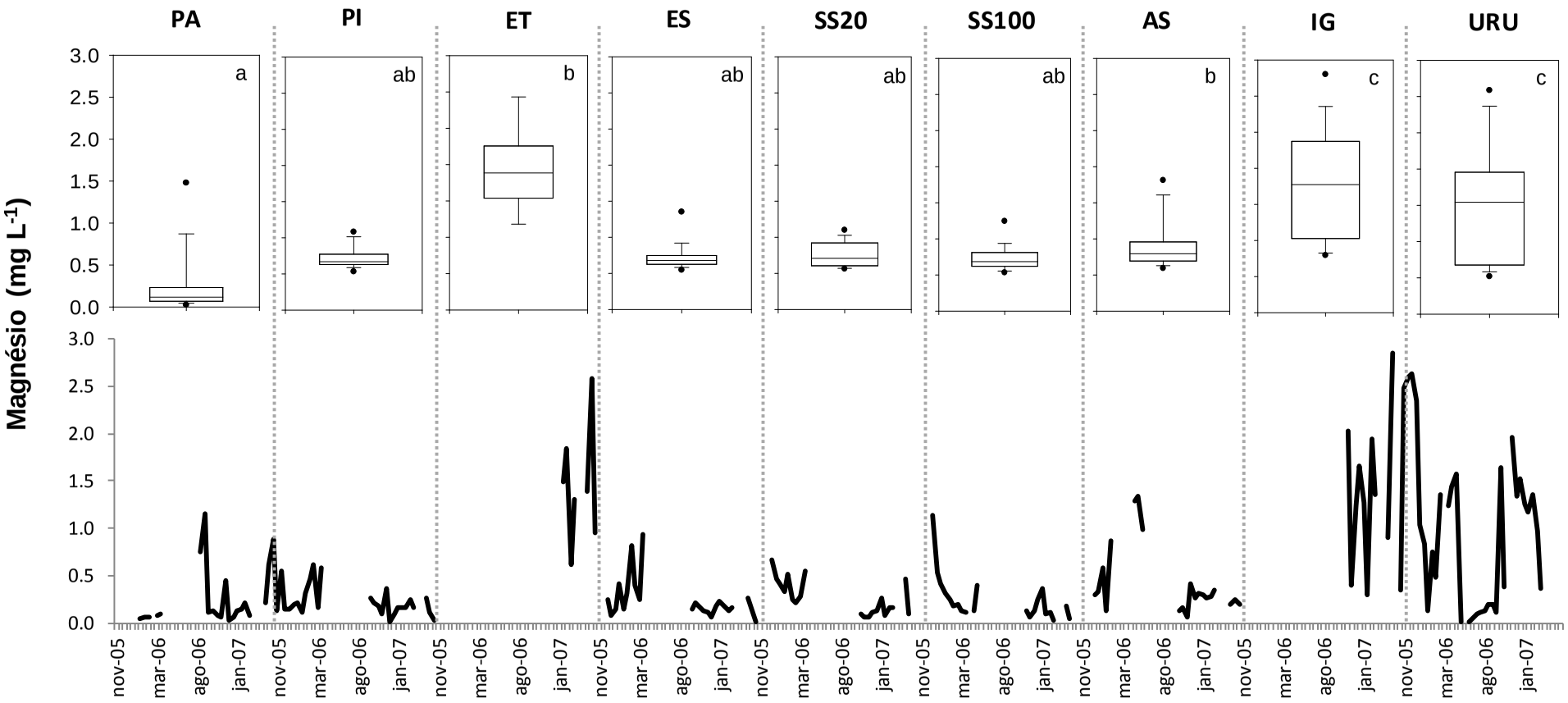


**Figura 14** – Concentrações quinzenais de magnésio, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

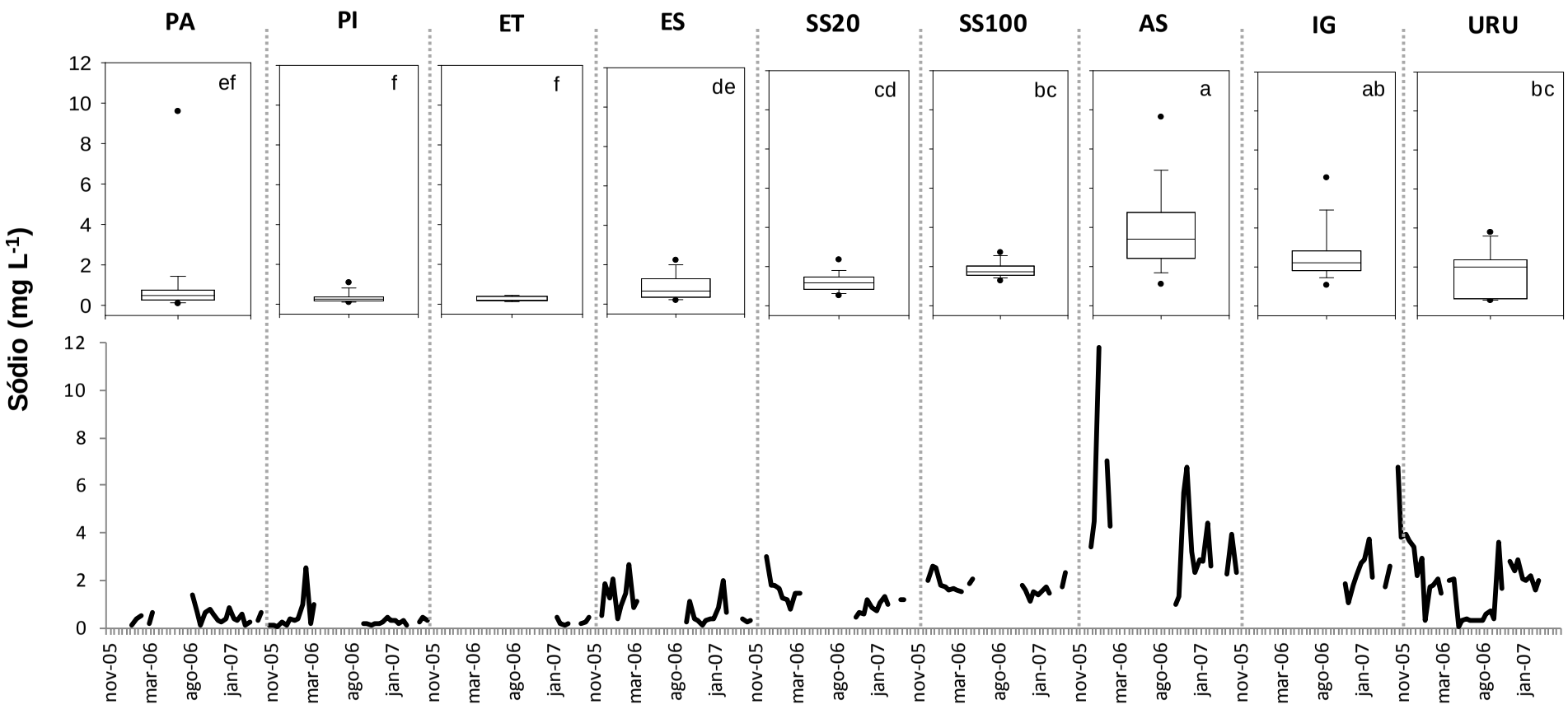


**Figura 15** – Concentrações quinzenais de sódio, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

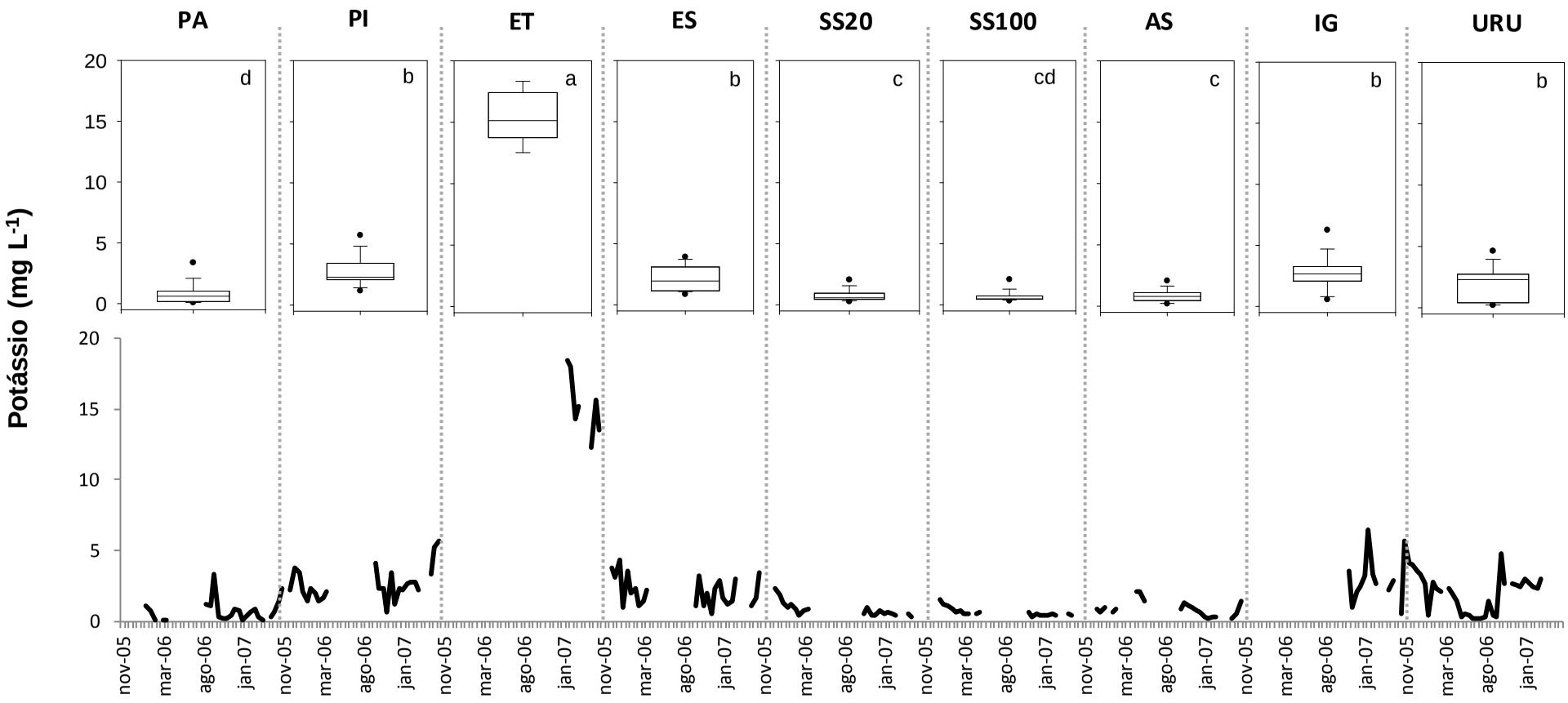


**Figura 16** – Concentrações quinzenais de potássio, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

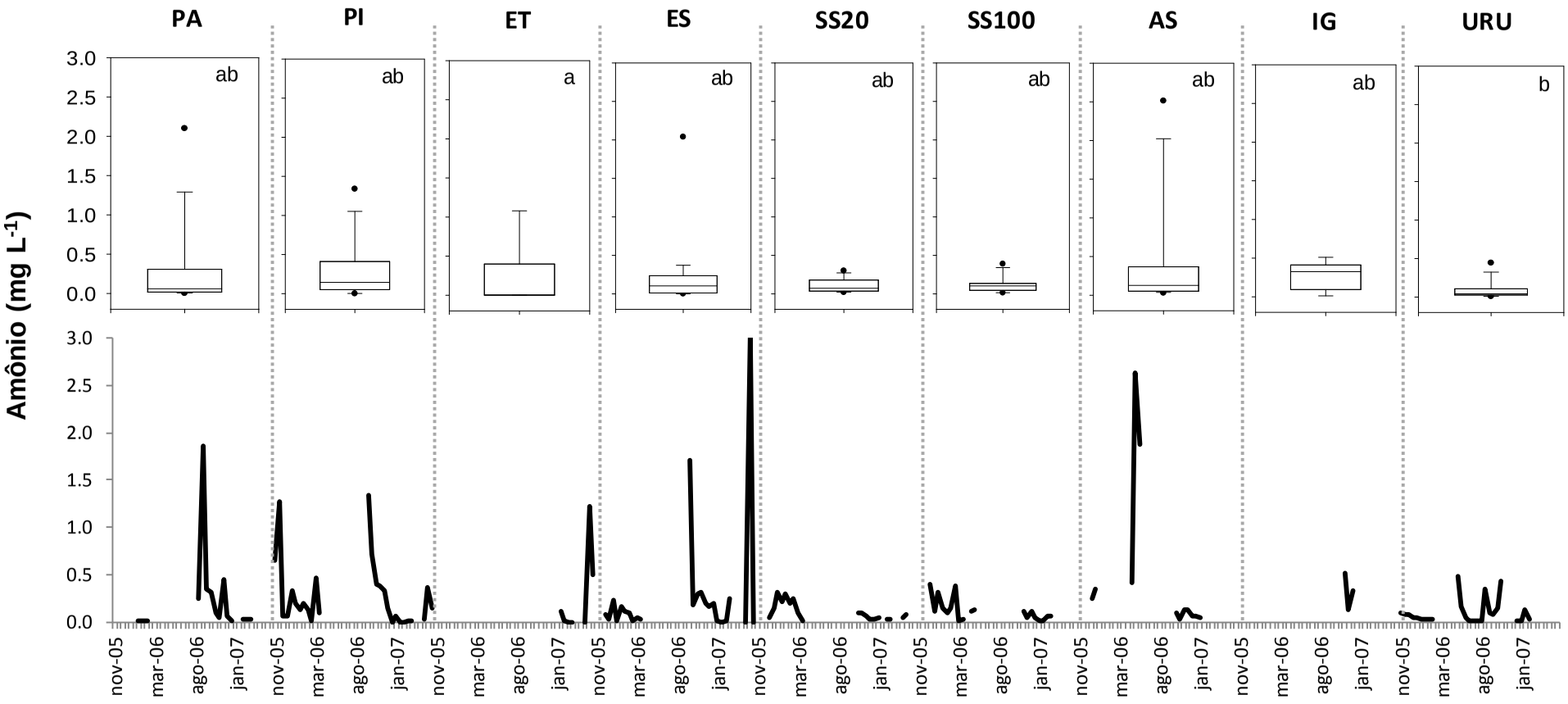


**Figura 17** – Concentrações quinzenais de amônio, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

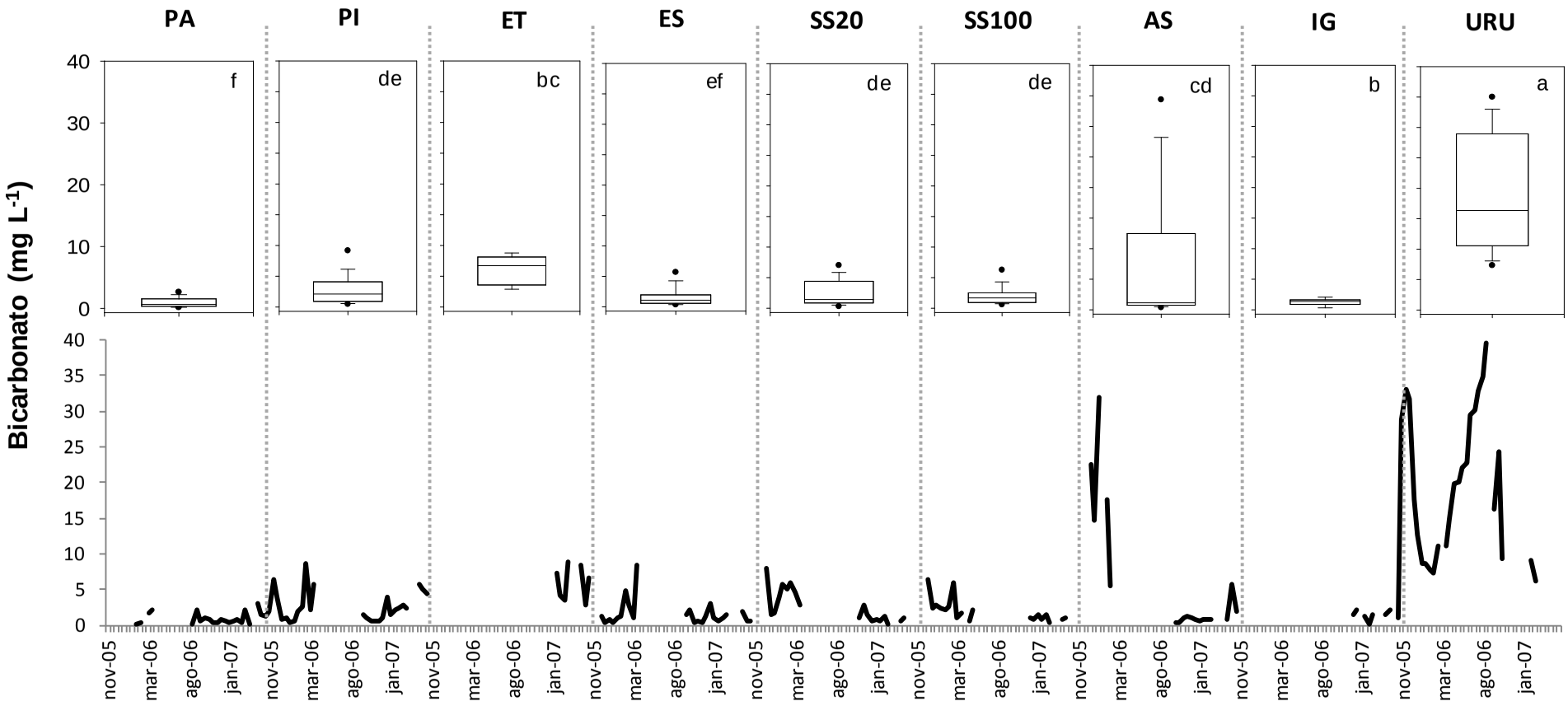


**Figura 18** – Concentrações quinzenais de bicarbonato, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

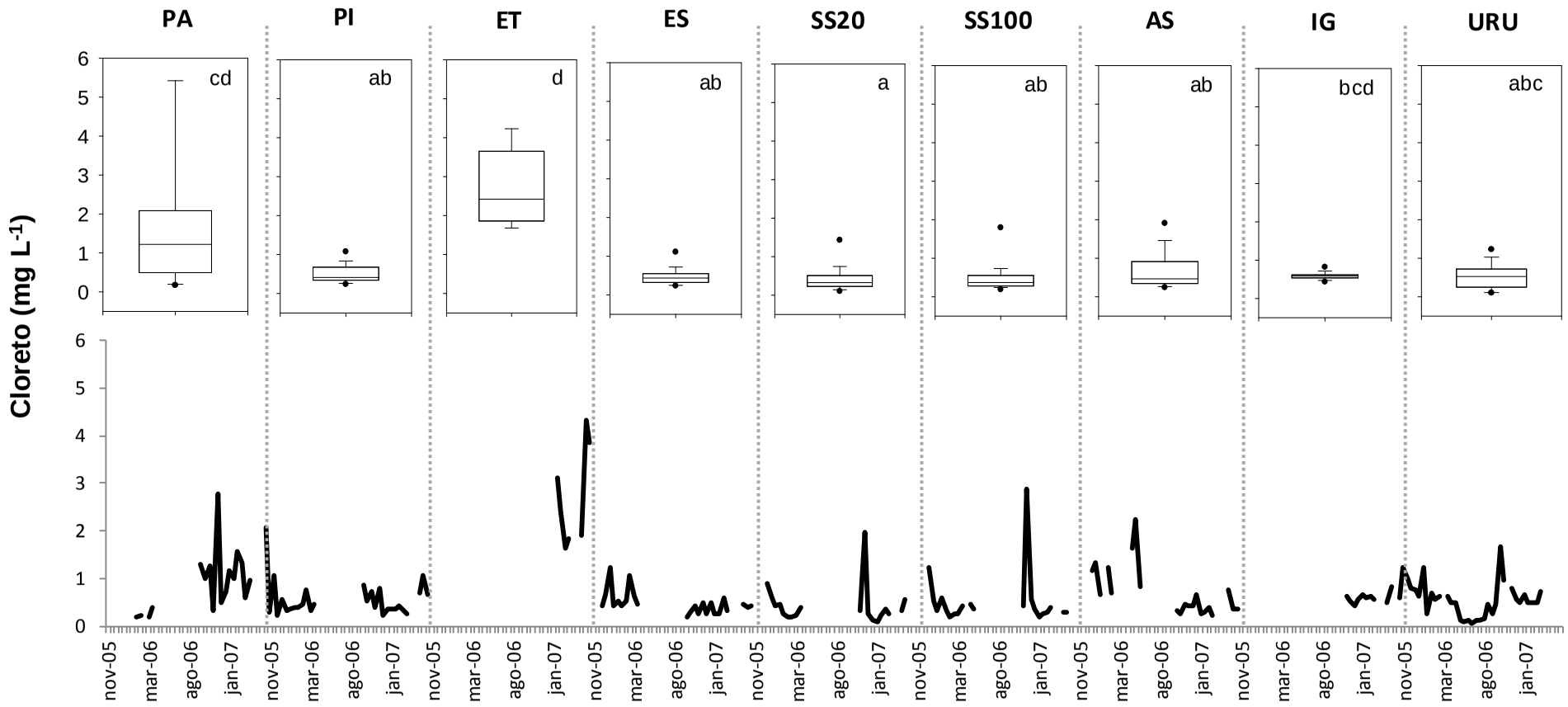


**Figura 19** – Concentrações quinzenais de cloreto, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

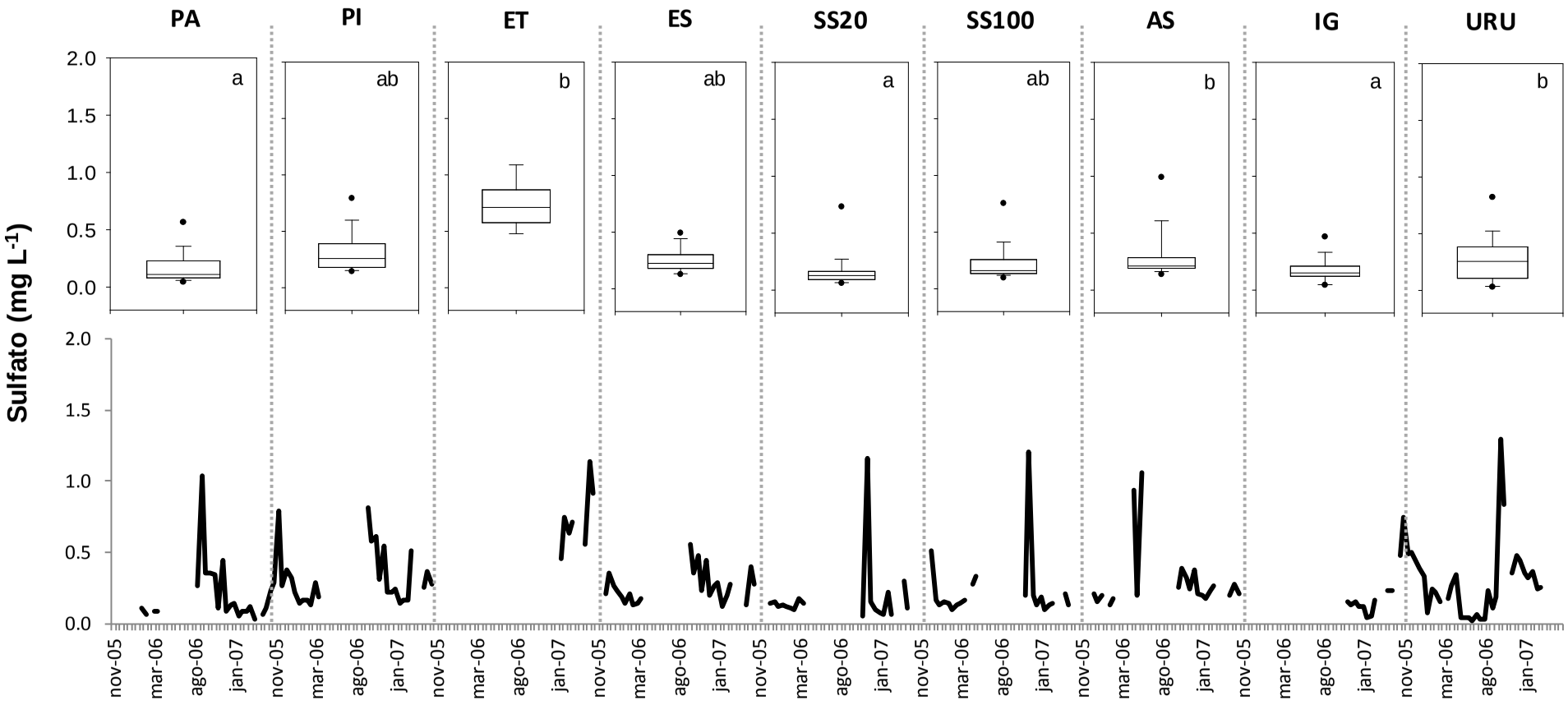


**Figura 20** – Concentrações quinzenais de sulfato, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

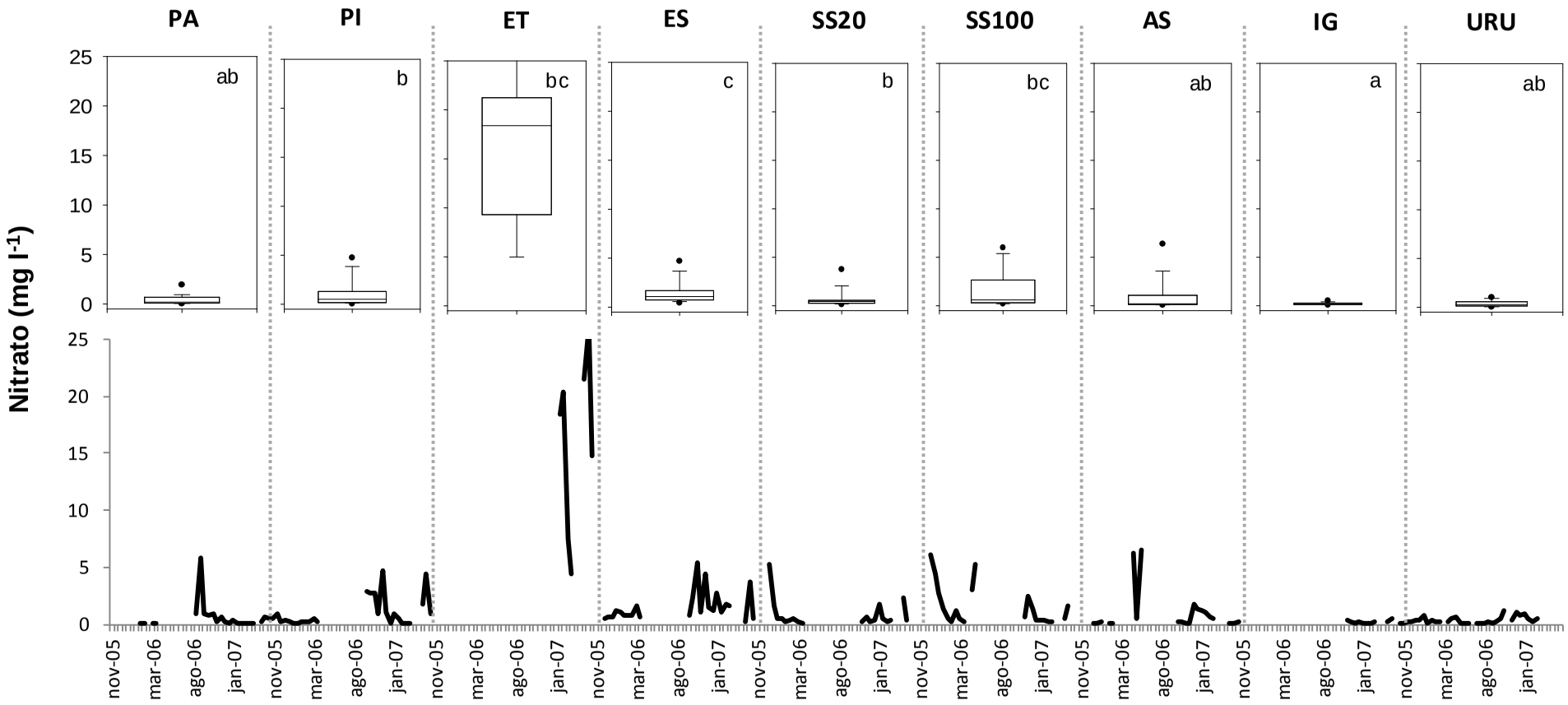


**Figura 21** – Concentrações quinzenais de nitrato, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

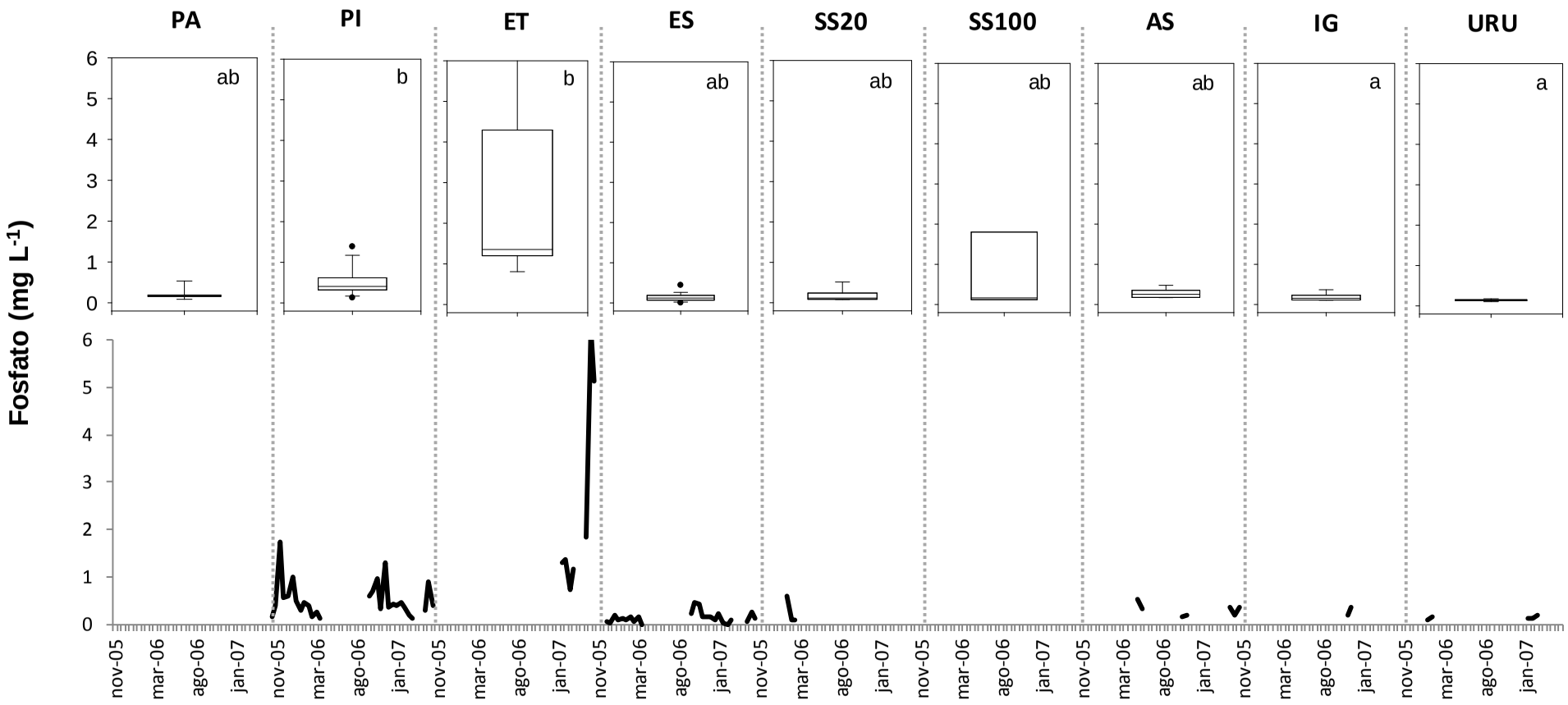


**Figura 22** – Concentrações quinzenais de fosfato, expressas em mg $L^{-1}$, (gráfico inferior - linhas) e medianas ± MAD (gráfico superior - box-plot) na precipitação incidente (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), escoamento superficial (ES), solução do solo à 20 (SS20) e 100 cm (SS100) de profundidade, água subterrânea (AS), igarapé intermitente (IG) e no rio Urupá (URU), no período de novembro de 2005 a maio de 2007, na mata ciliar do rio Urupá. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações das vias hidrológicas empregando o teste de comparações de Tukey.

**Tabela 12** – Concentração média (ponderada pelo volume) dos elementos químicos na precipitação atmosférica (PA), precipitação interna (PI) e escoamento pelo tronco (ET), amostrados durante a estação chuvosa (C), transição seca-chuvosa (S) e período total do experimento (T = 18 meses para PA e PI e 5 meses para ET). As concentrações de nutrientes são comparadas utilizando uma análise de variância (ANOVA), sendo apresentados os valores F associados com os tratamentos. Valores expressos em mg $L^{-1}$. Números em parênteses indicam o número de amostras para cada período.

| Via Hidrológica | Estação | pH | $Ca^{2+}$ | $Mg^{2+}$ | $Na^{+}$ | $K^{+}$ | $NH_4^{+}$ | $HCO_3^{-}$ | $Cl^{-}$ | $SO_4^{2-}$ | $NO_3^{-}$ | $PO_4^{3-}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | *mg $L^{-1}$* | | | | | | | | | |
| PA | C (47) | 5,63 | 0,51 | 0,08 | 0,37 | 0,40 | 0,04 | 0,71 | 0,90 | 0,12 | 0,22 | 0,02 |
| | S (9) | 5,52 | 1,64 | 0,52 | 1,63 | 1,88 | 0,22 | 1,02 | 3,08 | 0,28 | 0,81 | 0,09 |
| | T (56) | $5,63^{b}$ | $0,57^{b}$ | $0,10^{c}$ | $0,44^{b}$ | $0,48^{c}$ | $0,05^{b}$ | $0,73^{c}$ | $1,01^{b}$ | $0,12^{a}$ | $0,25^{a}$ | $0,02^{a}$ |
| PI | C (257) | 5,77 | 0,49 | 0,23 | 0,43 | 2,09 | 0,20 | 2,41 | 0,41 | 0,26 | 0,59 | 0,43 |
| | S (55) | 5,84 | 0,64 | 0,17 | 0,27 | 4,54 | 0,80 | 3,64 | 0,76 | 0,51 | 2,56 | 0,63 |
| | T (312) | $5,78^{b}$ | $0,50^{b}$ | $0,22^{b}$ | $0,41^{a}$ | $2,31^{b}$ | $0,26^{ab}$ | $2,52^{b}$ | $0,44^{a}$ | $0,28^{b}$ | $0,77^{ab}$ | $0,45^{b}$ |
| ET | C | 5,31 | 2,57 | 1,22 | 0,24 | 15,37 | 0,11 | 6,48 | 2,35 | 0,70 | 11,15 | 1,80 |
| | S | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | T (102) | $5,31^{a}$ | $2,57^{a}$ | $1,22^{a}$ | $0,24^{a}$ | $15,37^{a}$ | $0,11^{a}$ | $6,48^{a}$ | $2,35^{b}$ | $0,70^{b}$ | $11,15^{b}$ | $1,80^{b}$ |
| Valor F | | 26,81 | 44,19 | 16,59 | 6,26 | 244,13 | 3,77 | 61,41 | 50,40 | 7,32 | 5,16 | 6,99 |
| Valor-p | | 0,0001 | 0,0001 | 0,0001 | 0,0021 | 0,0001 | 0,0244 | 0,001 | 0,001 | 0,0008 | 0,0061 | 0,0011 |

$Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $Na^{+}$, $K^{+}$, $NH_4^{+}$ e $HCO_3^{-}$ transformados com log; $Cl^{-}$ e $NO_3^{-}$ transformados com potência -0,25; $PO_4^{3-}$ transformado com potência -0,50 e $SO_4^{2-}$ transformado com potência -0,75. Transformações sugeridas pelo procedimento estatístico Box-Cox do SAS. Valores de F calculados baseados em todas as amostras coletadas tanto do período chuvoso quanto seco para cada elemento. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações da precipitação atmosférica, precipitação interna e escoamento pelo tronco empregando o teste de comparações de Tukey.

As concentrações de $Cl^-$, $Ca^{2+}$ e $Na^+$ decresceram na precipitação interna, com -56%, -11% e -6%, respectivamente.

Relacionando a chuva com o escoamento pelo tronco, observa-se um alto fator de enriquecimento em quase todos os íons avaliados: $PO_4^{3-}$ (aumento de 95 vezes), $NO_3^-$ (45 vezes), $K^+$ (32 vezes), $Mg^{2+}$ (12 vezes), $HCO_3^-$ (9 vezes), $SO_4^{2-}$ (6 vezes), $Ca^{2+}$ (5 vezes), $Cl^-$ (2 vezes) e $NH_4^+$ (2 vezes). $Na^+$ foi o único elemento que apresentou redução nas concentrações em relação à precipitação atmosférica (em torno de -45%). O incremento adicional observado no escoamento pelo tronco pode estar associado tanto com o fornecimento de solução enriquecida proveniente da precipitação interna que flui através da superfície do tronco das árvores quanto pela grande incidência de briófitas e epífitas observadas na área de estudo.

O aumento das concentrações de fósforo após passagem da chuva pelo dossel, tanto na precipitação interna quanto no escoamento pelo tronco, foi o mais acentuado entre todos os elementos analisados (Tabela 12). Isto ocorre em função das baixíssimas concentrações deste nutriente observadas na água de chuva, associadas com a deposição seca ou defecação de animais no dossel (TOBÓN et al., 2004), principalmente na transição entre o período seco e o chuvoso (Tabela 12).

O enriquecimento de $K^+$ na precipitação interna e escoamento pelo tronco é bem descrito na literatura, sendo atribuído à alta mobilidade deste nutriente e sua abundância nas folhas (PARKER, 1983; TOBON et al., 2004). Parker (1983) sugere que a lixiviação pode contribuir com um aumento líquido de até 85% do carbono e $K^+$ na precipitação interna e mais de 60% do nitrogênio. Para os demais elementos não é possível distinguir se sua origem está associada com lixiviação de tecidos vegetais ou lavagem dos aerossóis depositados.

O $Ca^{2+}$ apresentou uma ligeira redução nas concentrações da precipitação interna em relação à chuva, no entanto quase quintuplicou na solução escoada pelo tronco (Tabela 12), demonstrando um importante papel da lavagem dos troncos no fornecimento deste nutriente. As principais fontes de $Ca^{2+}$ solúvel na precipitação interna são a decomposição de folhas (anterior a sua queda para o piso florestal) e a lixiviação de organismos epifílicos (e sua excreta), presentes na superfície das folhas (BRINKMANN; SANTOS, 1973). As maiores concentrações de $Ca^{2+}$ durante a estiagem (Tabela 12) podem estar associadas com o alto acúmulo de folhas velhas durante este período. Segundo Brinkmann e Santos (1973), as principais fontes de $Ca^{2+}$ no

escoamento pelo tronco são atribuídas à solubilização e lixiviação das comunidades presentes no tronco das árvores, como musgos, liquens, algas, fungos, além de sua excreta.

As concentrações de $Mg^{2+}$ foram as menores entre os cátions básicos, tanto na chuva quanto na precipitação interna, enquanto na solução escoada pelo tronco foi superior apenas ao $Na^{+}$. Segundo Brinkmann e Santos (1971), o magnésio resulta da lixiviação das folhas, caules e brotos pela água da chuva, após a decomposição destes materiais por bactérias e principalmente fungos. O magnésio é muito móvel, sendo rapidamente translocado de folhas senescentes. Isso explica as baixas concentrações, uma vez que em tecidos mortos não constam moléculas de clorofila. Assim como o $Ca^{2+}$, o magnésio também pode ser fornecido através da lixiviação de organismos epifílicos presentes na superfície das folhas, ou ainda pela dissolução de produtos metabólicos de macro e microorganismos.

As menores concentrações de $Mg^{2+}$ e $Na^{+}$ em relação ao $K^{+}$ e $Ca^{2+}$ (Tabela 8) estão associadas com seus baixos teores nas folhas, resultando em menores lixiviações (PARKER, 1983). Além disso, $Ca^{2+}$ e $K^{+}$ apresentam forte influência da deposição seca (aqui não avaliada), derivada de poeira em suspensão e material biológico, podendo ter origem local (cutícula foliar degradada, pólen) ou externa (transporte por via aérea) à floresta estudada (LINDBERG et al., 1986).

Além da variação média, calculada para o período completo do estudo (18 meses), foram também observadas variações sazonais ao longo do ano nas concentrações dos elementos analisados (Figuras 13 a 22). $Cl^{-}$ e $Na^{+}$ foram os elementos que apresentaram concentrações na chuva superiores à da precipitação interna em maior número de eventos, com 17 dos 23 amostrados (74%) e 13/23 (56%), respectivamente. $Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$ e $NH_4^{+}$ registram um pouco menos com 8/24 (33%), 6/23 (26%) e 4/17 (23%) dos eventos. $HCO_3^{-}$, $K^{+}$ e $NO_3^{-}$ foram os elementos que registraram os menores números com 2/23, 1/24 e 1/23 (todos < 1%), enquanto $SO_4^{2-}$ e $PO_4^{3-}$ não registraram nenhum evento com concentração na chuva superior ao da precipitação interna (Figuras 13 a 22). Este padrão pode estar associado com uma menor lixiviação foliar e/ou absorção líquida destes elementos pelo dossel (TOBÓN et al., 2004).

A diferença entre as concentrações na chuva e nas vias hidrológicas do dossel florestal (precipitação interna e escoamento pelo tronco) evidencia a importância de caracterizar seus distintos processos e respectivos fluxos. Embora o enriquecimento da chuva pelo escoamento pelo tronco (em termos de concentração) seja bem mais evidente do que na precipitação interna

(Tabela 12), a deposição de nutrientes através desta via hidrológica geralmente é baixa devido ao baixo fluxo de água observado nesta componente do ciclo hidrológico (vide item 5.2.1).

No entanto, conforme enfatizado por alguns autores (em fase de elaboração[8]; TOBÓN et al., 2004), esta via hidrológica não pode ser completamente desprezada pois sua entrada embora muito pontual (base dos troncos das árvores), fornece solução extremamente enriquecida para microorganismos do solo e raízes finas.

Em suma, a química da solução que alcança o piso florestal depende não apenas da composição química da chuva incidente, mas da quantidade precipitada e principalmente dos processos que ocorrem durante sua passagem através do dossel florestal. Estes são comumente subdivididos em processos externos, como a lavagem da deposição seca acumulada na vegetação (ULRICH, 1983), ou processos internos, como a lixiviação foliar (CRONAN; REINERS, 1983), troca de $H^+$ com outros cátions (LOVETT et al., 1984), ou atividade de microorganismos na filosfera[9].

Os resultados apresentados evidenciam o importante papel do dossel na ciclagem de nutrientes no ecossistema florestal estudado. Outras atribuições do dossel estão relacionadas com o controle de temperatura do solo promovido pelo sombreamento (CHEN et al., 1999), redistribuição de chuva e nutrientes no interior da floresta (PYPKER et al., 2011), além de ser fonte de serapilheira, discriminando os nutrientes que serão reciclados e a composição da comunidade microbiana e fauna do solo (PRESCOTT, 2002).

As concentrações dos elementos analisados no escoamento superficial, solução do solo e água subterrânea são apresentadas na Tabela 13. As concentrações dos cátions refletem a CTC do solo, que em geral foi baixa (item 5.1.2). O cátion dominante no escoamento superficial foi o $K^+$, refletindo a forte influência da precipitação interna e escoamento pelo tronco em sua composição química (Figura 16). Na solução do solo, tanto superficial (20 cm profundidade) quanto profunda (100 cm), e na água subterrânea, o cátion predominante foi o $Na^+$.

[8] Germer S. Why forest nutrient cycling studies should consider stemflow. A ser editado pela Springer; 2012

[9] Superfície da folha das plantas.

**Tabela 13** – Concentração média ponderada pelo volume do escoamento superficial (ES) e concentração mediana de elementos químicos na solução do solo a 20 (SS20) e 100 cm de profundidade (SS100), água subterrânea (AS) e rio Urupá, durante a estação chuvosa (C), seca (S) e período total do experimento (T). As concentrações foram comparadas utilizando uma análise de variância (ANOVA), sendo apresentados os valores F associados com os tratamentos. Os valores são expressos em mg $L^{-1}$. Números em parênteses indicam o número de amostras (n) para cada período.

| Via Hidrológica | Estação | pH | $Ca^{2+}$ | $Mg^{2+}$ | $Na^{+}$ | $K^{+}$ | $NH_4^{+}$ | $HCO_3^{-}$ | $Cl^{-}$ | $SO_4^{2-}$ | $NO_3^{-}$ | $PO_4^{3-}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | *mg $L^{-1}$* | | | | | | | | | |
| ES | C (131) | 5,68 | 0,65 | 0,29 | 0,98 | 2,19 | 0,11 | 1,77 | 0,51 | 0,20 | 1,16 | 0,11 |
| | S (16) | 5,66 | 0,27 | 0,03 | 0,30 | 3,00 | 0,40 | 0,75 | 0,38 | 0,32 | 0,73 | 0,14 |
| | T (147) | $5,67^{b}$ | $0,62^{c}$ | $0,27^{bc}$ | $0,93^{d}$ | $2,25^{a}$ | $0,13^{a}$ | $1,69^{c}$ | $0,50^{b}$ | $0,21^{bc}$ | $1,12^{b}$ | $0,11^{a}$ |
| SS20 | C (107) | 5,68 | 0,63 | 0,22 | 1,11 | 0,74 | 0,10 | 1,62 | 0,31 | 0,13 | 0,39 | 0,10 |
| | S (4) | 6,23 | 0,42 | 0,22 | 1,53 | 0,97 | 0,61 | n.d. | 0,55 | 0,24 | 0,46 | 0,17 |
| | T (111) | $5,69^{b}$ | $0,62^{bc}$ | $0,22^{bc}$ | $1,20^{c}$ | $0,74^{b}$ | $0,11^{ab}$ | $1,62^{bc}$ | $0,31^{a}$ | $0,14^{a}$ | $0,39^{a}$ | $0,14^{a}$ |
| SS100 | C (106) | 5,49 | 0,69 | 0,19 | 1,74 | 0,59 | 0,11 | 1,73 | 0,33 | 0,15 | 0,62 | 0,16 |
| | S (15) | 5,75 | 0,47 | 0,17 | 2,23 | 0,55 | 0,13 | 1,00 | 0,51 | 0,29 | 4,48 | 0,17 |
| | T (121) | $5,55^{b}$ | $0,64^{bc}$ | $0,19^{c}$ | $1,80^{b}$ | $0,56^{b}$ | $0,12^{ab}$ | $1,67^{bc}$ | $0,36^{ab}$ | $0,16^{ab}$ | $0,68^{b}$ | $0,16^{a}$ |
| AS | C (43) | 5,28 | 0,67 | 0,26 | 3,13 | 0,71 | 0,08 | 0,90 | 0,36 | 0,23 | 0,21 | 0,17 |
| | S (12) | 6,24 | 2,22 | 0,73 | 1,76 | 3,96 | 1,48 | 12,82 | 0,85 | 0,35 | 0,74 | 0,32 |
| | T (55) | $5,47^{b}$ | $0,88^{b}$ | $0,28^{b}$ | $3,74^{a}$ | $0,88^{b}$ | $0,10^{ab}$ | $1,14^{b}$ | $0,43^{b}$ | $0,25^{c}$ | $0,26^{a}$ | $0,24^{a}$ |
| Rio Urupá | C (25) | 6,29 | 3,09 | 1,34 | 2,22 | 2,64 | 0,04 | 11,45 | 0,67 | 0,35 | 0,46 | 0,15 |
| | S (24) | 6,86 | 4,28 | 2,22 | 3,12 | 2,37 | 0,08 | 30,12 | 0,48 | 0,18 | 0,19 | n.a. |
| | T (49) | $6,58^{a}$ | $3,18^{a}$ | $1,40^{a}$ | $2,23^{b}$ | $2,49^{a}$ | $0,06^{b}$ | $19,98^{a}$ | $0,58^{b}$ | $0,24^{c}$ | $0,29^{a}$ | $0,15^{a}$ |
| Valor F | | 4,35 | 16,42 | 22,35 | 56,64 | 43,27 | 3,10 | 44,93 | 5,70 | 9,05 | 15,71 | 1,41 |
| Valor-p | | 0,0049 | 0,0001 | 0,0001 | 0,0001 | 0,0001 | 0,0162 | 0,0001 | 0,0002 | 0,0001 | 0,0001 | 0,2370 |

$Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $Na^{+}$, $K^{+}$, $NH_4^{+}$ e $HCO_3^{-}$ transformados com log; $Cl^{-}$ e $NO_3^{-}$ transformados com potência -0,25; $PO_4^{3-}$ transformado com potência -0,50 e $SO_4^{2-}$ transformado com potência -0,75. Transformações sugeridas pelo procedimento estatístico Box-Cox do SAS. Valores de F calculados baseados em todas as amostras tanto do período chuvoso quanto seco para cada elemento. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) na comparação entre as concentrações do escoamento superficial, solução do solo, água subterrânea e rio Urupá empregando o teste de comparações de Tukey.

O $HCO_3^-$ foi o ânion predominante em todos as componentes hidrológicas no solo (Tabela 13), mesmo com os baixos valores de pH (Figura 12) que influenciam na especiação de carbonatos (WORRAL et al., 2005), e para a faixa de pH observada favorecem o predomínio de $CO_2$ dissolvido (STUMM; MORGAN, 1996). Este bicarbonato resulta do tamponamento do $CO_2$ dissolvido derivado da respiração radicular e microbiana (KAWASAKI et al., 2005; JOHNSON et al., 2006), sendo a contribuição via intemperismo de rochas carbonatadas irrisória em virtude dos solos altamente intemperizados e ácidos (item 5.1.2).

Embora as concentrações dos cátions básicos na água subterrânea sejam ligeiramente superiores em relação à solução do solo, não foram observadas diferenças significativas entre estas duas vias hidrológicas (Tabela 13), indicando que não há lixiviação de bases para o subsolo, sendo os nutrientes retidos ou absorvidos na camada superficial do solo, conforme observado em outros estudos em florestas tropicais, compilados por Forti e Neal (1992).

Uma importante característica em ecossistemas florestais é o movimento ascendente e descendente da água subterrânea e seu contato com o sistema radicular, que disponibiliza nutrientes e outros elementos com potencial de serem absorvidos pelas plantas ou transformados por microorganismos no solo (KELLOGG et al., 2008). Este processo é particularmente importante em florestas ribeirinhas, cujas raízes não crescem muito abaixo da tábua d'água, devido à falta de oxigênio para seus tecidos vivos (DOOSKEY et al., 2010).

Porém, na mata ciliar estudada, esta relação não foi muito evidente, pois embora as concentrações na água subterrânea sejam muito altas durante o período seco, quando o nível do lençol freático é extremamente baixo (em torno de 5-6 metros de profundidade), o que se observa no período chuvoso é um efeito diluidor promovido pela forte interação da água subterrânea com a solução do solo, expressa a partir das concentrações similares entre estas duas vias hidrológicas (Tabela 13).

A conectividade hidrológica longitudinal é crucial no transporte de nutrientes pelo rio, tanto para o processamento de nutrientes dentro do canal do rio, quanto no sistema ribeirinho (JACOBS, 2007). Sedimentos e nutrientes carreados para os rios após os primeiros eventos de chuva são misturados podendo ser transportados à jusante ou devolvidos para as áreas ribeirinhas durante as inundações sazonais (WELTER et al., 2005).

Para avaliar a interação entre a floresta ribeirinha e o rio Urupá procurou-se investigar a variação química na água do rio em resposta a períodos de diferentes descargas (EVANS; DAVIES, 1998).

A relação entre a maioria dos íons dissolvidos no rio Urupá (exceto $HCO_3^-$) com a descarga gerou uma histerese em sentido horário, com concentrações muito superiores na enchente do que em todas as outras fases da hidrógrafa (Figura 23). Este padrão indica uma importante contribuição do fluxo lateral (escoamento superficial e sub-superficial), em particular nos primeiros eventos de chuva, que costumam ser os de maior intensidade, evidenciando uma forte interação entre o rio e a mata ciliar. Isto é confirmado pelo teste de comparação múltipla de Tukey, onde as concentrações médias de $K^+$, $Cl^-$, $SO_4^{2-}$ e $PO_4^{3-}$ não apresentaram diferenças significativas entre o escoamento superficial e o rio Urupá (Tabela 13).

Durante o período de estiagem (fluxo de base), o rio Urupá é abastecido exclusivamente pelo fluxo de água subterrânea, registrando as maiores concentrações dos cátions $Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$ e $Na^+$ e do ânion $HCO_3^-$, refletindo um importante controle do intemperismo de minerais primários na composição química da água deste rio (DREVER, 1997; LEITE, 2004). No período chuvoso (outubro a abril), os fluxos da água subterrânea são acrescidos pelo escoamento superficial e sub-superficial no fluxo de água do rio. Neste período observa-se um incremento nas concentrações de $K^+$ e na maioria dos ânions, com exceção do $HCO_3^-$ (Tabela 13).

Este padrão indica um forte controle de processos superficiais (ao invés de subterrâneos), mediados pela biota, na entrada destes solutos, em particular $K^+$, $NO_3^-$ e $PO_4^{3-}$, no sistema fluvial (MARKEWITZ et al., 2001), evidenciando o importante papel da vegetação adjacente (mata ciliar) para o corpo d’água (DOOSKEY et al., 2010).

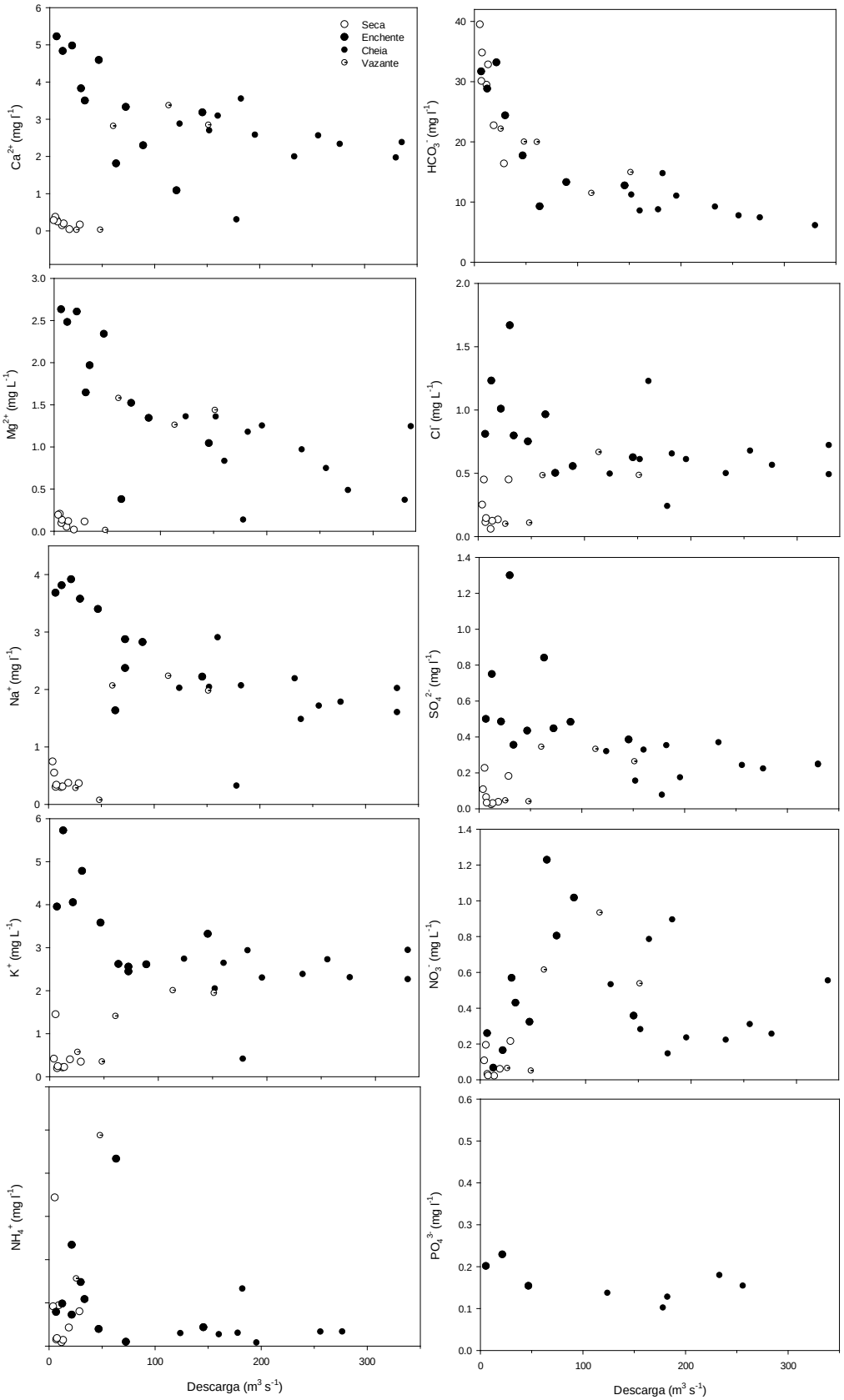


**Figura 23** – Relação entre descarga e concentração de íons no rio Urupá.

## 5.4 Fluxo de nutrientes

### 5.4.1 Processos no dossel florestal

Os fluxos anuais foram quantificados como o produto das concentrações dos elementos (Tabela 12) e respectivos fluxos de água na precipitação atmosférica, precipitação interna e escoamento pelo tronco (Tabela 11). A entrada total anual de nutrientes para o solo florestal indica o quanto cada nutriente aumentou após a passagem pelo dossel, com esta quantidade sendo bastante variável entre os elementos.

A entrada de nutrientes e carbono via precipitação atmosférica variou entre 0,2 kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$ e 15,8 kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$, para $PO_4^{3-}$ e COD, respectivamente. A lixiviação de nutrientes pelo dossel variou entre 0,4 kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$ e 57,7 kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$, para $Ca^{2+}$ e COD, respectivamente. A absorção líquida de nutrientes pelo dossel foi observada apenas para $Na^+$ e $Cl^-$ com -1,0 e -5,7 kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$ (Tabela 14).

Os fluxos de carbono orgânico e inorgânico via precipitação atmosférica foram os maiores entre todos os elementos analisados, resultando em uma deposição de C total de 52,3 kg C $ha^{-1}$ $ano^{-1}$, ou 0,9% do estoque de C na serapilheira, com 5,5 Mg C $ha^{-1}$ $ano^{-1}$ (CABIANCHI, 2010) e 0,2% do estoque de C na camada 0-20 do solo (Tabela 8).

Os fluxos de $NH_4^+$ e $NO_3^-$ na chuva totalizaram uma deposição de N inorgânico igual a 3,6 kg N $ha^{-1}$ $ano^{-1}$, representando 1,6% do estoque de N total na serapilheira (220 kg N $ha^{-1}$) e 0,13% do N total na camada 0-20 do solo (Tabela 8). No entanto, os valores de N depositados na chuva correspondem apenas à fração inorgânica, subestimando a deposição total (incluindo o N orgânico) deste nutriente.

Os fluxos anuais dos nutrientes e carbono na deposição atmosférica estão dentro da faixa de valores observada para florestas da Amazônia (Tabela 15). Todo o $Ca^{2+}$, $Na^+$ e $Cl^-$ e metade do $Mg^{2+}$ e $SO_4^{-2}$ que entraram via precipitação interna derivam da água de chuva (Tabela 14). Os demais elementos apresentaram percentuais mais modestos, como por exemplo, as entradas de N inorgânico dissolvido, com cerca de 40% do $NO_3^-$ e 24% do $NH_4^+$, derivados da precipitação atmosférica.

**Tabela 14** – Fluxo de nutrientes na precipitação atmosférica (PA), precipitação interna (PI), escoamento pelo tronco (ET), solução lixiviada pelo dossel (SLD) e razão de enriquecimento ou depleção (FE > 1.0 indicam enriquecimento do elemento e < 1.0 indicam esgotamento). Valores em kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$.

| Nutriente | PA | PI | ET | SLD | FE |
|---|---|---|---|---|---|
| $Ca^{2+}$ | 6,8 | 5,0 | 2,2 | 0,4 | 1,06 |
| $Mg^{2+}$ | 1,2 | 2,2 | 1,1 | 2,1 | 2,75 |
| $Na^{+}$ | 5,3 | 4,1 | 0,2 | -1,0 | 0,81 |
| $K^{+}$ | 5,7 | 23,0 | 13,2 | 30,5 | 6,35 |
| $NH_4^{+}$ | 0,6 | 2,5 | 0,1 | 2,0 | 4,33 |
| $HCO_3^{-}$ | 8,7 | 25,0 | 5,6 | 21,9 | 3,52 |
| $Cl^{-}$ | 12,1 | 4,4 | 2,0 | -5,7 | 0,53 |
| $SO_4^{2-}$ | 1,5 | 2,8 | 0,6 | 1,9 | 2,27 |
| $NO_3^{-}$ | 3,0 | 7,7 | 9,6 | 14,3 | 5,77 |
| $PO_4^{3-}$ | 0,2 | 4,5 | 1,5 | 5,8 | 30,0 |
| COD | 15,8 | 53,1 | 20,4 | 57,7 | 4,65 |

COD = carbono orgânico dissolvido. FE = (fluxo do nutriente na [PI+ET]) / (fluxo de nutriente na PA). SLD = (PI+ET)-PA.

O $PO_4^{3-}$ foi o nutriente que apresentou a menor contribuição da água de chuva, com apenas 4% da precipitação interna, refletindo a característica deste elemento, com ciclo predominantemente sedimentar (SCHLESINGER, 1997), e também o importante papel da deposição de fuligens e poeiras como potenciais fontes eólica de P (SWAP et al., 1992; NEWMAN, 1995; OKIN et al., 2004).

Mudanças na composição química da precipitação atmosférica após passagem pelo dossel florestal têm sido observadas em uma ampla variedade de florestas na Amazônia. Os resultados deste estudo e outros realizados na Amazônia revelam um claro padrão de enriquecimento na solução lixiviada do dossel em relação à precipitação atmosférica (Tabela 15).

As figuras 24 e 25 apresentam relações entre os fluxos de cátions e ânions na precipitação atmosférica e precipitação interna. A linha que divide cada figura pela metade representa a melhor relação entre as duas vias hidrológicas (1:1).

**Tabela 15** – Fluxo anual de nutrientes na precipitação atmosférica (PA), precipitação interna (PI) e escoamento pelo tronco (ET) em distintas florestas da Amazônia. Valores expressos em kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$.

| Localização | Vegetação | Via hidrológica | $Ca^{2+}$ | $Mg^{2+}$ | $Na^{+}$ | $K^{+}$ | $NH_4^{+}$ | $HCO_3^{-}$ | $Cl^{-}$ | $SO_4^{2-}$ | $NO_3^{-}$ | $PO_4^{3-}$ | COD |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Pará, Brasil[1] | | PA | 3,2 | 1,2 | 4,7 | 5,0 | 1,5 | - | 10,7 | 2,4 | 0,2 | 0,03 | 123,4 |
| | Floresta primária | PI | 8,7 | 5,0 | 12,6 | 35,1 | 2,9 | - | 28,5 | 13,9 | 1,7 | 0,2 | 83,1 |
| | Floresta secundária | PI | 8,9 | 4,6 | 6,4 | 40,7 | 2,1 | - | 29,1 | 15,3 | 0,8 | 0,1 | 64,2 |
| Rondônia, Brasil[2] | | PA | 17,5 | 1,6 | 3,4 | 8,7 | 4,5 | - | 83,3 | 1,4 | 0,8 | - | 106,5 |
| | Floresta terra-firme | PI | 19,0 | 5,7 | 5,3 | 78,7 | 5,7 | - | 205,7 | 2,6 | 2,1 | - | 301,6 |
| Middle Caqueta, Colombia[3] | | PA | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Floresta ombrófila | PI | 4,8 | 2,3 | 13,3 | 27,5 | 9,7 | - | 24,7 | 71,8 | 23,6 | 1,51 | 148,4 |
| | tropical[a] | ET | 0,06 | 0,03 | 0,15 | 0,37 | 0,18 | - | 0,38 | 0,97 | 0,32 | 0,04 | 2,8 |
| | Floresta ombrófila | PI | 5,1 | 2,4 | 16,6 | 36,6 | 12,1 | - | 26,9 | 78,3 | 17,1 | 1,89 | 190,4 |
| | tropical[b] | ET | 0,11 | 0,06 | 0,19 | 0,56 | 0,17 | - | 0,41 | 1,08 | 0,32 | 0,04 | 3,0 |
| | Floresta ombrófila | PI | 5,3 | 2,6 | 15,3 | 37,7 | 10,8 | - | 35,5 | 79,4 | 32,0 | 2,08 | 174,5 |
| | tropical[c] | ET | 0,11 | 0,08 | 0,28 | 0,68 | 0,21 | - | 0,73 | 1,39 | 0,62 | 0,03 | 4,5 |
| | Floresta ombrófila | PI | 7,5 | 3,9 | 15,9 | 38,8 | 13,0 | - | 28,0 | 65,6 | 21,1 | 2,9 | 165,6 |
| | tropical[d] | ET | 0,20 | 0,10 | 0,21 | 0,75 | 0,26 | - | 0,50 | 1,41 | 0,54 | 0,04 | 6,1 |
| Rio Negro, AM[4] | | PA | 2,5 | 0,4 | 2,4 | 0,7 | 0,8 | 0,0 | 1,6 | 3,1 | 3,5 | 0,3 | - |
| | Floresta de igapó | PI | 5,5 | 2,7 | 3,8 | 27,7 | 0,7 | 31,8 | 5,4 | 5,1 | 2,7 | 2,1 | 159 |
| Lago Calado, AM[5] | | PA | 1,3 | 0,3 | 1,5 | 0,9 | 1,5 | - | 4,5 | 2,6 | 7,1 | 0,03 | - |
| Reserva Ducke, AM[6] | Floresta terra-firme[e] | PA | 0,3 | 0,02 | 0,3 | 0,1 | 0,2 | - | 0,9 | 0,9 | - | - | - |
| Reserva Ducke, AM[6] | Floresta terra-firme[f] | PA | 0,3 | 0,04 | 0,6 | 0,3 | 0,3 | - | 0,9 | 1,5 | - | - | - |
| San Carlos, Venezuela[7] | Floresta terra-firme[g] | PA | 27,0 | 3,37 | - | 23,4 | 21,2 | - | - | 44,3 | - | 24,8 | - |
| | | PI | 3,6 | 1,3 | - | 17,1 | 25,0 | - | - | 16,7 | - | 10,7 | - |
| | Floresta terra-firme[h] | PA | 28,4 | 3,5 | - | 24,6 | 21,7 | - | - | 46,6 | - | 24,9 | - |
| | | PI | 6,7 | 4,0 | - | 28,9 | 33,2 | - | - | 19,6 | - | 5,1 | - |
| Reserva Ducke, AM[8] | Floresta terra-firme | PA | 0,3 | 0,2 | - | - | 1,8 | - | - | - | 0,4 | 0,4 | - |
| | | PI | 10,5 | 6,8 | - | - | 7,7 | - | - | - | 0,3 | 0,9 | - |
| | | ET | 5,8 | 2,1 | - | - | 3,7 | - | - | - | 0,3 | 0,6 | - |
| Rondônia, Brazil[9] | Mata ciliar | PA | 6,8 | 1,2 | 5,3 | 5,7 | 0,6 | 8,7 | 12,1 | 1,5 | 3,0 | 0,2 | 15,8 |
| | | PI | 5,0 | 2,2 | 4,1 | 23,0 | 2,5 | 25,0 | 4,4 | 2,8 | 7,7 | 4,5 | 53,1 |
| | | ET | 2,2 | 1,1 | 0,2 | 13,2 | 0,1 | 5,6 | 2,0 | 0,6 | 9,6 | 1,5 | 20,4 |

Fonte: [1] Markewitz et al., 2004, [2] Germer et al., 2007, [3] Tobón et al., 2004, [4] Filoso et al., 1999, [5] Williams et al., 1997, [6] Forti e Moreira-Nordemann, 1991, [7] Jordan et al., 1980, [8] Brinkmann, 1985, [9] presente estudo. [a] planície sedimentar, [b] terraço alto, [c] terraço baixo, [d] planície de inundação, [e] estação chuvosa, [f] estação seca, [g] laterita, [h] podzólico.

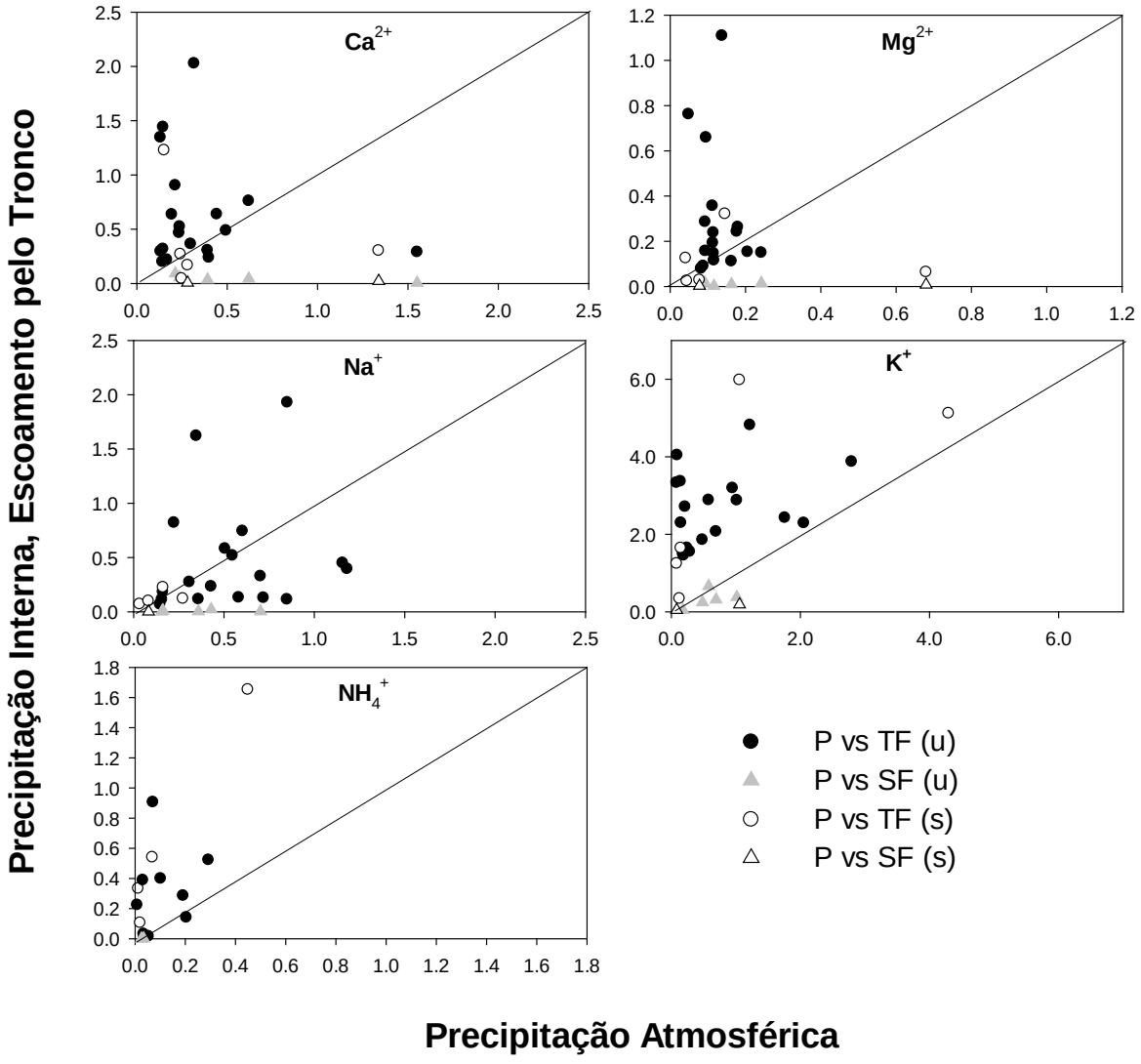


**Figura 24** – Relação entre fluxo de cátions na precipitação atmosférica (eixo horizontal) e no pluviolixiviado (circulo) e no escoamento pelo tronco (triângulo), no eixo vertical. Valores por coleta, expressos em kg $ha^{-1}$. A linha com melhor ajuste (relação 1:1) é apresentada. A letra u representa o período úmido e a letra s o período de estiagem.

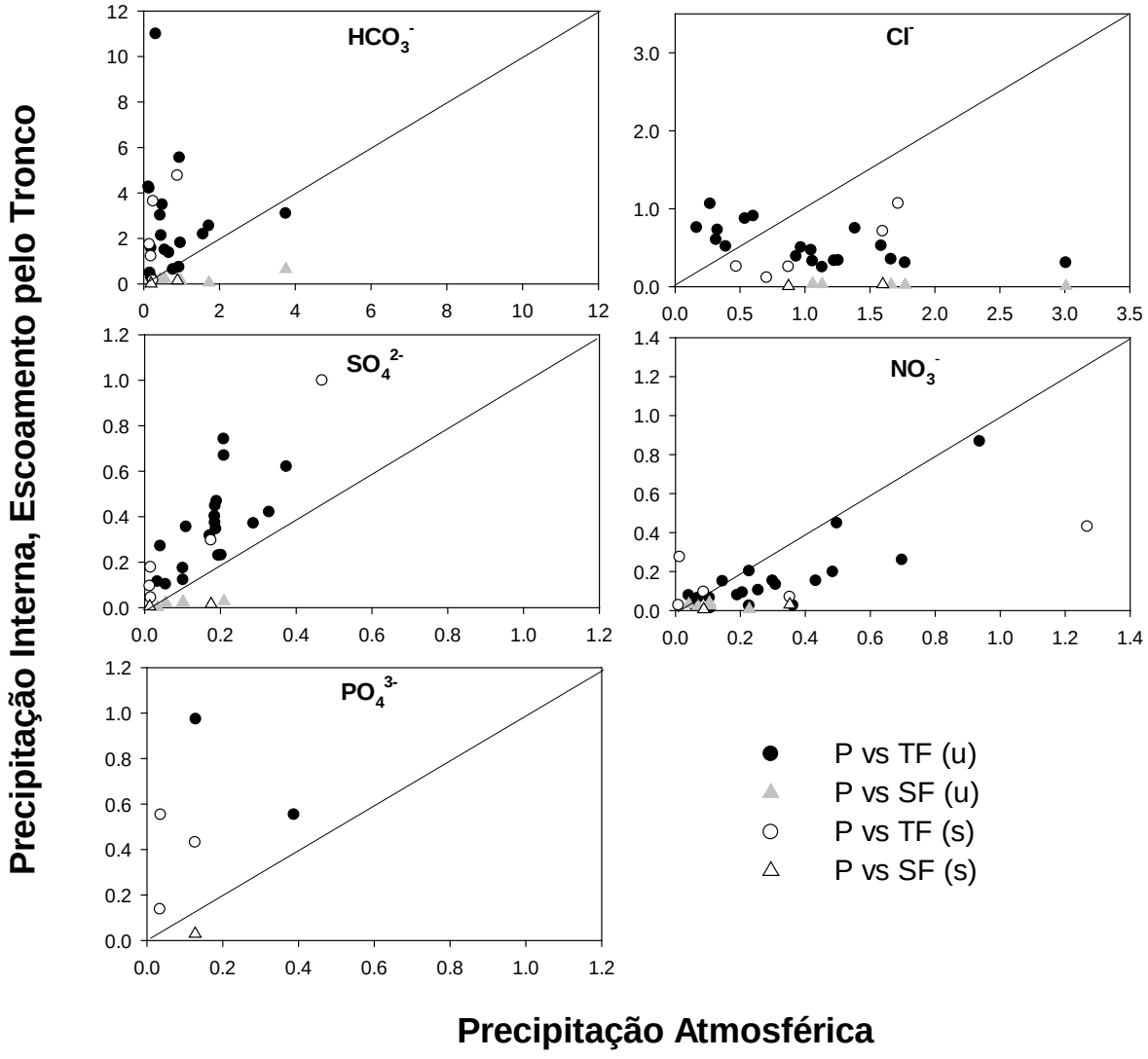


**Figura 25** – Relação entre fluxo de ânions na precipitação atmosférica e no pluviolixiviado (círculo) e escoamento pelo tronco (triângulo). Valores por coleta, expressos em kg $ha^{-1}$. A linha com melhor ajuste (relação 1:1) é apresentada.

Os dados situados próximos ou sobre esta linha, sugerem falta de interação com o dossel, os dados acima da linha y = x indicam um enriquecimento no fluxo de precipitação interna, enquanto abaixo desta, sugerem que o dossel pode estar atuando como um sumidouro líquido do nutriente avaliado (BALESTRINI; TAGLIAFERRI, 2001).

O enriquecimento da precipitação pelo dossel foi extremamente alto para $PO_4^{3-}$ (30 vezes superior à chuva) e alto para $K^+$ e $NO_3^-$ (6 vezes cada), $NH_4^+$ (cerca de 4 vezes), $HCO_3^-$ (3,5vezes) e $SO_4^{2-}$ (dobro), conforme verificado nos valores do fator de enriquecimento (Tabela 14). Embora estes elementos apresentem um alto fator de enriquecimento pelo dossel seus valores estão dentro da faixa observada para florestas da Amazônia, com exceção do $NO_3^-$, que apresentou os maiores fluxos entre todos os estudos comparados (Tabela 15).

Witkamp (1971) afirma que quase todo potássio (99%), e cerca de 90% do alumínio, ferro e manganês presentes na solução que alcança o solo advém da lixiviação da parte aérea da floresta. Este enriquecimento normalmente é atribuído a uma série de processos que ocorrem no dossel florestal (LEVIA; FROST, 2006) como a lavagem de material atmosférico (aerossóis úmidos e secos) depositado no dossel (PARKER, 1983) ou pela lixiviação foliar[10] (TUKEY, 1970; McDOWELL, 1998).

O primeiro processo pode estar associado com o alto índice de queimadas registrado na região estudada (GERMER et al., 2007), com potencial de fornecer fontes biogênicas derivadas da queima de biomassa (Figura 5). Estas fontes geram materiais particulados (fuligens, aerossóis), ricos em $NH_4^+$, $NO_3^-$, $K^+$, $SO_4^{2-}$ (ARTAXO et al., 1993; METZGER et al., 2006) e compostos orgânicos (SIMONEIT et al., 1990; VASCONCELLOS et al., 1998), que são carreados pelo vento e posteriormente depositados no dossel durante o período de estiagem (ARTAXO et al., 2005).

A lixiviação foliar, por sua vez, é definida como o movimento de substâncias derivadas exclusivamente de tecidos vegetais para soluções aquosas mantidas em contato direto com a vegetação (POTTER et al., 1991). Segundo Parker (1983), este processo pode representar a principal via de transferência de elementos móveis do dossel para o piso florestal. Neste processo os íons originam-se da transferência iônica interna entre solo/rizosfera e as partes epígeas das plantas (LOPES, 2001).

Wilson (1992), afirma que o aumento nas concentrações de íons pode ainda estar associado com outros processos no dossel como a lavagem de ácidos ou sais que se acumulam através da exsudação, ou ainda, através da contribuição da deposição oculta na precipitação interna. Por outro lado, a redução nas concentrações, como observado em alguns estudos

[10] Troca entre a chuva e nutrientes nas partes internas da planta.

(JORDAN, 1980, FORTI; MOREIRA-NORDEMANN, 1991), pode estar associada com a absorção foliar, adsorção na superfície da cutícula ou pela assimilação do nutriente por epífitas e microorganismos.

Os valores dos fluxos de nutrientes na solução lixiviada pelo dossel (representando apenas a solução que lava o dossel, excluindo a deposição via chuva) apresentaram a seguinte ordem: COD > $K^+$ > $HCO_3^-$ > $NO_3^-$ > $PO_4^{3-}$ > $Mg^{2+}$ > $NH_4^+$ > $SO_4^{2-}$ > $Ca^{2+}$ > $Na^+$ > $Cl^-$ (Tabela 14).

As taxas de lixiviação pelo dossel na mata ciliar foram baixas em relação aos estudos de Brinkmann (1985), Germer et al. (2009) e Markewitz et al., (2004) , exceto para $K^+$, $NH_4^+$, $PO_4^{3-}$ e $NO_3^-$, similares em relação à Filoso et al. (1999) e altas em relação aos estudos de Forti e Moreira-Nordemann (1991) e Jordan (1980), sendo os três últimos realizados em florestas tropicais da Amazônia Central. Jordan (1980) observou valores negativos para a maioria dos elementos analisados, atribuindo este padrão à adsorção por microorganismos, principalmente algas e liquens que crescem na superfície das folhas.

As altas taxas de lixiviação de $K^+$ em relação aos demais cátions ($Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$ e $Na^+$) podem ser explicadas pelo fato do $K^+$ ocorrer basicamente na forma iônica dentro das células das plantas, enquanto $Ca^{2+}$ e $Mg^{2+}$ estão associados com o tecido da parede celular (PIIRAINEN et al., 2002).

A elevada lixiviação de $NO_3^-$ (14,3 kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$), mesmo desconsiderando o fluxo via escoamento pelo tronco (que cairia para 4,7 kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$) é muito superior em relação a outras florestas da Amazônia (BRINKMANN, 1985; FILOSO et al., 1999; MARKEWITZ et al., 2004; GERMER et al., 2007), nas quais varia entre 0,1 e 1,5 kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$, refutando a possibilidade de absorção pelo dossel, comum em florestas temperada (LINDBERG et al., 1986; JOHNSON et al., 1993), e evidenciando que o nitrogênio não é nutriente limitante na floresta estudada, em conformidade com os altos estoques observados nos solo da mata ciliar (item 5.1.3).

Assim como as concentrações de nutrientes no escoamento pelo tronco foram superiores às da precipitação atmosférica e interna (Tabela 12), seu fluxo total anual também foi extremamente relevante na mata ciliar estudada, contrastando com a generalização de baixos fluxos, que comumente serve de justificativa para desconsiderar a inclusão desta via hidrológica na rotina de amostragens em estudos de ciclagem de nutrientes (LEVIA; FROST, 2003).

Entre os estudos selecionados, Tobón et al. (2004) e Neu (2009) observaram baixa contribuição do escoamento pelo tronco na solução que alcança o solo florestal, enquanto Brinkmann et al. (1985), Germer et al. (em fase de elaboração)[11] e o presente estudo, observaram altos fluxos (Tabela 15).

No caso particular da mata ciliar estudada, caso esta componente do ciclo hidrológico não tivesse sido amostrada, a estimativa do fluxo total de nutrientes que chegam ao piso florestal da mata ciliar estudada seria seriamente subestimada. Cerca de 55% do fluxo total de $NO_3^-$ depositado no solo advém do escoamento pelo tronco. Para $K^+$ e $Mg^{2+}$, cerca de 36 e 33%, respectivamente, enquanto para $Cl^-$ e $Ca^{2+}$, 31% de ambos foi depositado via escoamento pelo tronco. Os menores fluxos no escoamento pelo tronco foram registrados para $Na^+$ e $NH_4^+$ com 5% e 4%, respectivamente, do fluxo total depositado no piso florestal (Tabela 15).

### 5.4.2 Processos no solo

Os fluxos anuais na solução do solo foram quantificados como produto das concentrações anuais médias dos elementos (Tabela 13) e o fluxo de água no solo (excedente anual) a 20 e 100 cm de profundidade (Tabela 11).

Os valores dos fluxos de nutrientes na solução do solo superficial (20 cm) apresentaram a seguinte ordem: DOC > $HCO_3^-$ > $Na^+$ > $K^+$ > $Ca^{2+}$ > $NO_3^-$ > $Cl^-$ > $Mg^{2+}$ > $PO_4^{3-}$ = $SO_4^{2-}$ > $NH_4^+$, enquanto na solução do solo profunda (100 cm): DOC > $Na^+$ > $HCO_3^-$ > $NO_3^-$ > $Ca^{2+}$ > $K^+$ > $Cl^-$ > $Mg^{2+}$ > $PO_4^{3-}$ = $SO_4^{2-}$ > $NH_4^+$.

O fluxo anual médio de nutrientes na solução do solo superficial (20 cm) foi inferior em relação à deposição atmosférica, exceto para $Na^+$, $PO_4^{3-}$ e COD, variando entre 0,5 kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$ e 16,6 kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$, para $NH_4^+$ e COD, respectivamente. No entanto, foi superior ao fluxo lixiviado na camada mais profunda do solo (100 cm), com exceção do $Na^+$ e $NO_3^-$, que variou entre 0,6 kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$ e 8,0 kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$, para $SO_4^{2-}$ (e $PO_4^{3-}$) e COD, respectivamente (Tabela 16).

[11] Germer S. Why forest nutrient cycling studies should consider stemflow. A ser editado pela Springer; 2012

**Tabela 16** – Fluxo anual de nutrientes na água do solo em distintas florestas da Amazônia. Valores expressos em kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$.

| Localização | Vegetação | Prof. (cm) | $Ca^{2+}$ | $Mg^{2+}$ | $Na^{+}$ | $K^{+}$ | $NH_4^{+}$ | $HCO_3^{-}$ | $Cl^{-}$ | $SO_4^{2-}$ | $NO_3^{-}$ | $PO_4^{3-}$ | COD |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Pará, Brasil[1] | Floresta primária | 25 (LT) | 9,9 | 5,2 | 20,8 | 1,4 | 1,0 | - | 30,8 | 6,2 | 9,4 | 0,1 | |
| | Floresta secundária | 25 (LT) | 15,3 | 2,8 | 13,2 | 8,7 | 0,1 | - | 38,3 | 2,1 | 0,6 | 0,1 | |
| Jari, Brasil[2] | | | | | | | | | | | | | |
| | Floresta tropical aluvial | 30 (LTZ) | 16,8 | 8,1 | - | 12,7 | - | - | - | - | - | 0,04 | |
| San Carlos, Venezuela[2] | | | | | | | | | | | | | |
| | Floresta de caatinga | 12 (LTZ) | 21,2 | 4,4 | - | 26,0 | - | - | - | - | - | 21,2 | |
| San Carlos, Venezuela[2] | | | | | | | | | | | | | |
| | Floresta aluvial | x̄ (12 e 40) (LTZ) | 3,3 | 0,7 | - | 4,6 | - | - | - | - | - | 28,9 | |
| La Selva, Costa Rica[2] | | | | | | | | | | | | | |
| | Floresta tropical úmida | 70 (LT) | 5,7 | 8,5 | - | 3,6 | - | - | - | - | - | 0,03 | |
| Adiopodoumé, Costa do Marfim[2] | | | | | | | | | | | | | |
| | Floresta tropical secundária | 120 (monolito) | 46,6 | 30,4 | - | 69,1 | - | - | - | - | - | 2,1 | |
| Banco, Costa do Marfim[2] | | | | | | | | | | | | | |
| | Floresta secundária | 40 (LTZ) | 43,0 | 4,3 | - | 1,3 | - | - | - | - | - | 0,2 | |
| Gua Anak Takun, Malásia[2] | | | | | | | | | | | | | |
| | Floresta tropical aluvial | ? (LTZ) | 764,0 | 45,0 | - | 20,0 | - | - | - | - | - | - | |
| Luquillo, Porto Rico[3] | | | | | | | | | | | | | |
| | Floresta tropical Montana | 40 (LT) | 20,5 | 25,5 | 103,0 | 5,4 | 14,4 | 376,0 | 159,0 | - | 0,3 | - | |
| | Floresta tropical montana | 80 (LT) | 15,2 | 16,6 | 88,6 | 4,3 | 4,5 | 137,0 | 162,0 | - | 0,5 | - | |
| Rondônia, Brasil[4] | | | | | | | | | | | | | |
| | Floresta Ombrófila Aberta | 20 cm | 3,1 | 1,1 | 6,0 | 3,7 | 0,5 | 8,1 | 1,6 | 0,7 | 2,0 | 0,7 | 16,6 |
| | | 100 cm | 2,3 | 0,7 | 6,7 | 2,1 | 0,4 | 6,2 | 1,3 | 0,6 | 2,5 | 0,6 | 8,0 |

Fonte: [1] Markewitz et al., 2004, [2] Bruijnzeel, 1991, [3] McDowell, 1998, [4] presente estudo.

Vários estudos em ecossistemas florestais apresentam maiores fluxos na camada superficial do solo e posterior redução com a profundidade, com os autores atribuindo esta distribuição devido a redução no fluxo de água, absorção radicular das plantas ou ainda adsorção pelas fases minerais e orgânica do solo (FELLER, 1977; MARQUES et al., 1997; MACDOWELL, 1998).

Além dos processos mencionados acima, os fluxos anuais no solo podem também ser controlados pelas entradas via precipitação interna (MANDERSCHEID; MATZNER, 1995). De fato, a contribuição desta via hidrológica para o solo foi extremamente alta para $K^+$, com fluxo cerca de 9 vezes maior do que observado na solução do solo profunda; COD (7 vezes), $PO_4^{3-}$ (6 vezes), $NH_4^+$ (5 vezes) e $SO_4^{2-}$ (4 vezes).

Esta contribuição potencial apresentou variação sazonal ao longo do ano, sendo mais significativa nos períodos imediatamente posteriores à estação seca (set-nov), quando ocorrem os maiores fluxos na precipitação interna. O fluxo de $SO_4^{2-}$ é apresentado, como exemplo, na Figura 26, sendo a variação sazonal similar para $K^+$, $Mg^{2+}$, $Cl^-$ e $PO_4^{3-}$.

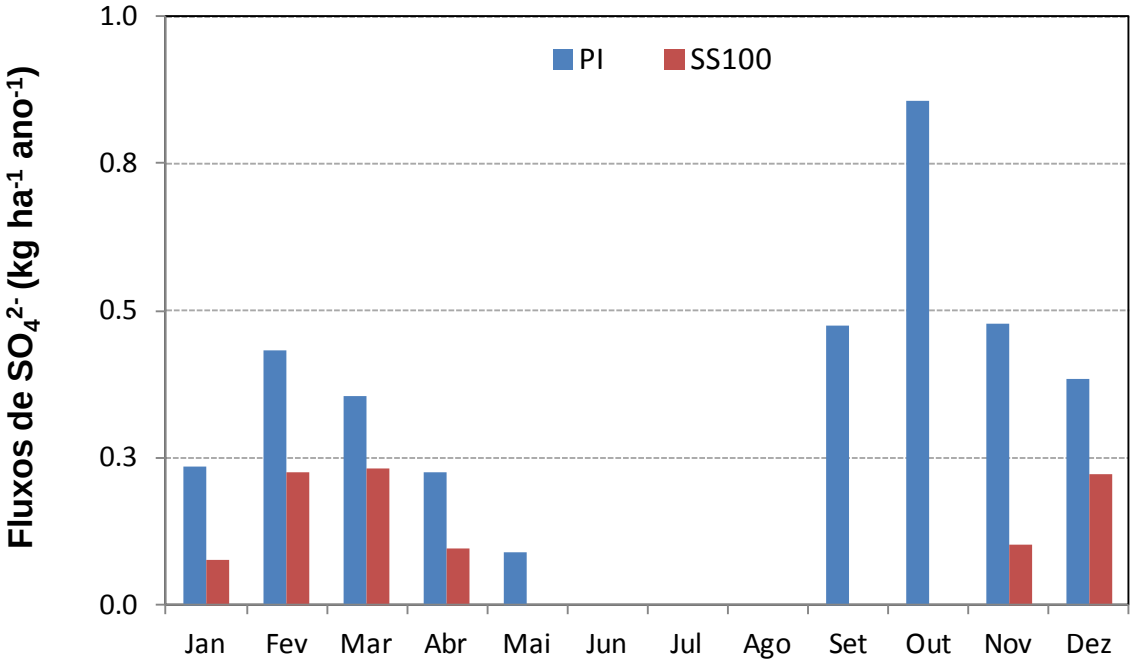


**Figura 26** – Variação sazonal do fluxo de sulfato na precipitação interna e solução do solo profunda (100 cm).

$HCO_3^-$, $NO_3^-$, $Ca^{2+}$ e $NH_4^+$ apresentaram a mesma tendência, mas os fluxos na solução do solo profunda foram superiores ao da precipitação interna nos meses de fevereiro e março, quando ocorrem os maiores fluxos de água no ano (Tabela 10, Figura 10). Este padrão indica lixiviação destes nutrientes durante estes meses mais chuvosos, que poderia não ser identificada caso fosse apresentada apenas a média para o período completo do estudo. $Na^+$ foi o elemento que apresentou fluxos superiores na solução do solo durante todo o ano devido a sua natureza conservativa.

Isto ocorre também por ele não ser influenciado pela biota, apresentando armazenamento desprezível nos compartimentos do ecossistema (biomassa, piso florestal e minerais secundários) (BAILEY et al., 2003).

A contribuição da precipitação interna no fluxo do solo também foi confirmada pela retenção anual líquida observada para a maioria dos nutrientes avaliados, tanto na camada de 20 quanto de 100 cm do solo, sendo a maioria dos elementos retidos na camada superficial do solo (Tabela 17).

Este padrão sugere rápida assimilação dos nutrientes resultantes da decomposição da serapilheira pelas raízes das plantas e microorganismos na camada orgânica, ou, ainda, retençãonos sítios de troca do solo. O $Na^+$ foi o único elemento que apresentou lixiviação nas duas camadas do solo superior às entradas pela precipitação interna, indicando perda líquida deste elemento do ecossistema florestal estudado. A lixiviação anual de nutrientes na camada profunda do solo (100 cm) foi relativamente baixa, com exceção do $Na^+$ (descrito acima). Isto indica uma alta retenção da maioria dos elementos na camada orgânica do solo ou assimilação pela vegetação.

Os altos fluxos de $HCO_3^-$ e $NO_3^-$ na solução do solo poderiam promover perda de bases, visto que os ânions exercem um importante papel na lixiviação de cátions em solos florestais (JOHNSON; COLE, 1980). No entanto, o padrão geral indica que tanto os cátions quanto estes ânions foram adsorvidos no solo mineral.

Íons dissolvidos na solução do solo são os nutrientes mais prontamente disponíveis para absorção radicular (WARING; SCHLESINGER, 1985). As taxas anuais de $K^+$ e $PO_4^{3-}$ lixiviados pelo dossel, com 30,5 e 5,8 kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$, respectivamente, representam quase um terço do estoque trocável na camada superficial do solo (0-20 cm), com 95,8 e 14,8 kg $ha^{-1}$, respectivamente.

**Tabela 17** – Deposição anual média de cátions, ânions e carbono orgânico dissolvido na precipitação interna (PI) e a retenção (+) ou lixiviação (-)* em diferentes profundidades do solo na mata ciliar do rio Urupá, durante 2005-2007.

| | **Fluxo de nutrientes (kg ha$^{-1}$ ano$^{-1}$)** | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $Ca^{2+}$ | $Mg^{2+}$ | $Na^{+}$ | $K^{+}$ | $NH_4^{+}$ | $HCO_3^{-}$ | $Cl^{-}$ | $SO_4^{2-}$ | $NO_3^{-}$ | $PO_4^{3-}$ | COD |
| PI | 5,0 | 2,2 | 4,1 | 23,0 | 2,5 | 25,0 | 4,4 | 2,8 | 7,7 | 4,5 | 53,1 |
| 20 cm | -1,9 | -1,1 | +1,9 | -19,3 | -2,0 | -16,9 | -2,8 | -2,1 | -5,7 | -3,8 | -36,5 |
| 100 cm | -0,8 | -0,4 | +0,7 | -1,6 | -0,1 | -1,9 | -0,3 | -0,1 | -0,5 | -0,1 | -8,6 |
| | *Percentual da precipitação interna retida no solo* | | | | | | | | | | |
| 20 cm | 62% | 50% | 146% | 16% | 20% | 32% | 36% | 25% | 26% | 16% | 31% |
| 100 cm | 46% | 32% | 163% | 9% | 16% | 25% | 30% | 21% | 32% | 13% | 15% |

* Retenção indica que a entrada de um nutriente em uma determinada camada do solo é superior à sua saída, lixiviação indica o processo contrário (percolação de solutos nesta camada excede suas entradas).

O aumento do conteúdo de argila e densidade aparente do solo com a profundidade (Figura 4, Tabela 5) resulta em um importante mecanismo na manutenção dos cátions lixiviados do dossel, refletido no aumento dos estoques com a profundidade (Tabela 8), e evita posteriores perdas da mata ciliar. Esta característica do solo torna-se ainda mais importante em virtude do elevado regime pluviométrico que incide sobre esta floresta (Tabela 9).

A presença de nitrogênio mineralizado ($NO_3^-$ ou $NH_4^+$) nas águas de percolação geralmente representa um sinal de perturbação, caracterizando a floresta estudada com uma ciclagem aberta (CALLESEN et al., 1999). Este N na água do solo eventualmente alcança o rio adjacente através da interação com as zonas ripárias, sendo esta relação normalmente avaliada a partir da comparação entre as concentrações de $NO_3^-$ na água do rio e na solução do solo profunda (abaixo da zona radicular) em solos bem drenados.

Os fluxos de $NO_3^-$ na solução do solo tanto superficial (20 cm) quanto profunda (100 cm) foram relativamente baixos (Tabela 16), indicando pequenas perdas por lixiviação. Isto também foi confirmado pela Análise de Variância (ANOVA) entre as vias hidrológicas

subterrâneas e o rio Urupá, que não apresentaram diferenças significativas para as concentrações de nitrato (Tabela 3). As baixas perdas de $NO_3^-$ por lixiviação são particularmente importantes em solos florestais visto que promovem a perda de cátions associados (FISHER; BINKLEY, 2000) e/ou mobilização de íons Al como resultado de acidificação (VAN BREEMEN et al., 1983; MULDER et al., 1989). Esta pode ser uma das explicações para as baixas perdas de cátions básicos no solo da mata ciliar estudada (Tabela 16).

A característica do solo estudado (boa drenagem, textura média) permite rápida entrada de água no perfil do solo. Visto que o fluxo lateral foi relativamente baixo, em torno de 5% da precipitação total, pouca água acumula na superfície do solo durante a maior parte do ano, exceto durante o período de maiores precipitações, quando o solo torna-se completamente saturado e a mata ciliar permanece alagada durante alguns dias (fevereiro em 2006 e março em 2007), com influência direta do rio Urupá.

Esta dinâmica permite afirmar que a remoção da vegetação ciliar poderia causar efeitos deletérios para esta região, pois a inundação natural poderia ser ampliada (tanto em área quanto em duração) em virtude da eliminação das perdas por interceptação - que na área estudada corresponde a uma grande parcela da distribuição da chuva (item 6.2.2) e também pela redução no conteúdo de matéria orgânica com sérias alterações estruturais no solo (redução da sua porosidade e proporção de macroporos), resultando em uma diminuição da capacidade de infiltração do solo.

## 5.5 Balanço de entrada e saída de nutrientes na mata ciliar do rio Urupá

Jordan (1985) propõe que uma das formas de avaliar o papel do solo como fonte ou sumidouro de nutrientes para um determinado ecossistema florestal pode ser através da comparação entre os fluxos de entrada atmosférica (deposição) em relação aos fluxos de saída via lixiviação do solo.

A determinação do balanço de nutrientes na mata ciliar do rio Urupá considerou o fluxo de entrada pela precipitação atmosférica (PA)[12] e o fluxo de saída via solução do solo a 100 cm de profundidade, delimitando os limites do ecossistema estudado (Figura 27). As análises concentraram nos resultados das amostras coletadas a 100 cm, pois esta solução foi considerada como representativa da água do solo que deixa a zona radicular. Este balanço considerou apenas as entradas pela precipitação e saída via lixiviação do solo, não incluindo o intemperismo de rochas, acúmulo na biomassa, ou ainda os fluxos gasosos do sistema.

Os resultados indicam que as entradas atmosféricas de $Mg^{2+}$, $NH_4^+$, $NO_3^-$ e $PO_4^{3-}$ são equilibradas pelas suas saídas no solo, enquanto para $Ca^{2+}$, $K^+$, $HCO_3^-$, $Cl^-$, $SO_4^{2-}$ e COD, a floresta atua como um sumidouro, caracterizando um acúmulo líquido destes elementos pelo sistema (Figura 27). Cunha et al. (1999) afirma que este balanço positivo pode estar refletindo o papel da vegetação na regularização da dinâmica dos nutrientes, evitando perdas por lixiviação devido à contínua absorção pelas raízes. $Na^+$ foi o único elemento que apresentou balanço negativo, com fluxos de saída no solo muito altos, caracterizando perda líquida deste elemento pelo sistema. Embora o $PO_4^{3-}$ apresente balanço ligeiramente negativo, a diferença não foi significativa, indicando balanço próximo do equilíbrio.

Estudos em florestas tropicais têm observado perdas significativas dos cátions básicos $Ca^{2+}$, $K^+$ e $Mg^{2+}$, tanto pela lixiviação do solo (STOORVOGEL et al., 1997; KLINGE et al., 2004) quanto pelo deflúvio (TURVEY, 1974; BRINKMANN, 1983; LOPEZ-HERNANDEZ et al., 1994), enquanto outros, assim como o presente estudo, observaram uma retenção pelos solos (JORDAN, 1982; LESACK; MELACK, 1996; CUNHA et al., 1999; MARKEWITZ et al., 2004).

Cunha et al. (1999) afirmam que florestas em solos pobres apresentam pouca perda de cátions básicos, enquanto solos férteis apresentam perdas maiores. A mata ciliar estudada apresentou o padrão de florestas sob solos pobres (item 5.1.2), com fluxo de entrada superior ao de saída, especialmente para o $Ca^{2+}$ (Figura 27).

[12] Não se considerou a precipitação interna como fluxo de entrada, pois esta via hidrológica poderia superestimar as entradas na mata ciliar devido à significativa ciclagem interna no dossel (reciclagem) que não configuram como entrada.

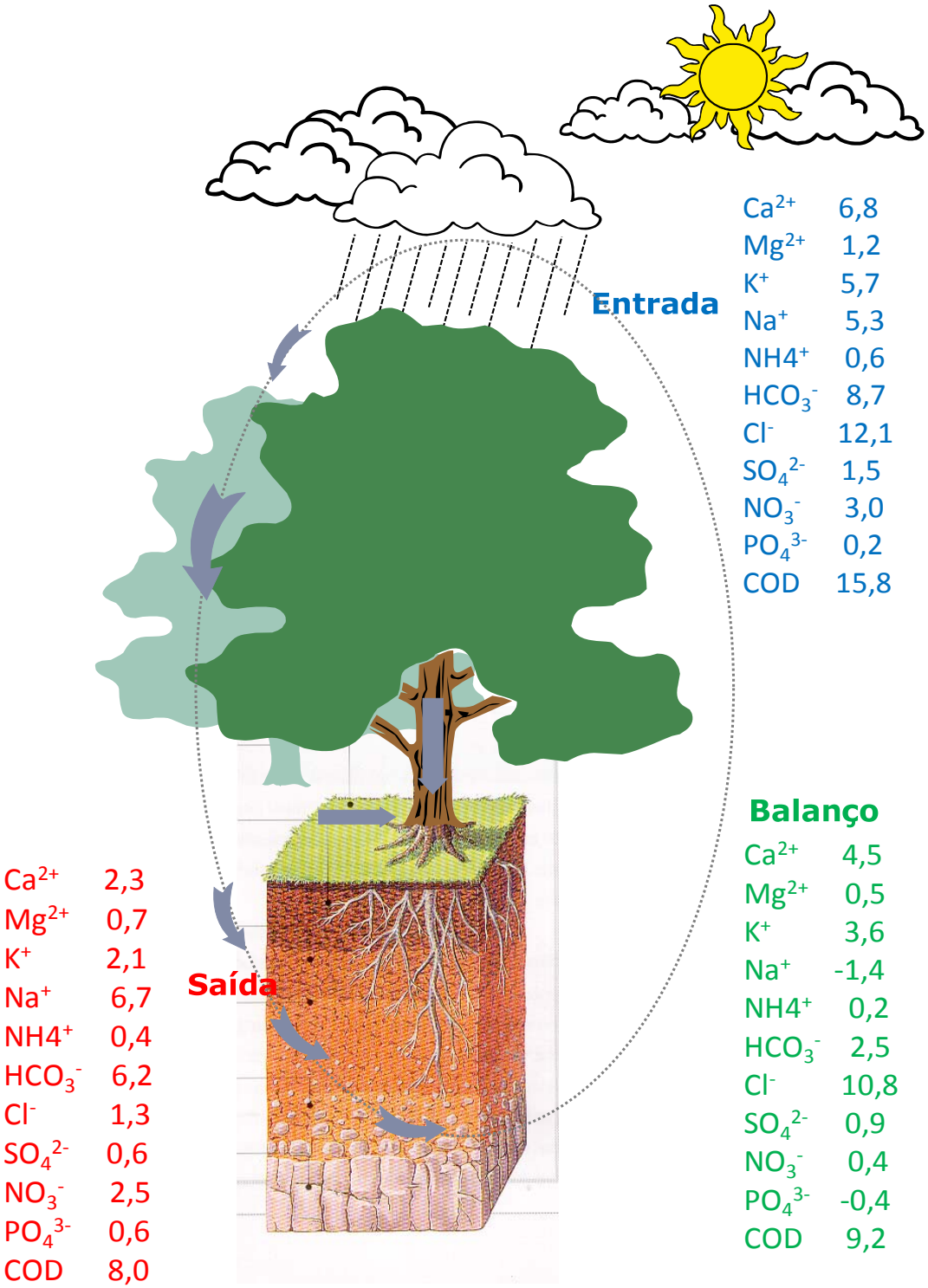


**Figura 27** – Balanço anual de nutrientes na mata ciliar do rio Urupá (em verde), onde entrada (em azul) corresponde ao fluxo via precipitação atmosférica e a saída (em vermelho) ao fluxo na água do solo a 100 cm de profundidade. Valores expressos em kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$.

Além da entrada derivada do intemperismo de rochas (não quantificada neste estudo), outras entradas potenciais destes cátions na mata ciliar podem estar associadas com a deposição de cinzas provenientes da queima de biomassa (MARKEWITZ et al., 2004), muito comuns na região onde o estudo foi realizado (FEARNSIDE, 2005), ou ainda com a deposição de nutrientes e sedimentos pelo rio Urupá durante suas inundações periódicas.

A manutenção destes cátions é extremamente importante, pois além de serem nutrientes essenciais, eles contribuem para manter altos níveis de pH do solo (ao contrário do $H^+$ e $Al^{3+}$), evitando a sua acidificação (FISHER; BINKLEY, 2000).

Balanço de nutrientes tem sido realizado em uma grande variedade de florestas em regiões temperadas e tropicais (Tabela 18), mas estudos enfocando florestas ribeirinhas ou alagadas são ainda muito escassos (LOPEZ-HERNANDEZ et al., 2004; LOWRANCE et al., 1983; PARRON et al., 2011). Devido à limitação de informações, e restrição geográfica em florestas tropicais e da Amazônia – dois destes estudos foram realizados em cerrado (LOPEZ-HERNANDEZ et al., 2004; PARRON et al., 2011) e o outro em floresta decídua dos EUA (LOWRANCE et al., 1983), torna-se impossível estabelecer um padrão de balanço nestes ecossistemas ribeirinhos, que permita compará-los com o presente estudo.

Os fluxos de entrada e saída de cátions na mata ciliar estão dentro da faixa de valores observada em estudos realizados em florestas tropicais (Tabela 18), com a maioria destes registrando os maiores fluxos de $Na^+$, tanto na entrada quanto na saída, em relação aos demais cátions (TURVEY, 1974; FRANKEN et al., 1985; LOPES-HERNANDEZ et al., 1994; LESACK; MELACK, 1996; McDOWELL, 1998; MARKEWITZ et al., 2004). O presente estudo observou maiores entradas de $Ca^{2+}$ e saída de $Na^+$, similar ao registrado por Cunha et al. (1999).

O fluxo de saída de $NH_4^+$ foi o menor entre todos os elementos analisados (Tabela 16), sendo também inferior à sua entrada via precipitação. Estas baixas saídas indicam que quase todo o $NH_4^+$ adicionado pela precipitação está sendo retido (adsorção, absorção pela vegetação, imobilização microbiana) ou transformado (nitrificação) nos solos da mata ciliar. A contribuição relativa do $NH_4^+$ para o NID retido no solo foi de 26% e 17% para a camada superficial (20 cm) e profunda (100 cm) do solo, respectivamente (Tabela 17).

**Tabela 18** – Balanço de nutrientes em vários ecossistemas florestais de regiões tropicais. Componentes de entrada (E) e saída (S) discriminados. Valores em kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$.

| Local | Vegetação | E | S | $Ca^{2+}$ | $Mg^{2+}$ | $Na^{+}$ | $K^{+}$ | $NH_4^{+}$ | $HCO_3^{-}$ | $Cl^{-}$ | $SO_4^{2-}$ | $NO_3^{-}$ | $PO_4^{3-}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Amazonas, Brasil | FTA | BP | Deflúvio | - | - | 7.7 | 2.1 | 6.2 | - | 9.7 | - | - | 0.1 |
| Venezuela | FTF | BP | ESS | 6,7 | 2.3 | - | 7.2 | - | - | - | - | - | -2.7 |
| Amazonas, Brasil | FTA | BP | Deflúvio | 26,0 | 10.0 | -51.0 | 7.0 | 155.0 | - | -101.0 | 47.0 | -103.0 | - |
| Pará, Brasil | FTU | BP | Deflúvio | 0,8 | -0.4 | -6.0 | 2.4 | 1.4 | - | -11.1 | 0.2 | -0.1 | 0.0 |
| Sogeri Plateau, Papua Nova Guiné | FTU | BP | Deflúvio | -24,8 | -50.7 | -57.7 | -14.1 | - | - | - | - | - | - |
| Amazonas, Brasil | FTF | BP | Deflúvio | -0,6 | -3.5 | - | - | -1.9 | - | - | - | -2.9 | 0.1 |
| Amazonas, Brasil | FTU | BP | Deflúvio | 2,3 | 1.7 | 2.1 | 1.8 | - | - | - | - | 5.8 | - |
| Brasília, Brasil | FG | BP | Deflúvio | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.6 |
| Rondônia, Brasil | Mata ciliar | BP | LT | 4,4 | 0,5 | -1,4 | 3,6 | 0,2 | 2,5 | 10,8 | 0,9 | 0,4 | -0,4 |

FTF = Floresta de terra firme, FTU = Floresta tropical úmida, FG = Floresta de galeria. Adaptado de Bruijnzeel, 1991.

Os fluxos de entrada e saída de amônio na mata ciliar estão entre os menores em relação à várias florestas tropicais (Tabela 18), indicando alta retenção nos solos e/ou alta absorção pelas plantas da mata ciliar, em concordância com os altos estoques de N no solo e na serapilheira descritos anteriormente (Tabela 8, CABIANCHI, 2010).

O fluxo de saída de $NO_3^-$ também foi inferior à sua entrada via deposição atmosférica, mas seus fluxos foram bem superiores aos de $NH_4^+$, indicando diferentes fontes e processamento de $NO_3^-$ nos solos da mata ciliar, provavelmente associados com o processo de nitrificação ou com a mineralização da matéria orgânica.

O $NO_3^-$ não absorvido pelas plantas é normalmente lixiviado porque os solos florestais apresentam pequena capacidade de troca para ânions (PRITCHETT; FISHER, 1987). Estas perdas de nitrato são indesejáveis, pois além do sistema perder nitrogênio, um nutriente essencial para as plantas, pode ser prejudicial para os solos devido ao nitrato normalmente ser lixiviado em associação com outros nutrientes como $K^+$ e $Ca^{2+}$, e também com cátions tóxicos como $Al^{3+}$, sendo que este processo pode gerar íons $H^+$ e conseqüentemente acidificar o solo (FISHER; BINKLEY, 2000).

Os fluxos de entrada e saída de nitrato em florestas tropicais são em geral muito baixos, com valores inferiores aos observados na mata ciliar, com exceção de Cunha et al. (1999) em uma floresta tropical de terra-firme próxima de Manaus, que observou os maiores fluxos entre os estudos avaliados (Tabela 18).

O balanço de $SO_4^{2-}$ difere do balanço de nitrogênio, pois o enxofre é quantitativamente menos envolvido nos ciclos biológicos (p. ex. taxas de absorção pelas plantas, mineralização e estoque na biomassa microbiana) do que o nitrogênio (BREDEMEIER et al., 1998). Isto é refletido nos baixos fluxos de entrada e saída de $SO_4^{2-}$, principalmente no solo (Tabela 16).

Os fluxos de entrada e saída de sulfato na mata ciliar foram bem inferiores aos de Klinge et al. (2004) em uma floresta tropical de terra-firme na Amazônia, em torno de 6 e 240 kg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$, respectivamente, mas similares aos observados por Markewitz et al. (2004) em uma floresta tropical úmida no Pará. Os altos fluxos de S para o solo via precipitação interna e escoamento pelo tronco (Tabela 15) sugerem um forte controle da ciclagem geoquímica deste nutriente e seu balanço positivo indica que o solo da mata ciliar ainda é capaz de reter $SO_4^{2-}$.

O balanço de $Cl^-$ normalmente é equilibrado (fluxo de entrada próximos dos fluxos de saída), uma vez que este elemento apresenta baixo envolvimento em transformações biológicas e

não é absorvido pelas fases sólidas do solo (BREDEMEIER et al., 1998). No entanto, assim como outros estudos na Amazônia (FRANKEN; LEOPOLDO, 1984; GERMER et al., 2009), o balanço de $Cl^-$ foi positivo, sendo o elemento com maior retenção no solo da mata ciliar (Figura 27).

A alta deposição de cloreto via deposição atmosférica (Tabela 14) é inesperada, visto que este elemento normalmente é transferido do mar para a atmosfera pela ação do vento e a área de estudo encontra-se bem distante da influência marítima (OBERG, 1998). Outras fontes de cloreto para o solo podem estar associadas com a aplicação de fertilizante (KCl), água de irrigação, poeira e poluição do ar (WHITE; BROADLEY, 2001), sendo que nenhuma destas ocorre nas proximidades da mata ciliar. O cloreto é um micronutriente essencial para as plantas, e sua deficiência pode promover redução significativa no crescimento, clorose e atrofiamento das raízes. Os baixos fluxos de $Cl^-$ no solo e seu balanço positivo na mata ciliar indicam forte assimilação deste elemento pelas plantas, uma vez que sua maior absorção ocorre na solução do solo (WHITE; BROADLEY, 2001).

O fósforo apresentou balanço próximo do equilíbrio, ligeiramente negativo, sugerindo importante contribuição da solução enriquecida pelo dossel (Tabela 14) em associação com possíveis fontes abióticas, derivadas de intemperismo de rochas.

Um indício desta contribuição por fontes geoquímicas está associado com o ligeiro incremento de P nas camadas mais profundas avaliadas (a partir de 60 cm de profundidade) ou, ainda, pelo maior estoque de P ter sido observado na camada mais profunda (80-100 cm), entre todas as profundidades avaliadas (Tabela 8). No entanto, embora estas entradas abióticas possam ser significativas no controle do P lixiviado do solo, a maior retenção de $PO_4^{3-}$ na camada superficial do solo (Tabela 17) sugere que a mata ciliar obtém a maioria da sua demanda anual através da reciclagem biológica.

Em geral, a deposição atmosférica foi o parâmetro predominante no controle de saída dos elementos avaliados, excetuando $Na^+$ e $PO_4^{3-}$ (Figura 27). Portanto, redução no aporte de nutrientes via precipitação (material particulado de origem natural ou antropogênica) pode resultar em mudanças nas suas concentrações, fluxos de saída e conseqüentemente na disponibilidade destes elementos para absorção pelas plantas. Por outro lado, ecossistemas florestais, especialmente em áreas sob solos empobrecidos, apresentam mecanismos reguladores das perdas de nutrientes, como a absorção pelas raízes, atividade de microorganismos, fixação

nos complexos de troca do solo e assimilação pela fauna do solo, evitando a lixiviação pelo solo e conseqüente esgotamento destes elementos (STARK; JORDAN, 1978; HERRERA et al., 1978).

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

É evidente a necessidade de avaliar a dinâmica de nutrientes em matas ciliares, em virtude da pressão pela expansão agrícola na região Amazônica, além do importante papel ecológico destas florestas na manutenção da qualidade da água dos rios (filtro de nutrientes), sua função de corredor ecológico, estabilização de barrancos e recreação humana.

Durante 18 meses de trabalho de campo foram medidos e calculados os principais fluxos de nutrientes nas vias hidrológicas de uma mata ciliar em Rondônia, no Sudoeste da Amazônia. Os resultados deste estudo indicam que a floresta ribeirinha estudada apresenta uma das maiores deposições atmosférica de nutrientes entre florestas da Amazônia, uma forte conexão com o rio adjacente (rio Urupá), representa um sumidouro líquido de $Ca^{2+}$, $K^{+}$, $HCO_3^{-}$, $Cl^{-}$, $SO_4^{2-}$ e COD e apresenta um equilíbrio entre os fluxos de entrada e saída de $Mg^{2+}$, $NH_4^{+}$, $NO_3^{-}$ e $PO_4^{3-}$.

O contraste nos balanços de entrada e saída reflete tanto um aporte atmosférico diferenciado, quanto o importante papel da ciclagem interna (processos internos) na resposta dos elementos avaliados. Para maioria dos nutrientes, exceto $Na^{+}$, a floresta ribeirinha pode ser mantida pela entrada via deposição atmosférica, lixiviação do dossel, ou ainda pela sua interação com o rio Urupá durante o período de inundação.

Os fluxos de entrada de nutrientes na mata ciliar do rio Urupá foram relativamente altos em relação a outras florestas da Amazônia (Tabela 15), indicando uma importante contribuição atmosférica (tanto natural quanto biogênica) na ciclagem de nutrientes da floresta estudada. Por outro lado, os fluxos de saída foram muito baixos tanto para cátions quanto ânions (Tabela 16), evidenciando um forte mecanismo de retenção destes nutrientes nos solos da floresta estudada, podendo estar associado com a absorção radicular, adsorção pelas fases minerais e orgânicas, assimilação por microorganismos ou ainda com características físicas e estruturais destes solos.

O estudo na mata ciliar do rio Urupá fornece dados quantitativos inéditos sobre fluxos e balanço de nutrientes em florestas ribeirinhas da Amazônia. No entanto, é óbvio que o padrão de ciclagem de nutrientes após 18 meses de observação não fornece uma compreensão definitiva do funcionamento deste ecossistema florestal. Vários processos biogeoquímicos como a fixação biológica de nitrogênio, desnitrificação, efluxo de gases, deposição seca, entre outros, ainda precisam ser avaliados.

## REFERÊNCIAS


AIDAR, M. P. M.; JOLY, E. C. A. Dinâmica da produção e decomposição da serapilheira do araribá (Centrolobium tomentosum Guill. ex Benth. – Fabaceae) em uma mata ciliar, Rio Jacaré-Pepira, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 26, n. 2, p. 193-202, 2003.

AMORIM NETO, M. S. **Balanço hídrico segundo Thornthwaite & Mather (1955)**. Petrolina: EMBRAPA CNPSA, 1989. 18 p. (Comunicado Técnico, 34).

ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. **Tropical soil biology and fertility**: A handbook of methods. Wallingford: CABI International, 1989. 171 p.

ANDERSON, J. M.; SPENCER, T. **Carbon, nutrient and water balances of tropical rainforest subject to disturbance**. Paris: Unesco, 1991. 95 p. (MAB Digest, 7).

ANDREAE, M. O.; TALBOT, R. W.; BERRESHEIM, H.; BEECHER, K. M. Precipitation Chemistry in Central Amazonia. **Journal of Geophysical Research - Atmospheres**, Washington, DC, v. 95, n. D10, p. 16987-16999, 1990.

ARTAXO, P.; GATTI, L. V.; LEAL, A. M. C.; LONGO, K. M.; DE FREITAS, S. R.; LARA, L. B. L. S.; PAULIQUEVIS, T. M.; PROCÓPIO, A. S.; RIZZO, L. V. Química atmosférica na Amazônia: A floresta e as emissões de queimadas controlando a composição da atmosfera amazônica. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 35, n. 2, p. 185-196, 2005.

ARTAXO, P.; GERAB, F.; RABELLO, M. L. C. Elemental composition of aerosol particles from two atmospheric monitoring stations in the Amazon Basin. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms**, Amsterdam, v. 75, n. 1-4, p. 277-281, 1993.

ATTIWILL, P. M.; ADAMS, M. A. Nutrient Cycling in Forests. **New Phytologist**, London, v. 124, n. 4, p. 561-582, 1993.

ATTIWILL, P. M.; LEEPER, G. W. **Forest soils and nutrient cycles**. Carlton: Melbourne University Press, 1987. 212 p.

BAILEY, S. W.; BUSO, D. C.; LIKENS, G. E. Implications of sodium mass balance for interpreting the calcium cycle of a forested ecosystem. **Ecology**, Brooklyn, v. 84, n. 2, p. 471-484, 2003.

BALESTRINI, R.; TAGLIAFERRI, A. Atmospheric deposition and canopy exchange process in alpine forest ecosystems (northern Italy). **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 35, p. 6421-6433, 2001.

BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, D. D.; KRUSCHE, A. V.; COBURN, R.; VICTORIA, R. L.; RICHEY, J. E.; LOGSDON, M. G.; MAYORGA, E.; MATRICARDI, E. A remote sensing/GIS-based physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Parana river basin (Western Amazonia). **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 87, n. 4, p. 429-445, 2003.

BASTOS, T. X.; DINIZ, T. A. **Avaliação do clima do estado de Rondônia para desenvolvimento agrícola.** Belém: EMBRAPA, CPATU, 1982. 28 p.

BATJES, N. H.; DIJKSHOORN, J. A. Carbon and nitrogen stocks in the soils of the Amazon Region. **Geoderma**, Amsterdam, v. 89, n. 3-4, p. 273-286, 1999.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 105-112, 1997.

BAZILEVICH, N. L.; RODIN, L. E. The biological cycle of nitrogen and ash elements in plant communities of the tropical and sub-tropical zones. **Forestry Abstracts**, Oxford, v. 27, p. 357-368, 1966.

BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.; VOLKOFF, B.; JOLIVET, C. Bulk densities of Brazilian Amazon soils related to other soil properties. **Soil Science Society of America Journal**, Madiosn, v. 62, n. 3, p. 743-749, 1998.

BIGGS, T. W.; DUNNE, T.; MURAOKA, T. Transport of water, solutes and nutrients from a pasture hillslope, southwestern Brazilian Amazon. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 20, n. 12, p. 2527-2547, 2006.

BINKLEY, D.; RICHTER, D. Nutrient Cycles and H+ Budgets of Forest Ecosystems. **Advances in Ecological Research**, London, v. 16, p. 1-51, 1987.

BOHN, H. L.; MCNEAL, B. L.; O'CONNOR, G. A. **Soil Chemistry**. John Wiley and Sons, 2001. 307 p.

BOKHARI, U. G.; SINGH, J. S. Standing State and Cycling of Nitrogen in Soil-Vegetation Components of Prairie Ecosystems. **Annals of Botany**, Oxford, v. 39, n. 160, p. 273-285, 1975.

BOLSON, M. A. **A biogeoquímica do rio Urupá, Rondônia**. 2006. 60 f. (Mestrado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E. Nutrient Cycling. **Science**, Washington, DC, v. 155, n. 3761, p. 424-429, 1967.

BOTSCHEK, J.; FERRAZ, J.; JAHNEL, M.; SKOWRONEK, A. Soil chemical properties of a toposequence under primary rain forest in the Itacoatiara vicinity (Amazonas, Brazil). **Geoderma**, Amstedam, v. 72, n. 1-2, p. 119-132, 1996.

BRAMS, E. Soil organic matter and phosphorus relationship under tropical forests. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 39, n. 2, p. 465-468, 1973.

BRAY, J. R.; GORHAM, E. Litter production in forests of the World. **Advances in Ecological Research**, London, v. 2, p. 101-157, 1964.

BREDEMEIER, M.; BLANCK, K.; XU, Y. J.; TIETEMA, A.; BOXMAN, A. W.; EMMETT, B.; MOLDAN, F.; GUNDERSEN, P.; SCHLEPPI, P.; WRIGHT, R. F. Input-output budgets at the NITREX sites. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 101, n. 1-3, p. 57-64, 1998.

BRINKMAN, W. F. L.; SANTOS, A. Natural waters in Amazonia. 5. Soluble magnesium properties. **Turrialba**, Turrialba, v. 21, n. 4, p. 459-465, 1971.

BRINKMAN, W. L. F.; SANTOS, A. Natural waters in Amazonia. 6. Soluble calcium properties. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 3, n. 2, p. 33-40, 1973.

BRINKMANN, W. L. F. Nutrient balance of a central Amazonian rainforest: comparison of natural and manmanaged systems. In: IAHS. **Hydrology of Humid Tropical Regions with Particular Reference to the Hydrological Effects of Agriculture and Forestry Practice**. Hamburg, 1983. p. 153-163. (IAHS Publication, 140).

_____. Studies on hydrobiogeochemistry of a tropical lowland forest system. **GeoJournal**, Dordrecht, v. 11, n. 1, p. 89-101, 1985.

BROWDER, J. O.; PEDLOWSKI, M. A.; SUMMERS, P. M. Land use patterns in the Brazilian Amazon: Comparative farm-level evidence from Rondonia. **Human Ecology**, New York, v. 32, n. 2, p. 197-224, 2004.

BRUIJNZEEL, L. A. Nutrient Input Output Budgets of Tropical Forest Ecosystems - a Review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 7, p. 1-24, 1991.

BURT, T. P.; PINAY, G. Linking hydrology and biogeochemistry in complex landscapes. **Progress in Physical Geography**, London, v. 29, n. 3, p. 297-316, 2005.

BUSCHBACHER, R.; UHL, C.; SERRAO, E. A. S. Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. II. Nutrient Stocks in the Soil and Vegetation. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, n. 3, p. 682-699, 1988.

CABIANCHI, G. M. **Ciclagem de nutrientes via serapilheira em um fragmento ciliar do rio Urupá, Rondônia**. 2010. 101 f. (Mestrado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

CALLESEN, I.; RAULUND-RASMUSSEN, K.; GUNDERSEN, P.; STRYHN, H. Nitrate concentrations in soil solutions below Danish forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 114, n. 1, p. 71-82, 1999.

CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, J. M. A. S. **Métodos de análises química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas**. Campinas: Instituto Agronômico, 2009. 77 p.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; HERPIN, U.; CERRI, C. C. Conversion of cerrado into agricultural land in the South-Western Amazon: Carbon stocks and soil fertility. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 2, p. 233-241, 2009.

CASSIOLATO, M. E. **Carbono orgânico dissolvido na solução do solo sob floresta e pastagem em Rondônia**. 2002. 70 f. (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

CERRI, C. E. P. **Variabilidade espacial e temporal do carbono do solo na conversão de floresta em pastagens na Amazônia Ocidental (Rondônia)**. 2003. 159 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

CHAPIN, F. S. I.; MATSON, P. A.; MOONEY, H. A. **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology.** New York: Springer, 2002. 472 p.

CHAPMAN, A. G. Some Effects of Varying Amounts of Nitrogen on the Growth of Tulip Poplar Seedlings. **Ohio Journal of Science**, Columbus, v. 33, n. 3, p. 164-181, 1933.

CHAVES, J.; NEILL, C.; GERMER, S.; GOUVEIA NETO, S. C.; KRUSCHE, A. V.; ELSENBEER, H. Land management impacts on runoff sources in small Amazon watersheds. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 22, n. 12, p. 1766-1775, 2008.

CHEN, J. Q.; SAUNDERS, S. C.; CROW, T. R.; NAIMAN, R. J.; BROSOFSKE, K. D.; MROZ, G. D.; BROOKSHIRE, B. L.; FRANKLIN, J. F. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology - Variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. **Bioscience**, Washington, DC, v. 49, n. 4, p. 288-297, 1999.

CHESWORTH, W. **Encyclopedia of Soil Science**. New York: Springer, 2008. 928 p.

CHIWA, M.; CROSSLEY, A.; SHEPPARD, L. J.; SAKUGAWA, H.; CAPE, J. N. Throughfall chemistry and canopy interactions in a Sitka spruce plantation sprayed with six different simulated polluted mist treatments. **Environmental Pollution**, London, v. 127, n. 1, p. 57-64, 2004.

CLEVELAND, C. C.; TOWNSEND, A. R.; SCHIMEL, D. S.; FISHER, H.; HOWARTH, R. W.; HEDIN, L. O.; PERAKIS, S. S.; LATTY, E. F.; VON FISCHER, J. C.; ELSEROAD, A.; WASSON, M. F. Global patterns of terrestrial biological nitrogen (N-2) fixation in natural ecosystems. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 13, n. 2, p. 623-645, 1999.

CONKLIN JR, A. R. **Introduction to Soil Chemistry**. New Jersey: Wiley Interscience, 2005. 218 p.

CORNU, S.; LUCAS, Y.; AMBROSI, J. P.; DESJARDINS, T. Transfer of dissolved Al, Fe and Si in two Amazonian forest environments in Brazil. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 49, n. 3, p. 377-384, 1998.

CPRM. **Mapa de insumos minerais para agricultura e áreas potencias no estado de Rondônia**. Porto Velho: Serviço Geológico do Brasil, 2001.

CRONAN, C. S.; REINERS, W. A. Canopy Processing of Acidic Precipitation by Coniferous and Hardwood Forests in New-England. **Oecologia**, Berlin, v. 59, n. 2-3, p. 216-223, 1983.

CUARTAS, L. A.; TOMASELLA, J.; NOBRE, A. D.; HODNETT, M. G.; WATERLOO, M. J.; MUNERA, J. C. Interception water-partitioning dynamics for a pristine rainforest in Central Amazonia: Marked differences between normal and dry years. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 145, n. 1-2, p. 69-83, 2007.

CUEVAS, E.; MEDINA, E. Nutrient dynamics within amazonian forests II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. **Oecologia**, Berlin, v. 76, p. 222-235, 1988.

CUNHA, H. B.; OLIVEIRA, J. A. D.; VICTORIA, R. L. Balanço dos nutrientes $Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $Na^{+}$, $K^{+}$ e $NO_3^{-}$ em uma bacia de primeira ordem com vegetação natural na Amazônia Central. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 29, n. 1, p. 33-41, 1999.

CURI, N.; LARACH, J. O. I.; KAMPF, N.; MONIZ, A. C.; FONTES, L. E. F. **Vocabulário de ciência do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993. 89 p.

DE MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; DUNNE, T.; FIGUEIREDO, R. D.; VICTORIA, R. L. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in Eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 20, n. 12, p. 2509-2526, 2006.

DEZZEO, N.; CHACON, N.; SANOJA, E.; PICON, G. Changes in soil properties and vegetation characteristics along a forest-savanna gradient in southern Venezuela. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 200, n. 1-3, p. 183-193, 2004.

DIJKSTRA, F. A.; SMITS, M. M. Tree Species Effects on Calcium Cycling: The Role of Calcium Uptake in Deep Soils. **Ecosystems**, New York, v. 5, p. 385–398, 2002.

DISE, N. B.; MATZNER, E.; ARMBRUSTER, M.; MACDONALD, J. Aluminum output fluxes from forest ecosystems in Europe: A regional assessment. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, n. 5, p. 1747-1756, 2001.

DON, A.; KALBITZ, K. Amounts and degradability of dissolved organic carbon from foliar litter at different decomposition stages. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 37, n. 12, p. 2171-2179, 2005.

DOSSKEY, M. G.; VIDON, P.; GURWICK, N. P.; ALLAN, C. J.; DUVAL, T. P.; LOWRANCE, R. The Role of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams1. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 46, n. 2, p. 261-277, 2010.

DREVER, J. I. **The geochemistry of natural waters - Surface and groundwater environments**. New Jersey: Prentice-Hall, 1997. 436 p.

EDEN, M. J.; MCGREGOR, D. F. M.; VIEIRA, N. A. Q. Pasture Development on Cleared Forest Land in Northern Amazonia. **The Geographical Journal**, London, v. 156, n. 3, p. 283-296, 1990.

ELLENBERG, H. **Integrated Experimental Ecology**: Methods and Results of Ecosystem Research in the German Solling Project. Berlin: Springer, 1971. 214 p. (Ecological Studies, 2).

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

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412 p.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. **Nutrição mineral de plantas**: Princípios e perspectivas. Londrina: Editora Planta, 2006. 416 p.

EVANS, C.; DAVIES, T. D. Causes of concentration/discharge hysteresis and its potential as a tool for analysis of episode hydrochemistry. **Water Resources Research**, Washington, DC, v. 34, n. 1, p. 129-137, 1998.

FEARNSIDE, P. M. Settlement in Rondônia and the token role of science and technology in Brazil's Amazonian development planning. **Interciência**, Recife, v. 11, n. 5, p. 229-236, 1986.

_____. Global warming and tropical land-use change: Greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 46, n. 1-2, p. 115-158, 2000.

_____. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 19, n. 3, p. 680-688, 2005.

FELDPAUSCH, T. R.; COUTO, E. G.; RODRIGUES, L. C.; PAULETTO, M. S.; JOHNSON, M. S.; FAHEY, T. J.; LEHMANN, C. J.; RIHA, S. J. Nitrogen aboveground turnover and soil stocks to 8 m depth in primary and selectively logged forest in southwestern Amazonia. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, p. 1793-1805, 2010.

FELLER, M. C. Nutrient Movement Through Western Hemlock-Western Redcedar Ecosystems in Southwestern British Columbia. **Ecology**, Brooklyn, v. 58, n. 6, p. 1269-1283, 1977.

FERREIRA, S. J. F.; LUIZÃO, F. J.; DALLAROSA, R. L. G. Precipitação interna e interceptação da chuva em floresta de terra firme submetida à extração seletiva de madeira na Amazônia Central. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 35, n. 1, p. 55-62, 2005.

FILOSO, S.; WILLIAMS, M. R.; MELACK, J. M. Composition and deposition of throughfall in a flooded forest archipelago (Negro River, Brazil). **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 45, p. 169-195, 1999.

FISHER, R. F.; BINKLEY, D. **Ecology and management of forest soils**. 3. ed. New York: Wiley, 2000. 489 p.

FORTI, M. C.; MOREIRA-NORDEMANN, L. M. Rainwater and Throughfall Chemistry in a Terra Firme Rain-Forest - Central Amazonia. **Journal of Geophysical Research - Atmospheres**, Washington, DC, v. 96, n. D4, p. 7415-7421, 1991.

FORTI, M. C.; NEAL, C. Hydrochemical Cycles in Tropical Rain-Forests - an Overview with Emphasis on Central Amazonia. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 134, n. 1-4, p. 103-115, 1992.

FRANKEN, W.; LEOPOLDO, P. R. Hydrology of a catchment areas of Central-Amazonian forest streams. In: SIOLI, H. (Ed.). **The Amazon**: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dordrecht: W. Junk, 1984. p. 501-519.

FRANKEN, W.; LEOPOLDO, P. R.; BERGAMIN, H. Nutrient Flow through Natural-Waters in Terra Firme Forest in Central Amazon. **Turrialba**, Turrialba, v. 35, n. 4, p. 383-393, 1985.

GALLOWAY, J. N.; LIKENS, G. E.; EDGERTON, E. S. Acid Precipitation in Northeastern United-States - pH and Acidity. **Science**, Washington,DC, v. 194, n. 4266, p. 722-724, 1976.

GEE, G. W.; BAUDER, J. W. Particle size analysis. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of Soil Analysis**. Madison: ASA, 1986. Cap.15, p. 383-411. (Physical and mineralogical methods).

GEHRING, C.; DENICH, M.; KANASHIRO, M.; VLEK, P. L. G. Response of secondary vegetation in Eastern Amazonia to relaxed nutrient availability constraints. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 45, n. 3, p. 223-241, 1999.

GERMER, S.; ELSENBEER, H.; MORAES, J. M. Throughfall and temporal trends of rainfall redistribution in an open tropical rainforest, south-western Amazonia (Rondonia, Brazil). **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 10, n. 3, p. 383-393, 2006.

GERMER, S.; NEILL, C.; KRUSCHE, A. V.; GOUVEIA NETO, S. C.; ELSENBEER, H. Seasonal and within-event dynamics of rainfall and throughfall chemistry in an open tropical rainforest in Rondônia, Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 86, n. 2, p. 155-174, 2007.

GERMER, S.; NEILL, C.; VETTER, T.; CHAVES, J.; KRUSCHE, A. V.; ELSENBEER, H. Implications of long-term land-use change for the hydrology and solute budgets of small catchments in Amazonia. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 364, n. 3-4, p. 349-363, 2009.

GIARDINA, C. P.; SANFORD JR, R. L.; DØCKERSMITH, I. C. Changes in Soil Phosphorus and Nitrogen During Slash-and-Burn Clearing of a Dry Tropical Forest. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 399-405, 2000.

GOLLEY, F. B. **A History of the Ecosystem Concept in Ecology**: More than the Sum of the Parts. New Haven: Yale University Press, 1996. 272 p.

GOLLEY, F. B.; MCGINNIS, J. T.; CLEMENTS, R. G.; CHILD, G. I.; DUEVER, M. J. **Mineral cycling in a tropical moist forest ecosystem**. Athens: University of Georgia Press, 1975. 248 p.

GREENLAND, D. J.; KOWAL, J. M. Nutrient content of the moist tropical forest of Ghana. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 12, p. 154-173, 1960.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. **Bioscience**, Washington, DC, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.

HANADA, L. C. **Mudanças do uso da cobertura do solo na fronteira agrícola da Amazônia ocidental, bacia do Ji-Paraná - Rondônia**. 2004. 98 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

HANTSCHEL, R.; KAUPENJOHANN, M.; SCHAAF, W.; GRADL, J.; ZECH, W. Ecologically important differences between equilibrium and percolation soil extracts. **Geoderma**, Amsterdam, v. 43, p. 213-227, 1988.

HASSINK, J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 191, n. 1, p. 77-87, 1997.

HAZLETT, P.; BROAD, K.; GORDON, A.; SIBLEY, P.; BUTTLE, J.; LARMER, D. The importance of catchment slope to soil water N and C concentrations in riparian zones: implications for riparian buffer width. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 38, n. 1, p. 16-30, 2008.

HEDIN, L. O.; BROOKSHIRE, E. N. J.; MENGE, D. N. L.; BARRON, A. R. The Nitrogen Paradox in Tropical Forest Ecosystems. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 40, p. 613-635, 2009.

HERRERA, R.; JORDAN, C. F.; KLINGE, H.; MEDINA, E. Amazon ecosystems. Their structure and functioning with particular emphasis on nutrients. **Interciência**, Recife, v. 3, p. 223, 1978.

HODNETT, M. G.; OYAMA, M. D.; TOMASELLA, J.; MARQUES FILHO, A. O. Comparisons of long-term soil water storage behavior under pasture and forest in three areas of Amazonia. In: GASH, J. H. C.; A., N. C.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R. L. (Ed.). **Amazonian Deforestation and Climate**. Chichester: Wiley, 1996. p. 57-77.

HOLSCHER, D.; LUDWIG, B.; MOLLER, R. F.; FOLSTER, H. Dynamic of soil chemical parameters in shifting agriculture in the Eastern Amazon. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 66, p. 153-163, 1997.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92 p. (Manuais Técnicos em Geociências).

_____. **Mapa Exploratório de Solos** - Estado de Rondônia. Brasilia: IBGE, 2006.

_____. **Produção da pecuária municipal**. Rio de Janeiro. 2009. 55 p.

_____. **Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro, 2011. v. 2011.

IRION, G. Soil infertility in the Amazon rain forest. **Naturwissenschaften**, Berlin, v. 65, n. 10, p. 515-519, 1978.

JACKSON, R. B.; CANADELL, J.; EHLERINGER, J. R.; MOONEY, H. A.; SALA, O. E.; SCHULZE, E. D. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. **Oecologia**, Berlin, v. 108, n. 3, p. 389-411, 1996.

JACOBS, S. M.; BECHTOLD, J. S.; BIGGS, H. C.; GRIMM, N. B.; LORENTZ, S.; MCCLAIN, M. E.; NAIMAN, R. J.; PERAKIS, S. S.; PINAY, G.; SCHOLES, M. C. Nutrient vectors and riparian processing: A review with special reference to African semiarid Savanna ecosystems. **Ecosystems**, New York, v. 10, n. 8, p. 1231-1249, 2007.

JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. The Distribution of Soil Nutrients with Depth: Global Patterns and the Imprint of Plants. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 53, n. 1, p. 51-77, 2001.

JOHNSON, D. W.; COLE, D. W. Anion mobility in soils: Relevance to nutrient transport from forest ecosystems. **Environment International**, New York, v. 3, n. 1, p. 79-90, 1980.

JOHNSON, D. W.; LINDBERG, S. E. **Atmospheric deposition and forest nutrient cycling: A synthesis of the integrated forest**. New York: Springer-Verlag, 1992. 707 p.

JOHNSON, D. W.; LINDBERG, S. E.; VAN MIEGROET, H.; LOVETT, G. M.; COLE, D. W.; MITCHELL, M. J.; BINKLEY, D. Atmospheric Deposition, Forest Nutrient Status, and Forest Decline: Implications of the Integrated Forest Study. In: HUETTL, R. F.; MUELLER-DOMBOIS, D. (Ed.). **Forest Decline in the Atlantic and Pacific Regions**. Berlin: Springer-Verlag, 1993. p. 66-81.

JOHNSON, M. S.; LEHMANN, J.; COUTO, E. G.; NOVAES, J. P.; RIHA, S. J. DOC and DIC in flowpaths of Amazonian headwater catchments with hydrologically contrasting soils. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 81, n. 1, p. 45-57, 2006.

JOHNSON, R. C. The Interception, Throughfall and Stemflow in a Forest in Highland Scotland and the Comparison with Other Upland Forests in the Uk. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 118, n. 1-4, p. 281-287, 1990.

JORDAN, C. **Nutrient cycling in tropical forest ecosystems**. Chichester: John Wiley and Sons, 1985. 200 p.

JORDAN, C.; GOLLEY, F.; HALL, J.; HALL, J. Nutrient Scavenging of Rainfall by the Canopy of an Amazonian Rain-Forest. **Biotropica**, Washington, DC, v. 12, n. 1, p. 61-66, 1980.

JORDAN, C. F. The Nutrient Balance of an Amazonian Rain-Forest. **Ecology**, Brooklyn, v. 63, n. 3, p. 647-654, 1982.

JORDAN, C. F. Soils of the Amazon rainforest. In: PRANCE, G. T.; LOVEJOY, T. E. (Ed.). **Amazonia**. Oxford: Pegamon Press, 1986. p. 83-94.

JORDANA, S.; BATISTA, E. Natural groundwater quality and health. **Geologica Acta**, Barcelona, v. 2, n. 2, p. 175-188, 2004.

JOSLIN, J. D.; WOLFE, M. H.; HANSON, P. J. Effects of altered water regimes on forest root systems. **New Phytologist**, London, v. 147, n. 1, p. 117-129, 2000.

JUANG, F. H. T.; JOHNSON, N. M. Cycling of Chlorine through a Forested Watershed in New England. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v. 72, n. 22, p. 5641-5647, 1967.

KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E. Fire in the Brazilian Amazon 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures. **Oecologia**, Berlin, v. 113, n. 3, p. 415-427, 1998.

KAWASAKI, M.; OHTE, N.; KATSUYAMA, M. Biogeochemical and hydrological controls on carbon export from a forested catchment in central Japan. **Ecological Research**, Tokyo, v. 20, n. 3, p. 347-358, 2005.

KELLOGG, D. Q.; GOLD, A. J.; GROFFMAN, P. M.; STOLT, M. H.; ADDY, K. Riparian groundwater flow patterns using flownet analysis: Evapotranspiration-induced upwelling and implications for N removal. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 44, n. 4, p. 1024-1034, 2008.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia –** Relações solo-planta. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 1979. 264 p.

KLINGE, R.; ARAÚJO-MARTINS, A. R.; MACKENSEN, J.; FOLSTER, H. Element loss on rain forest conversion in East Amazonia: comparison of balances of stores and fluxes. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 69, p. 63–82, 2004.

KOLM, L. **Ciclagem de nutrientes e variações do microclima em plantações de Eucalyptus grandis Hill ex Maiden manejadas através de desbastes progressivos**. 2001. 73 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

KOZLOWSKI, T. T. Plant responses to flooding of soil. **Bioscience**, Washington, DC, v. 34, n. 3, p. 162-167, 1984.

KRONBERG, K. I. E.; FYFE, W. S. Geochemical controls in Amazonia on weathering rates. **Mitteilungen aus dem Geologisch-palaontologischen Institut der Universitat Hamburg**, Hamburg,v. 55, p. 215-222, 1983.

KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V. R.; LEITE, N. K. Hydrology and Biogeochemistry of Terra Firme Lowland Tropical Forests. In: LEVIA, D. F.; CARLYLE-MOSES, D.; TANAKA, T. (Ed.). **Forest hydrology and biogeochemistry**. Dordrecht: Springer, 2011. Cap. 9, p. 187-201.

LAURANCE, W. F.; FEARNSIDE, P. M.; LAURANCE, S. G.; DELAMONICA, P.; LOVEJOY, T. E.; RANKIN-DE MERONA, J.; CHAMBERS, J. Q.; GASCON, C. Relationship between soils and Amazon forest biomass: A landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 118, n. 1-3, p. 127-138, 1999.

LEITE, N. K. **A biogeoquímica do rio Ji-Paraná**. 2004. 44 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

LEITE, N. K.; KRUSCHE, A. V.; CABIANCHI, G. M.; BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L.; MARCHETTO, M.; DOS SANTOS, J. G. Groundwater Quality Comparison between Rural Farms and Riparian Wells in the Western Amazon, Brazil. **Quimica Nova**, São Paulo, v. 34, n. 1, p. 11-17, 2011.

LESACK, L. F. W.; MELACK, J. M. Mass balance of major solutes in a rainforest catchment in the Central Amazon: Implications for nutrient budgets in tropical rainforests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 32, n. 2, p. 115-142, 1996.

LEVIA, D. F.; FROST, E. E. Variability of throughfall volume and solute inputs in wooded ecosystems. **Progress in Physical Geography**, London, v. 30, n. 5, p. 605-632, 2006.

LEWIS, D. L.; SIMONS, A. P.; MOORE, W. B.; GATTIE, D. K. Treating Soil Solution Samplers to Prevent Microbial Removal of Analytes. **Applied and Environmental Microbiology**, Baltimore, v. 58, n. 1, p. 1-5, 1992.

LEWIS, S. L.; BRANDO, P. M.; PHILLIPS, O. L.; VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; NEPSTAD, D. The 2010 Amazon Drought. **Science**, Washington, DC, v. 331, n. 6017, p. 554-554, 2011.

LIEBIG, J. **Organic chemistry in its applications to agriculture and physiology**. Londres: Taylor and Walton, 1840. 418 p.

LIEBMANN, B.; MARENGO, J. A. Interannual variability of the rainy season and rainfall in the Brazilian Amazon basin. **Journal of Climate**, Boston, v. 14, n. 22, p. 4308-4318, 2001.

LIKENS, G. E.; DRISCOLL, C. T.; BUSO, D. C.; SICCAMA, T. G.; JOHNSON, C. E.; LOVETT, G. M.; RYAN, D. F.; FAHEY, T.; REINERS, W. A. The Biogeochemistry of Potassium at Hubbard Brook. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 25, n. 2, p. 61-125, 1994.

LIKENS, G. E.; EATON, J. S. Polyurethane Stemflow Collector for Trees and Shrubs. **Ecology**, Brooklyn, v. 51, n. 5, p. 938-939, 1970.

LIMA, W. P. Ação das chuvas no ciclo biogeoquímico de nutrientes em plantações de pinheiros tropicais e em cerradão. **IPEF**, Piracicaba, v. 30, p. 13-17, 1985.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares**: Conservação e recuperação. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2004. Cap.3, p. 33-44.

LINDBERG, S. E.; LOVETT, G. M.; RICHTER, D. D.; JOHNSON, D. W. Atmospheric Deposition and Canopy Interactions of Major Ions in a Forest. **Science**, Washington, DC, v. 231, n. 4734, p. 141-145, 1986.

LLOYD, C. R.; MARQUES, A. D. Spatial variability of throughfall and stemflow measurements in Amazonian rainforest. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 42, n. 1, p. 63-73, 1988.

LOPES, E. L. N.; FERNANDES, A. R.; GRIMALDI, C.; RUIVO, M. L. P.; RODRIGUES, T. E.; SARRAZIN, M. Características químicas de um Gleissolo sob diferentes sistemas de uso, nas margens do rio Guamá, Belém, Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v. 1, n. 1, p. 127-137, 2006.

LOPES, M. I. M. S. **Fluxo de água, balanço químico e alterações no solo da Floresta Atlântica atingida pela poluição aérea de Cubatão, SP, Brasil**. 2001. 188 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

LOPEZ-HERNANDEZ, D.; GARCIA, M.; NINO, M. Input and Output of Nutrients in a Diked Flooded Savanna. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 31, n. 2, p. 303-312, 1994.

LOVETT, G. M.; LINDBERG, S. E. Dry deposition and canopy exchange in a mixed Oak forest as determined by analysis of throughfall. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 21, n. 3, p. 1013-1027, 1984.

LOWRANCE, R. R.; TODD, R. L.; ASMUSSEN, L. E. Waterborne Nutrient Budgets for the Riparian Zone of an Agricultural Watershed. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 10, n. 4, p. 371-384, 1983.

LUIZÃO, F. J. Ciclo de nutrientes na Amazônia: Respostas às mudanças ambientais e climáticas. **Ciência e Cultura**, Barretos, v. 59, n. 3, p. 31-36, 2007.

MACEDO, M. O.; RESENDE, A. S.; GARCIA, P. C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S.; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, n. 5-6, p. 1516-1524, 2008.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**: princípios e aplicações. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MANDERSCHEID, B.; MATZNER, E. Spatial and Temporal Variation of Soil Solution Chemistry and Ion Fluxes through the Soil in a Mature Norway-Spruce (Picea-Abies (L) Karst) Stand. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 30, n. 2, p. 99-114, 1995.

MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A.; TOMASELLA, J.; OYAMA, M. D.; DE OLIVEIRA, G. S.; DE OLIVEIRA, R.; CAMARGO, H.; ALVES, L. M.; BROWN, I. F. The drought of Amazonia in 2005. **Journal of Climate**, Boston, v. 21, n. 3, p. 495-516, 2008.

MARKERT, B. Presence and Significance of Naturally-Occurring Chemical-Elements of the Periodic System in the Plant Organism and Consequences for Future Investigations on Inorganic Environmental Chemistry in Ecosystems. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 103, n. 1, p. 1-30, 1992.

MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D. Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 14, n. 4, p. S177-S199, 2004.

MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E. A.; FIGUEIREDO, R. D. O.; VICTORIA, R. L.; KRUSCHE, A. V. Control of cation concentrations in stream waters by surface soil processes in an Amazonian watershed. **Nature**, London, v. 410, n. 6830, p. 802-805, 2001.

MARQUES, R.; RANGER, J. Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii (Mirb) Franco) stands on the Beaujolais Mounts (France) .1. Qualitative approach. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 91, n. 2-3, p. 255-277, 1997.

MARTINELLI, L. A.; PICCOLO, M. C.; TOWNSEND, A. R.; VITOUSEK, P. M.; CUEVAS, E.; MCDOWELL, W.; ROBERTSON, G. P.; SANTOS, O. C.; TRESEDER, K. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: Tropical versus temperate forests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 46, n. 1-3, p. 45-65, 1999.

MARTINS, S. C. **Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo**. 2010. 155 f. (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

MCDOWELL, W. H. Internal nutrient fluxes in a Puerto Rican rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, p. 521-536, 1998.

MCLAUGHLIN, S. B.; WIMMER, R. Tansley Review No. 104 - Calcium physiology and terrestrial ecosystem processes. **New Phytologist**, London, v. 142, n. 3, p. 373-417, 1999.

MELLO, F. F. C. **Estimativas dos estoques de carbono dos solos nos estados de Rondônia e Mato Grosso anteriores à intervenção antrópica**. 2007. 88 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

MELO, A. W. F. **Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo no Acre.** 2003. 73 f. (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

METZGER, J. P.; BERNACCI, L. C.; GOLDENBERG, R. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths (SE Brazil). **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 133, n. 2, p. 135-152, 1997.

METZGER, S.; MIHALOPOULOS, N.; LELIEVELD, J. Importance of mineral cations and organics in gas-aerosol partitioning of reactive nitrogen compounds: case study based on MINOS results. **Atmospheric Chemistry and Physics**, Göttingen, v. 6, p. 2549-2567, 2006.

MIGLIAVACCA, D.; TEIXEIRA, E. C.; WIEGAND, F.; MACHADO, A. C. M.; SANCHEZ, J. Atmospheric precipitation and chemical composition of an urban site, Guaiba hydrographic basin, Brazil. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 39, n. 10, p. 1829-1844, 2005.

MITCHELL, H. L.; CHANDLER, R. F. The nitrogen nutrition and growth of certain deciduous trees of northeastern United States. **Black Rock Forest Bulletin**, Orange County, v. 11, p. 1-94, 1939.

MORAES, J. F. L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 70, n. 1, p. 63-81, 1996.

MORAN, E. Deforestation in the Brazilian Amazon. In: SPONSEL, L. E.; HEADLAND, T. N.; BAILEY, R. C. (Ed.). **Tropical deforestation**: the human dimension. New York: Columbia University Press, 1996. Cap. 6, p. 151-164.

MOREIRA, A. Fertilidade, matéria orgânica e substâncias húmicas em solos antropogênicos da Amazônia Ocidental. **Bragantia**, Campinas, v. 66, n. 2, p. 307-315, 2007.

MULDER, J.; VAN BREEMEN, N.; EIJCK, H. C. Depletion of soil aluminium by acid deposition and implications for acid neutralization. **Nature**, London, v. 337, p. 247-249, 1989.

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

NARDOTO, G. B.; OMETTO, J. P. H. B.; EHLERINGER, J. R.; HIGUCHI, N.; BUSTAMANTE, M. M. D.; MARTINELLI, L. A. Understanding the Influences of Spatial Patterns on N Availability Within the Brazilian Amazon Forest. **Ecosystems**, New York, v. 11, n. 8, p. 1234-1246, 2008.

NEILL, C.; DEEGAN, L. A.; THOMAS, S. M.; HAUPERT, C. L.; KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, V. M.; VICTORIA, R. L. Deforestation alters the hydraulic and biogeochemical characteristics of small lowland Amazonian streams. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 20, n. 12, p. 2563-2580, 2006.

NEILL, C.; MELILLO, J. M.; STEUDLER, P. A.; CERRI, C. C.; DEMORAES, J. F. L.; PICCOLO, M. C.; BRITO, M. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 7, n. 4, p. 1216-1225, 1997.

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

NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. **Total carbon, organic carbon and organic matter**. Madison: ASA, 1996. p. 963-1010. (Methods of soil analysis, 3).

NEPSTAD, D.; LEFEBVRE, P.; DA SILVA, U. L.; TOMASELLA, J.; SCHLESINGER, P.; SOLORZANO, L.; MOUTINHO, P.; RAY, D.; BENITO, J. G. Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, n. 5, p. 704-717, 2004.

NEPSTAD, D. C.; DECARVALHO, C. R.; DAVIDSON, E. A.; JIPP, P. H.; LEFEBVRE, P. A.; NEGREIROS, G. H.; DASILVA, E. D.; STONE, T. A.; TRUMBORE, S. E.; VIEIRA, S. The Role of Deep Roots in the Hydrological and Carbon Cycles of Amazonian Forests and Pastures. **Nature**, London, v. 372, n. 6507, p. 666-669, 1994.

NEU, V. **O ciclo do carbono na bacia do Alto Xingú: interações entre ambientes terrestre, aquático e atmosférico**. 2009. 113 f. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

NEWMAN, E. I. Phosphorus Inputs to Terrestrial Ecosystems. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 83, n. 4, p. 713-726, 1995.

NIEUWOLT, S. **Tropical climatology**: An introduction to the climates of the low latitudes. New York: John Wiley and Sons, 1977. 207 p.

NILSSON, S. I.; MILLER, H. G.; MILLER, J. D. Forest growth as a possible cause of soil and water acidification - An examination of the concepts. **Oikos**, Kobenhavn, v. 39, n. 1, p. 40-49, 1982.

NOVAES FILHO, J. P. **Variabilidade espacial de atributos de solo em microbacias sob vegetação de floresta na Amazônia Meridional**. 2005. 119 f. (Mestrado em Agricultura Tropical) - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2005.

NYE, P. H. Organic matter and nutrient cycles under moist tropical forest. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 13, p. 333-346, 1961.

O'ROURKE, N.; HATCHER, L.; STEPANSKI, E. J. **A step-by-step approach to using SAS for univariate and multivariate statistics**. Cary: SAS Institute Inc., 2005. 514 p.

OBERG, G. Chloride and organic chlorine in soil. **Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica**, Weinheim, v. 26, n. 3, p. 137-144, 1998.

ODUM, H. T. Rainforest structure and mineral cycling homeostasis. In: ODUM, H. T.; PIGEON, R. F. (Ed.). **A Tropical Rainforest**. Oak Ridge: United States Atomic Energy Commission, 1970. p. 41-52.

OKIN, G. S.; MAHOWALD, N.; CHADWICK, O. A.; ARTAXO, P. Impact of desert dust on the biogeochemistry of phosphorus in terrestrial ecosystems. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 18, n. 2, 2004.

OLIVEIRA, L. L.; COSTA, R. F.; SOUSA, F. A. S.; COSTA, A. C. L.; BRAGA, A. P. Precipitação efetiva e interceptação em Caxiuanã, na Amazônia Oriental. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 38, n. 4, p. 723-732, 2008.

OVERSTREET, R.; JACOBSON, L. Mechanisms of Ion Absorption by Roots. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v. 3, p. 189-206, 1952.

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/FAPESP, 2004. p. 109-123.

PANSU, M.; GAUTHEYROU, J. **Handbook of soil analysis**: Mineralogical, organic and inorganic methods. Berlon: Springer-Verlag, 2006. 993 p.

PARKER, G. G. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. **Advances in Ecological Research**, London, v. 13, p. 57-133, 1983.

PARRON, L. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MARKEWITZ, D. Fluxes of nitrogen and phosphorus in a gallery forest in the Cerrado of central Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 105, n. 1-3, p. 89-104, 2011.

PAYOLLA, B. L.; BETTENCOURT, J. S.; KOZUCHI, M.; LEITE, W. B.; FETTER, A. H.; VAN SCHMUS, W. R. Geological evolution of the basement rocks in the east-central part of the Rondonia Tin Province, SW Amazonian craton, Brazil: U-Pb and Sm-Nd isotopic constraints. **Precambrian Research**, Amsterdam, v. 119, n. 1-4, p. 141-169, 2002.

PEDLOWSKI, M. A.; DALE, V. H.; MATRICARDI, E. A. T.; DA SILVA, E. P. Patterns and impacts of deforestation in Rondonia, Brazil. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 38, n. 3-4, p. 149-157, 1997.

PELICHO, A. F.; MARTINS, L. D.; NOMI, S. N.; SOLCI, M. C. Integrated and sequential bulk and wet-only samplings of atmospheric precipitation in Londrina, South Brazil (1998-2002). **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 40, n. 35, p. 6827-6835, 2006.

PEREIRA, A. R.; ANGELOCCI, L. R.; SENTELHAS, P. C. **Agrometeorologia -** Fundamentos e Aplicações Práticas. 1. ed. Guaiba: Livraria e Editora Agropecuária Ltda, 2002. 478 p.

PERRY, D. A. **Forest ecosystems**. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1994. 649 p.

PIIRAINEN, S.; FINER, L.; STARR, M. Deposition and leaching of sulphate and base cations in a mixed boreal forest in eastern Finland. **Water Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 133, n. 1-4, p. 185-204, 2002.

POTTER, C. S.; RAGSDALE, H. L.; SWANK, W. T. Atmospheric deposition and foliar leaching in a regenerating Southern Appalachian forest canopy. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 79, n. 1, p. 97-115, 1991.

PRESCOTT, C. E. The influence of the forest canopy on nutrient cycling. **Tree Physiology**, Victoria, v. 22, n. 15-16, p. 1193-1200, 2002.

PRITCHETT, W. L.; FISHER, R. F. **Properties and management of forest soils**. New York: John Wiley, 1987. 500 p.

PROCTOR, J. Nutrient cycling in primary and old secondary rainforests. **Applied Geography**, Amsterdam, v. 7, p. 135-152, 1987.

PYPKER, T. G.; LEVIA, D. F.; STAELENS, J.; VAN STAN II, J. T. Canopy Structure in Relation to Hydrological and Biogeochemical Fluxes. In: LEVIA, D. F.; CARLYLE-MOSES, D.; TANAKA, T. (Ed.). **Forest hydrology and biogeochemistry**. Dordrecht: Springer, 2011. Cap.18, p. 371-388.

QUADROS, M. L. E. S. Geologia e recursos minerais do Estado de Rondônia: Sistema de Informações Geográficas – SIG. In: QUADROS, M. L. E. S.; RIZZOTTO, G. J. (Ed.). **Texto**

**Explicativo do Mapa Geológico e de Recursos Minerais do Estado de Rondônia**. Porto Velho: CPRM, 2007.

QUEIROZ, J. A. L.; MACHADO, S. A. Fitossociologia em floresta de várzea do estuário amazônico no Estado do Amapá. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 57, p. 5-20, 2008.

QUEMENER, J. Important factors in potassium balance sheets. In: INTERNATIONAL POTASH INSTITUTE CONGRESS, 13., 1986, Reims. **Proceedings…** Horgen, Switzerland: IPI, 1986. p. 41-72.

REED, S. C. Phosphorus cycling in tropical forests growing on highly weathered soils. In: BUENEMANN, E.; OBERSON, A.; FROSSARD, E. (Ed.). **Soil Biology**. BerlIn: Springer, 2010. p. 339-369.

RENGEL, Z. Role of Calcium in Aluminium Toxicity. **New Phytologist**, London, v. 121, n. 4, p. 499-513, 1992.

RENNIE, P. J. The uptake of nutrients by mature forest trees. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 7, p. 49-95, 1955.

RICHTER, D. D.; BABBAR, L. I. Soil Diversity in the Tropics. **Advances in Ecological Research**, London, v. 21, p. 315-389, 1991.

ROLIM, G. S.; SENTELHAS, P. C.; BARBIERI, V. Planilhas no ambiente EXCEL™ para os cálculos de balanços hídricos: normal, seqüencial, de cultura e de produtividade real e potencial. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 6, n. 1, p. 133-137, 1998.

RONDÔNIA. (Estado). **Boletim Climatológico de Rondônia, ano 2008**. Porto Velho: Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental (SEDAM), 2010. 40 p.

SALATI, E.; VOSE, P. B. Amazon Basin - a System in Equilibrium. **Science**, Washington, DC, v. 225, n. 4658, p. 129-138, 1984.

SALESKA, S. R.; DIDAN, K.; HUETE, A. R.; DA ROCHA, H. R. Amazon forests green-up during 2005 drought. **Science**, Washington, DC, v. 318, n. 5850, p. 612-612, 2007.

SANDS, R.; MULLIGAN, D. R. Water and nutrient dynamics and tree growth. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 30, n. 1-4, p. 91-111, 1990.

SANTANA, J. A. S.; SANTANTA JR., J. A. S. S.; SOUTO, J. S.; MACÊDO, A. B. Balanço hídrico e classificação climática de thornthwaite da estação ecológica do Seridó, Serra Negra do Norte-RN. **Brasil Florestal**, Brasília, DF, v. 80, p. 9-16, 2004.

SANTOS, G. C.; JARDIM, M. A. G. Florística e estrutura do estrato arbóreo de uma floresta de várzea no município de Santa Bárbara do Pará, Estado do Pará, Brasil. . **Acta Amazônica**, Manaus, v. 36, n. 4, p. 437-446, 2006.

SANTOS, J. O. S.; HARTMANN, L. A.; GAUDETTE, H. E.; GROVES, D. I.; MCNAUGHTON, N. J.; FLETCHER, I. R. A new understanding of the provinces of the Amazon craton based on integration of field mapping and U-Pb and Sm-Nd geochronology. **Gondwana Research**, Osaka, v. 3, n. 4, p. 453-488, 2000.

SCANDOLARA, J. S. **Geologia e evolução do terreno Jamari, embasamento da faixa Sunsas/Aguapeí, centro leste de Rondônia, sudoeste do Cráton Amazônico**. 2006. 383 f. (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

SCHLESINGER, W. H. **Biogeochemistry**: An analysis of global change. 2. ed. San Diego: Academic Press, 1997. 588 p.

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

SCHULZE, E. D.; ROBICHAUX, R. H.; GRACE, J.; RUNDEL, P. W.; EHLERINGER, J. R. Plant Water-Balance. **Bioscience**, Washington, DC, v. 37, n. 1, p. 30-37, 1987.

SEVERSON, R. C.; GRIGAL, D. F. Soil solution concentrations: Effect of extraction time using porous ceramic cups under constant tension. **Water Resources Bulletin**, Bethesda, v. 12, n. 6, p. 1161-1170, 1976.

SHAFROTH, P. B.; STROMBERG, J. C.; PATTEN, D. T. Riparian vegetation response to altered disturbance and stress regimes. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 12, n. 1, p. 107-123, 2002.

SIMONEIT, B. R. T.; CARDOSO, J. N.; ROBINSON, N. An Assessment of the Origin and Composition of Higher Molecular-Weight Organic-Matter in Aerosols over Amazonia. **Chemosphere**, Oxford, v. 21, n. 10-11, p. 1285-1301, 1990.

SKIRROW, G. The dissolved gases - carbon dioxide. In: RILEY, J. P.; SKIRROW, G. (Ed.). **Chemical oceanography**. London: Academic Press, 1975. p. 227-322.

SPURR, S. H.; BARNES, B. V. **Forest ecology**. 2. ed. New York: Ronald Press, 1973. 571 p.

STALLARD, R. F.; EDMOND, J. M. Geochemistry of the Amazon .1. Precipitation Chemistry and the Marine Contribution to the Dissolved-Load at the Time of Peak Discharge. **Journal of Geophysical Research - Oceans and Atmospheres**, Washington, DC, v. 86, n. Nc10, p. 9844-9858, 1981.

STARK, J. M. Causes of soil nutrient heterogeneity at different scales. In: CALDWELL, M. M.; PEARCY, R. W. (Ed.). **Exploitation of Environmental Heterogeneity by Plants**. San Diego: Academic Press, 1994. p. 255-284.

STARK, N. M.; JORDAN, C. F. Nutrient retention by the root mat of an Amazonian rain forest. **Ecology**, Brooklyn, v. 59, p. 434-437, 1978.

STOORVOGEL, J. J.; JANSSEN, B. H.; VANBREEMEN, N. The nutrient budgets of a watershed and its forest ecosystem in the Tai National Park in Cote d'Ivoire. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 37, n. 2, p. 159-172, 1997.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic Chemistry**: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. 3. ed. New York: John Wiley & Sons, 1996. 1040 p.

SUAREZ, D. L. Prediction of pH errors in soil: Water extractors due to degaussing. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 51, p. 64-67, 1987.

SWAP, R.; GARSTANG, M.; GRECO, S.; TALBOT, R.; KALLBERG, P. Saharan dust in the Amazon basin. **Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology**, Copenhagen, v. 44, n. 2, p. 133-149, 1992.

SWITZER, G. L.; NELSON, L. E. Nutrient Accumulation and Cycling in Loblolly-Pine (Pinus-Taeda L) Plantation Ecosystems - First 20 Years. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 36, n. 1, p. 143-147, 1972.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, Brooklyn, v. 16, p. 284-307, 1935.

THOMAS, W. A. Accumulation and Cycling of Calcium by Dogwood Trees. **Ecological Monographs**, Durham, v. 39, n. 2, p. 101-120, 1969.

TOBÓN, C.; SEVINK, J.; VERSTRATEN, J. M. Solute fluxes in throughfall and stemflow in four forest ecosystems in northwest Amazonia. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 70, n. 1, p. 1-25, 2004.

TOWNSEND, A. R.; ASNER, G. P.; CLEVELAND, C. C.; LEFER, M. E.; BUSTAMANTE, M. M. C. Unexpected changes in soil phosphorus dynamics along pasture chronosequences in the humid tropics. **Journal of Geophysical Research - Atmospheres**, Washington, DC, v. 107, n. D20, 2002.

TUKEY JR., H. B. The leaching of substances from plants. **Annual Review of Plant Physiology**, Palo Alto, v. 21, p. 305-324, 1970.

TUKEY JUNIOR, H. B.; MECKLENBURG, R. A. Leaching of metabolites from foliage and subsequent reabsorption and redistribution of the leachate in plants. **American Journal of Botany**, New York, v. 51, n. 7, p. 737-742, 1964.

TURVEY, N. D. Water in the nutrient cycle of a Papuan rain forest. **Nature**, London, v. 251, p. 414-415, 1974.

UBARANA, V. N. Observation and modelling of rainfall interception at two experimental sites in Amazonia. In: GASH, J. H. C.; NOBRE, C. A.; VICTORIA, R. L. (Ed.). **Amazonian deforestation and climate**. Chichester: John Wiley & Sons, 1996. Cap.8, p. 151-162.

VAN BREEMEN, N.; MULDER, J.; DRISCOLL, C. T. Acidification and Alkalinization of Soils. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 75, n. 3, p. 283-308, 1983.

VAN MIEGROET, H.; JOHNSON, D. W. Feedbacks and synergism among biogeochemistry, basic ecology, and forest soil science. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 258, n. 10, p. 2214-2223, 2009.

VASCONCELLOS, P. C.; ARTAXO, P. E.; CICCIOLI, P.; CECINATO, A.; BRANCALEONI, E.; FRATTONI, M. Determinação dos hidrocarbonetos saturados e policíclicos aromáticos presentes no material particulado da atmosfera Amazônica. **Quimica Nova**, São Paulo, v. 21, n. 4, p. 385-393, 1998.

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

VICTORIA, D. C. **Estimativa da evapotranspiração da bacia do Ji-Paraná (RO) através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento**. 2004. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

VIDON, P. G. F.; HILL, A. R. Landscape controls on the hydrology of stream riparian zones. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 292, n. 1-4, p. 210-228, 2004.

VITOUSEK, P. M. Litterfall, Nutrient Cycling, and Nutrient Limitation in Tropical Forests. **Ecology**, Brooklyn, v. 65, n. 1, p. 285-298, 1984.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD, R. L. Nutrient Cycling in Moist Tropical Forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, p. 137-167, 1986.

WALLACE, J. B.; HUTCHENS JR., J. J.; GRUBAUGH, J. W. Transport and storage of FPOM. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Ed.). **Methods in stream ecology**. Burlington: Academic Press, 2007. Cap.12, p. 249-271.

WARING, R. H.; SCHLESINGER, W. R. **Forest ecosystems**: Concepts and management. London: Academic Press, 1985. 340 p.

WEIHERMULLER, L.; SIEMENS, J.; DEURER, M.; KNOBLAUCH, S.; RUPP, H.; GOTTLEIN, A.; PUTZ, I. In situ soil water extraction: A review. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 36, n. 6, p. 1735-1748, 2007.

WELTER, J. R.; FISHER, S. G.; GRIMM, N. B. Nitrogen transport and retention in an arid land watershed: Influence of storm characteristics on terrestrial-aquatic linkages. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 76, n. 3, p. 421-440, 2005.

WHITE, P. J.; BROADLEY, M. R. Chloride in soils and its uptake and movement within the plant: A review. **Annals of Botany**, Oxford, v. 88, n. 6, p. 967-988, 2001.

WHITMORE, T. C. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: LAWRANCE, W. F.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants**: ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. Cap.1, p. 3-12.

WILLIAMS, M. R.; FISHER, T. R.; MELACK, J. M. Chemical composition and deposition of rain in the central Amazon, Brazil. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 31, n. 2, p. 207-217, 1997a.

_____. Solute dynamics in soil water and groundwater in a central Amazon catchment undergoing deforestation. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 38, n. 3, p. 303-335, 1997b.

WILSON, E. J. Foliar Uptake and Release of Inorganic Nitrogen-Compounds in Pinus-Sylvestris L and Picea-Abies (L) Karst. **New Phytologist**, London, v. 120, n. 3, p. 407-416, 1992.

WITKAMP, M. Soils as components of ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 2, p. 85-110, 1971.

WORRALL, F.; SWANK, W. T.; BURT, T. Fluxes of inorganic carbon from two forested catchments in the Appalachian Mountains. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 19, n. 15, p. 3021-3035, 2005.

ZENG, N.; YOON, J. H.; MARENGO, J. A.; SUBRAMANIAM, A.; NOBRE, C. A.; MARIOTTI, A.; NEELIN, J. D. Causes and impacts of the 2005 Amazon drought. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 3, n. 1, p. 1-9, 2008.