



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS



Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DE UM FRAGMENTO
FLORESTAL NAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA E NO
FUNCIONAMENTO DO ECOSISTEMA DE UM CÓRREGO RURAL**

JANAÍNA DE FÁTIMA FERNANDES

São Carlos, SP

2012



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais



**INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DE UM FRAGMENTO
FLORESTAL NAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA E NO
FUNCIONAMENTO DO ECOSISTEMA DE UM CÓRREGO RURAL**

JANAÍNA DE FÁTIMA FERNANDES

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka

São Carlos, SP

2012

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

F363ie

Fernandes, Janaina de Fátima.

Influência da estrutura da vegetação de um fragmento florestal nas características físicas e químicas da água e no funcionamento do ecossistema de um córrego rural / Janaina de Fátima Fernandes. -- São Carlos : UFSCar, 2012.

60p.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2012.

1. Ecologia. 2. Mata ripária. 3. Decomposição foliar. 4. Água - qualidade. 5. Zona rural. I. Título.

CDD: 574.5 (20^a)

Janáina de Fátima Fernandes

**INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DE UM FRAGMENTO
FLORESTAL NAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA E
NO FUNCIONAMENTO DO ECOSISTEMA DE UM CÓRREGO RURAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 18 de maio de 2012

BANCA EXAMINADORA

Presidente



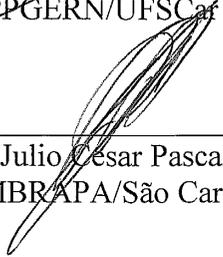
Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka
(Orientador)

1º Examinador



Prof. Dr. José Eduardo dos Santos
PPGERN/UFSCar

2º Examinador



Prof. Dr. Julio Cesar Pascale Palhares
EMBRAPA/São Carlos-SP

AGRADECIMENTOS

Sou eternamente grata a todos aqueles que, direta ou indiretamente participaram dessa importante etapa da minha vida, contribuindo com suas experiências, seus conhecimentos, com sua presença e mão amiga!

- À Universidade Federal de São Carlos, instituição em que tive o prazer de concluir a graduação e o mestrado, pelos seis anos de muito aprendizado...levarei para toda vida em meu coração.
- Ao PPGERN-UFSCar e seus funcionários pelo apoio dado para que o projeto de mestrado pudesse ser concretizado.
- À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos concedida.
- Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro ao projeto (processo 480181/2010-1, 308630/2010-6).
- Ao Instituto Florestal, por ter autorizado a realização deste estudo no Parque Estadual de Vassununga e ao pessoal do Parque.
- Ao Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka pela ótima orientação, por confiar no meu potencial e por ter paciência com as minhas dúvidas e momentos de ansiedade. Muito obrigada!
- À Prof^ª. Dra. Andréa Lúcia Teixeira de Souza, por ser mais que uma ótima orientadora, por ser uma amiga desde a época da graduação. Pelos seus ensinamentos, por me acompanhar nas idas para campo, pela sua preocupação com o andamento do projeto, pelas conversas do dia-a-dia e por ser uma verdadeira “mãezona”.
- Aos professores Luciano Lopes, Odete Rocha e Adriana Catojo pelos comentários feitos no exame de qualificação e ao Prof. Dr. José Eduardo do Santos e Prof. Dr. Julio Cesar Pascale Palhares por terem aceitado o convite para participar da banca de defesa.

- Ao Laboratório de Análise e Planejamento Ambiental - UFSCar, em especial ao Prof. Dr. Luiz Eduardo Moschini pela ajuda na elaboração do mapa da área de estudo.
- Ao Luisinho, pela grande ajuda em campo e por me ensinar um pouco de “andar no mato” e ao José Valdecir pela ajuda nas análises de amostras no laboratório.
- Ao pessoal da graduação em Gestão e Análise Ambiental - UFSCar: Alexandre, Mayara, Nícolas, Paulinho e Thiago; ao Iuri Gebara e ao Prof. Dr. Frederico Yuri Hanai por terem me ajudado em campo.
- Aos meus amigos pela convivência, pela troca de experiências, pelas conversas e por tornarem o meu dia-a-dia mais feliz.
- Ao Murillo, por estar sempre ao meu lado, por ter uma paciência gigantesca comigo nos momentos de desespero, por acabar conseguindo (à sua maneira) me acalmar, por compartilhar comigo o seu amor pela Ciência e os desafios/angústias da vida acadêmica. Obrigada por tudo!
- Aos meus familiares, em especial à minha tia Lindalva por ter sido essencial para a minha formação e por sempre torcer por mim.
- Aos meus irmãos que eu amo tanto: Dré, pelos sábios conselhos sobre a vida; Thainá e Pedrinho, pelo seu sorriso que me dá forças pra lutar.
- E finalmente àqueles sem os quais eu não estaria aqui e nada disso seria possível, meus pais Ivan e Regina, pela educação que me foi dada, por me apoiarem e por acreditarem que eu sou capaz. Amo vocês!

"Feliz aquele que transfere o que sabe e aprende o que ensina."

Cora Coralina

RESUMO

Ecossistemas ripários vêm sendo rapidamente degradados devido ao desmatamento resultante da conversão de áreas naturais para agropecuária e desenvolvimento urbano. Em áreas rurais, remanescentes de florestas podem ter grande importância para a conservação da biodiversidade e para a manutenção e melhoria das características físicas e químicas da água de córregos que cortam estes remanescentes. Neste estudo avaliamos se a distância a partir da borda da floresta e a estrutura da floresta influenciaram as características físicas e químicas da água do córrego e as taxas de decomposição foliar, uma medida da função do ecossistema. Realizamos a amostragem a partir de 150 m fora do fragmento florestal até 600 m no interior do mesmo. Avaliamos as características físicas e químicas da água, as taxas de decomposição foliar e a estrutura da floresta ripária em intervalos de 50 m até atingir 300 m no interior do fragmento, a partir daí realizamos a avaliação a cada 100 m. Avaliamos a estrutura da floresta através das medidas do diâmetro médio à altura do peito, área basal total, altura média do dossel, estratificação e densidade de árvores por trecho, e as variáveis foram posteriormente reduzidas aos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (ACP), representando dois gradientes: 1) estratificação da floresta *versus* tamanho das árvores, e 2) densidade de árvores *versus* área basal. A condutividade elétrica e as concentrações de amônio diminuíram à medida que o córrego passou ao longo do fragmento, enquanto as concentrações de oxigênio dissolvido, fósforo total, fosfato total dissolvido, fosfato orgânico e silicato, e as taxas de decomposição foliar aumentaram ao longo do fragmento, conforme determinado pelos modelos exponenciais de primeira ordem. Os resíduos destes modelos foram usados em um modelo de regressão linear com os dois primeiros eixos da ACP da estrutura da vegetação. Os trechos mais estratificados da floresta e com árvores menores, resultaram em menores valores da condutividade elétrica e das concentrações de nitrogênio total e nitrito, enquanto maior densidade de árvores resultaram em baixos níveis de fósforo total e fosfato total dissolvido, mas taxas de decomposição foliar mais elevadas. Isto sugere que a distribuição de fragmentos com qualidades da floresta diferentes, ou seja, com estruturas diferentes possivelmente influencia a qualidade da água do córrego em uma escala de bacias hidrográficas.

Palavras-chave: Vegetação ripária, taxa de decomposição foliar, qualidade da água, zona rural

ABSTRACT

Riparian ecosystems are being rapidly degraded due to deforestation for conversion of natural areas to agriculture, pasture, and urban development. In rural areas, riparian forest remnants can be very important for biodiversity conservation and for the maintenance and improvement of water physical and chemical characteristics as the deforested stream passes through these remnants. Here, we evaluated whether distance from the forest edge and forest structure influenced stream water physical and chemical characteristics and leaf breakdown rates, a measure of ecosystem function. Sampling was carried out from 150 m outside the remnant until 600 m inside the forest remnant. Water physical and chemical characteristics, leaf breakdown rates and riparian forest structure were evaluated at 50 m intervals until 300 m inside the remnant, and then each 100 m. Forest structure was evaluated by mean diameter at breast height, total basal area, mean canopy height, tree stratification, and tree density per plot; the variables were later reduced to the first two axes of a Principal Components Analysis (PCA), representing two gradients, 1) forest stratification vs. tree size, and 2) tree density vs. basal area. Electric conductivity and ammonium concentrations reduced as the stream passed through the remnant, whereas dissolved oxygen, total phosphorus, total dissolved P, organic P, silicate concentrations, and leaf breakdown rates increased along the remnant, as determined by first-order exponential models. Residual variation of these models was regressed against the first two PCA axes of forest structure. More stratified parts of the forest, with smaller trees, resulted in lower electric conductivity values and concentrations of total nitrogen and nitrite, whereas higher density of trees resulted in lower levels of total and dissolved P, but higher rates of leaf breakdown. This suggests that the distribution of fragments with different qualities of forest, with different structures possibly influences the quality of the water stream on a scale of watersheds.

Keywords: Riparian vegetation, leaf breakdown rate, water quality, rural landscapes

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. JUSTIFICATIVA	15
3. HIPÓTESES	16
4. OBJETIVOS	17
5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
5.1 Relação entre a estrutura da floresta ripária e as características físicas e químicas da água	18
5.2 Relação entre a distância a partir da borda do fragmento de floresta ripária e as características físicas e químicas da água	20
5.3 Relação entre a estrutura da floresta ripária e a distância em direção ao interior do fragmento florestal com a função do ecossistema	22
6. MATERIAIS E MÉTODOS	23
6.1 Área de estudo	23
6.2 Amostragem	25
6.2.1 Características físicas e químicas da água.....	26
6.2.2 Avaliação da função do ecossistema lótico.....	27
6.2.3 Estrutura da vegetação	28
6.3 Análise de dados	30
7. RESULTADOS	32
7.1 Características físicas e químicas da água	32
7.2 Avaliação da função do ecossistema lótico	34
7.3 Estrutura física da floresta ripária	34
7.4 Relação entre a distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária e as características físicas e químicas da água	36
7.5 Relação entre a estrutura da floresta ripária e as características físicas e químicas da água	39
7.6 Relação entre a estrutura da vegetação e a distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária com a função do ecossistema	42
8. DISCUSSÃO	44
8.1 Estrutura física da floresta ripária	44

8.2 Relação entre a estrutura da vegetação e a distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária com as características físicas e químicas da água.....	45
8.2.1 Relação entre a distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária e as características físicas e químicas da água.....	45
8.2.2 Relação entre a estrutura da floresta ripária e as características físicas e químicas da água.....	47
8.3 Relação entre a estrutura da vegetação e a distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária com a função do ecossistema.....	49
9. CONCLUSÃO.....	52
10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	53

1. INTRODUÇÃO

As alterações no uso da terra têm mudado drasticamente as paisagens de zonas rurais, principalmente através do desmatamento de áreas florestais para o plantio e pastagem (ALLAN, 2004). Em paisagens rurais altamente impactadas, fragmentos florestais muitas vezes são os únicos remanescentes da cobertura florestal original. No Estado de São Paulo (sudeste brasileiro), apenas cerca de 13% da floresta original ainda persiste muitas vezes na forma de fragmentos (RODRIGUES & BONONI, 2008). Em todo o estado há hoje mais de 92 000 fragmentos florestais (RODRIGUES & BONONI, 2008; METZGER & RODRIGUES, 2008).

A fragmentação florestal pode atingir as zonas ripárias e as alterações nessas zonas são importantes, visto que elas representam a conexão entre os sistemas terrestres e aquáticos (KOMINOSKI *et al.*, 2011). Considerando a bacia hidrográfica como um todo, o desmatamento das zonas ripárias pode ter um efeito desproporcionalmente grande nas características físicas e químicas da água, maior do que o desmatamento em áreas mais distantes dos cursos d'água (TABACCHI *et al.*, 1998; JOHNSON *et al.*, 1997; STEWART *et al.*, 2001). Em algumas regiões brasileiras, o desmatamento das florestas ripárias tem levado à extinção de córregos, com graves consequências para a manutenção das bacias hidrográficas (FARIA & MARQUES, 1999). Os efeitos da fragmentação podem ocorrer tanto ao nível da paisagem, influenciando a hidrologia e fluxos de nutrientes na bacia (SHANDAS & ALBERTI, 2009) quanto numa escala local, pois a presença de grandes fragmentos pode alterar as características físicas e químicas da água e influenciar a biodiversidade dos córregos (STOREY & COWLEY, 1997; SCARSBROOK & HALLIDAY, 1999).

Estudos recentes têm proposto que medidas da estrutura da vegetação podem ser utilizadas para avaliar a qualidade do habitat ripário (MUNNÉ *et al.*, 2003; AGUIAR *et al.*, 2009). Diferenças na estrutura das florestas ripárias podem influenciar o movimento da água de superfície e subsuperfície, de forma que diferentes estruturas das florestas ripárias podem ser mais ou menos eficazes na retenção de nutrientes e, conseqüentemente, em impedirem que estes atinjam os corpos d'água (HOFFMANN *et al.*, 2009). Embora os efeitos da composição da zona ripária em diferentes formas de crescimento (proporção de árvores, gramíneas e cobertura do dossel) nas características físicas e químicas da água tenham sido estudados, há poucos estudos avaliando se as diferenças na estrutura da floresta (diferenças na densidade de árvores, altura média,

estratificação, diâmetro médio a altura do peito e área basal total) também influenciam as características físicas e químicas da água. Outro ponto crucial dos estudos diz respeito ao tamanho do fragmento florestal. Grande parte dos estudos relacionados ao efeito das florestas ripárias nas características físicas e químicas da água avaliam o efeito da largura das florestas ripárias, mas não avaliam o efeito da variação longitudinal, ou seja, não avaliam as mudanças que podem ocorrer nessas características à medida que o córrego atinge o interior do fragmento de floresta ripária.

O efeito das alterações da vegetação ripária nos ecossistemas de córregos também tem sido estudado através da avaliação do funcionamento destes ecossistemas. Tal avaliação pode ser realizada através da análise das funções do ecossistema, ou seja, através da análise das propriedades biológicas e de habitat ou dos processos que ocorrem nos ecossistemas (COSTANZA *et al.*, 1997). Avaliações das funções podem revelar mais características das respostas dos ecossistemas do que simplesmente as medidas dos componentes estruturais comumente usadas, como as baseadas em diversidade de espécies e na presença ou ausência de indicadores de espécies (RIIPINEN *et al.*, 2009). Isto decorre do fato de as funções dos ecossistemas poderem envolver processos em parte biológicos e, portanto qualquer impacto sobre os organismos pode se refletir nesses processos (GESSNER & CHAUVET, 2002).

A maioria dos estudos conduzidos nos trópicos, especialmente no Brasil, utiliza uma divisão dicotômica entre áreas degradadas *versus* preservadas para examinar o efeito da zona ripária nas características físicas e químicas da água (ARCOVA & CICCIO, 1999; BUENO *et al.*, 2005; DONADIO *et al.*, 2005; CORBI *et al.*, 2006). CARVALHO *et al.* (2000) foram uns dos poucos que avaliaram o efeito de três diferentes tipos de vegetação (pasto, floresta secundária e floresta preservada) de dois córregos na região central do estado de São Paulo. Eles mostraram que algumas características físicas e químicas da água foram significativamente diferentes nos três tipos de vegetação e que tais características foram provavelmente alteradas por regiões de floresta ripária ou pela distância percorrida.

Há um esforço crescente na restauração das florestas ripárias visando a proteção dos corpos d'água no mundo inteiro. O desenvolvimento e manejo das zonas ripárias têm sido considerados uma opção viável para o controle da poluição da água dos córregos (ANBUMOZHI *et al.*, 2005). No Brasil, o governo do Estado de São Paulo tem entre seus projetos ambientais o "Projeto Mata Ciliar", cujo objetivo é aumentar a cobertura de vegetação nativa de 13,9 para 20,0% nos próximos 25 anos,

especialmente em áreas ripárias (VON GLEHN *et al.*, 2008). A Agência Nacional de Águas vem implantando o “Programa Produtor de Água” em diversas regiões, visando a recuperação e conservação de florestas ripárias (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2009).

2. JUSTIFICATIVA

As zonas ripárias representam uma das mais importantes conexões entre escalas espaciais por efetivamente constituírem a zona de transição entre sistemas terrestres e aquáticos, influenciando fortemente a estrutura e as funções dos ecossistemas lóticos (TRAN *et al.*, 2010). Assim, os impactos oriundos das atividades antrópicas sobre essas zonas podem provocar alterações nas características dos córregos e afetar a qualidade da água.

Apesar dos benefícios que estudos avaliando o efeito de florestas ripárias nos córregos podem trazer para a formulação de planos de manejo em bacias hidrográficas, poucos têm avaliado o efeito da estrutura das florestas ripárias nas alterações das características da água, especialmente em sistemas tropicais (MERRITT *et al.*, 2010). O presente estudo pode permitir uma melhor compreensão dos efeitos de remanescentes florestais nas características físicas e químicas da água e nas funções dos ecossistemas de córregos em bacias hidrográficas de regiões tropicais dominadas por áreas rurais. Dessa forma, pode contribuir para o desenvolvimento de estratégias mais efetivas de planejamento e restauração dos recursos hídricos.

3. HIPÓTESES

a) Ocorrem alterações graduais nas características físicas e químicas da água e na função do ecossistema do córrego à medida que ele atinge o interior do fragmento florestal.

b) Determinadas características da estrutura da vegetação ripária podem influenciar as características físicas e químicas da água e a função do ecossistema do córrego.

4. OBJETIVOS

Neste estudo avaliamos se ocorrem alterações graduais nas características físicas e químicas da água e na função do ecossistema de um córrego rural tropical no sudeste brasileiro, à medida que ele atinge o interior de um fragmento florestal. Para isso, avaliamos a relação entre a distância em direção ao interior do fragmento florestal e as características físicas e químicas da água e a função do ecossistema do córrego.

Além disso, buscamos avaliar os efeitos de determinadas características estruturais da floresta ripária na alteração das características físicas e químicas da água e na função do ecossistema do córrego. Para avaliar tais efeitos, verificamos a relação entre as características estruturais da floresta ripária e as características físicas e químicas da água e a função do ecossistema do córrego.

5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

5.1 Relação entre a estrutura da floresta ripária e as características físicas e químicas da água

As florestas ripárias de regiões tropicais são caracterizadas como formações de alta heterogeneidade florística e de grande diversidade de espécies. Mesmo em pequenas escalas espaciais, são encontradas grandes variações em estrutura e composição de espécies das comunidades de florestas ripárias no Brasil (RODRIGUES & NAVE, 2000). Algumas das causas da heterogeneidade das comunidades vegetais localizadas ao longo dos cursos d'água incluem a topografia, a frequência e intensidade de inundações, o tipo de solo e condições de drenagem, além de outras condições ambientais como a influência da matriz em que a floresta está inserida e o histórico de perturbação da região (CAMPOS & SOUZA, 2002). As florestas ripárias em uma bacia hidrográfica podem diferir em várias características, incluindo altura, área basal e estratificação dependendo do uso da terra predominante na área (TABACCHI *et al.*, 2000; NAIMAN *et al.*, 2005).

As zonas ripárias são consideradas importantes corredores para o movimento da fauna ao longo da paisagem, para a dispersão vegetal (JOHNSON *et al.*, 1999; LIMA & GASCON, 1999; BERTANI *et al.*, 2001) e como fontes de sementes para o processo de regeneração natural (TABACCHI *et al.*, 1998; KAGEYAMA & GANDARA, 1998; NAIMAN *et al.*, 2005) pelo fato de ocorrerem nessas áreas tanto espécies tipicamente ripárias quanto espécies de formações florestais adjacentes. Além disto, as zonas ripárias podem contribuir para a redução do escoamento superficial e erosão das margens; para alterações nas características físicas e químicas da água; para o processamento de nutrientes e para o aumento da complexidade do habitat e disponibilidade de alimentos (NAIMAN *et al.*, 2005; LEES & PERES, 2008; MERRITT *et al.*, 2010; MISERENDINO *et al.*, 2011).

A influência que a zona ripária pode exercer nas características físicas e químicas da água varia entre ecossistemas de água doce e é em parte determinada pela estrutura da vegetação nestas áreas (KLAPPROTH & JOHNSON, 2000). As variáveis físicas e químicas da água podem ser influenciadas pela vegetação ripária através de processos diretos e indiretos. A absorção de nutrientes pela zona radicular da vegetação

riparia pode influenciar diretamente o suprimento de nutrientes na água que flui através das zonas ripárias (DOSSKEY *et al.*, 2010).

A vegetação apresenta uma demanda relativamente grande por nitrogênio e uma demanda menor por outros elementos minerais, como o fósforo (MENGEL & KIRKBY, 1982). Altas concentrações de nitrogênio e fósforo são preocupantes em rios, lagos e represas já que elas podem desencadear alterações nesses ecossistemas. Estudos apontam que as taxas de absorção de nitrogênio pelas árvores e pela vegetação herbácea em zonas ripárias enriquecidas com esse elemento alcançaram 170 kgN. ha^{-1} por ano (PETERJOHN & CORRELL, 1984). Para o fósforo, a estimativa atingiu 49 kgP. ha^{-1} por ano (PETERJOHN & CORRELL, 1984; KELLY *et al.*, 2007).

A magnitude do processo de absorção de nutrientes pela vegetação varia de acordo com a sua idade (DOSSKEY *et al.*, 2010). A vegetação jovem apresenta uma taxa de absorção de nutrientes maior, uma vez que está acumulando biomassa (ERICSSON, 1994). As folhas e raízes finas contêm concentrações de fósforo e nitrogênio relativamente maiores do que outras partes da planta. À medida que a vegetação amadurece e a cobertura de folhas ocupa totalmente o dossel, a biomassa de folhas e raízes finas cresce vagarosamente e a demanda pela absorção de nutrientes diminui (VITOUSEK & REINERS, 1975; BOGGS & WEAVER, 1994). Os nutrientes assimilados são estocados em tecidos vivos até a morte e decomposição da vegetação. A queda periódica de folhas, com a formação de serrapilheira libera apenas parte do nitrogênio e fósforo que contêm durante seu estágio de atividade fisiológica porque esses nutrientes são remobilizados para ramos, caules e troncos antes da senescência (ERICSSON, 1994). Através da queda de folhas e galhos nos canais dos córregos, a vegetação ripária também desempenha um importante papel na entrada direta de substâncias, uma vez que esses resíduos de vegetação são decompostos e fornecem matéria orgânica para o ambiente. A composição química dos córregos pode ser manejada efetivamente através da seleção de tipos de vegetação, entretanto isso permanece incerto porque poucos estudos têm sido realizados nessa área (DOSSKEY *et al.*, 2010).

A vegetação ripária influencia indiretamente as características físicas e químicas da água, uma vez que pode alterar processos de erosão e deposição de sedimentos e o fluxo de matéria orgânica e produtos químicos dentro dos canais (DOSSKEY *et al.*, 2010). Caules de árvores, fragmentos de raiz e ramos podem se acumular no canal do córrego e promover uma diminuição da velocidade do fluxo da

água e, conseqüentemente, influenciar a deposição de sedimentos (HARMON *et al.*, 1986). As raízes de espécies vegetais de grande porte também podem alterar a estrutura do solo, diminuir a erosão e estabilizar as margens dos córregos (CASTELLE *et al.*, 1994). O grau com que a vegetação estabiliza as margens é determinado pela força fluvial e pelas características geomorfológicas da área (DOSSKEY *et al.*, 2010).

A capacidade da vegetação estabilizar a margem dos córregos, reduzir o escoamento superficial e aumentar a taxa de infiltração da água varia também com o tipo e densidade da vegetação (JIN *et al.*, 2000). Em geral, a vegetação herbácea protege os solos superficiais da erosão pelo escoamento superficial e inundações, enquanto que a vegetação lenhosa pode ser melhor para estabilizar margens altas e íngremes (LYONS *et al.*, 2000). Uma alta densidade de árvores pode suprimir o crescimento herbáceo e, se este não for substituído suficientemente por serrapilheira lenhosa, pode provocar a redução da infiltração e deposição de sedimentos, além de expor o solo ripário à maior erosão (ABRAHAMS *et al.*, 1995; PARSONS *et al.*, 1996; LYONS *et al.*, 2000; MCKERGOW *et al.*, 2004). As florestas maduras são compostas por um mosaico de áreas com dossel fechado e de clareiras, permitindo a entrada de luz suficiente para o desenvolvimento de sub-bosque e de vegetação densa ao nível do solo (gramíneas e outras herbáceas). Essas características são muitas vezes consideradas mais efetivas na cobertura do solo devido à possibilidade de aumentarem a retenção de sedimento e minimizarem a erosão das margens.

A compreensão dos processos de interação entre a vegetação ripária e as características físicas e químicas da água é importante para que efetivamente a vegetação possa ser utilizada como um indicador de preservação da água e para medir com precisão as perspectivas para a melhoria de suas características físicas e químicas através da recuperação da vegetação permanente (DOSSKEY *et al.*, 2010).

5.2 Relação entre a distância a partir da borda do fragmento de floresta ripária e as características físicas e químicas da água

O tamanho do fragmento de floresta ripária, não só em relação a largura como também ao comprimento, pode ser um fator essencial para a avaliação da influência desses fragmentos nas características físicas e químicas da água. A distância necessária para alterar as características do córrego pode ser variável, dependendo da característica avaliada (STOREY & COWLEY, 1997). Os fragmentos florestais devem

apresentar um tamanho suficiente para fornecer as condições necessárias para a recuperação do córrego (SCARSBROOK & HALLIDAY, 1999).

Rutherford *et al.* (1997) compararam as características físicas e químicas da água em trechos do córrego acima da área de floresta nativa e por distâncias cada vez maiores após uma zona de transição entre a pastagem e a floresta. Eles mostraram que o aumento do sombreamento no canal pode ser alcançado através de distâncias relativamente curtas, enquanto a alteração da temperatura pode exigir centenas de metros de floresta ripária. Scarsbrook & Halliday (1999) analisaram córregos de primeira ordem localizados em pastos e verificaram que as características físicas da água eram restauradas cerca de 300 m após os córregos adentrarem os fragmentos florestais. Já as variáveis químicas da água não mudaram rapidamente na transição entre pastagem e floresta e a uma distância de 300 m no interior do remanescente de floresta, as características químicas da água foram ainda diferentes daquelas encontradas em córregos com floresta contínua (SCARSBROOK & HALLIDAY, 1999). Harding *et al.* (2006) estudaram córregos de terceira ordem passando por distâncias entre 250 e 350 m no interior de fragmentos florestais, mas não encontraram diferenças nas características físicas e químicas da água dos córregos entre trechos localizados no interior, à montante e à jusante dos fragmentos. Entretanto, estes trechos foram mais rasos e assoreados e a água apresentou maior condutividade elétrica e temperatura do que em trechos de córregos localizados em floresta contínua.

Todos esses estudos foram realizados em regiões temperadas e o funcionamento de sistemas ripários como um todo, assim como dos sistemas lóticos pode diferir entre regiões tropicais e temperadas devido a diferenças na estrutura das comunidades e nas funções dos ecossistemas (BOULTON *et al.*, 2008). Logo, é importante que não sejam feitas generalizações, e uma melhor compreensão destes padrões em sistemas tropicais pode contribuir para um melhor gerenciamento dos recursos hídricos através da melhoria de estratégias de planejamento rural que levem em consideração os efeitos espaciais de remanescentes florestais e áreas ripárias restauradas.

5.3 Relação entre a estrutura da floresta ripária e a distância em direção ao interior do fragmento florestal com a função do ecossistema

A função dos ecossistemas de córregos pode ser avaliada através de uma medida relativamente fácil de ser obtida, a taxa de decomposição foliar. A serrapilheira alóctone desempenha um papel fundamental nos córregos e os efeitos da influência antropogênica sobre a decomposição da serrapilheira têm sido demonstrados em alguns estudos (GESSNER & CHAUVET, 2002).

Os processos de decomposição da matéria orgânica têm forte influência nos ecossistemas aquáticos, uma vez que reciclam nutrientes e elementos químicos e sustentam diversas cadeias alimentares (VANNOTE *et al.*, 1980, TAKEDA & ABE, 2001). Diversas fases estão envolvidas nestes processos, incluindo o consumo por diversos organismos, abrasão física, entre outros (SWIFT *et al.*, 1979). As taxas de decomposição resultantes podem ser influenciadas, portanto, por processos físicos, químicos e biológicos e refletirem diferenças nas condições ambientais (WEBSTER & BENFIELD, 1986). Apesar das taxas de decomposição serem atualmente consideradas um dos melhores indicadores da integridade de ecossistemas (GESSNER & CHAUVET, 2002), a sua aplicação na avaliação de áreas degradadas em regiões tropicais ainda é incipiente.

A maior parte dos estudos, realizados em regiões temperadas, busca comparar as taxas de decomposição foliar entre ambientes degradados e preservados ou entre tipos vegetacionais diferentes. Por exemplo, um estudo realizado no sudeste dos Estados Unidos avaliou as taxas de decomposição foliar em córregos de áreas agrícolas, córregos com floresta e córregos de áreas urbanas, com densidades similares de macroinvertebrados fragmentadores, encontrando maiores taxas de decomposição nos córregos de áreas agrícolas e urbanas (PAUL *et al.*, 2006). Essa taxa de decomposição acelerada nos dois ambientes foi atribuída a fatores diferentes: em córregos agrícolas foi devido ao aumento da atividade biológica como resultado do enriquecimento de nutrientes, enquanto em córregos urbanos foi resultado da fragmentação física das folhas resultante de um maior escoamento de águas pluviais (PAUL *et al.*, 2006).

Os estudos enfocando a avaliação das taxas de decomposição foliar como indicadores de qualidade ambiental são muito escassos, mas podem contribuir substancialmente para esclarecer questões sobre as funções de ecossistemas e avaliações de impacto ambiental em córregos.

6. MATERIAIS E MÉTODOS

6.1 Área de estudo

Conduzimos este estudo no Parque Estadual de Vassununga (PEV), no município de Santa Rita do Passa Quatro, entre as coordenadas 21°20' e 21°55'S e 47°32' e 47°40'W (Figura 1). A área pertence à bacia do Rio Mogi-Guaçu, a qual faz parte da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Mogi-Guaçu (UGRHI-9), no nordeste do Estado de São Paulo.

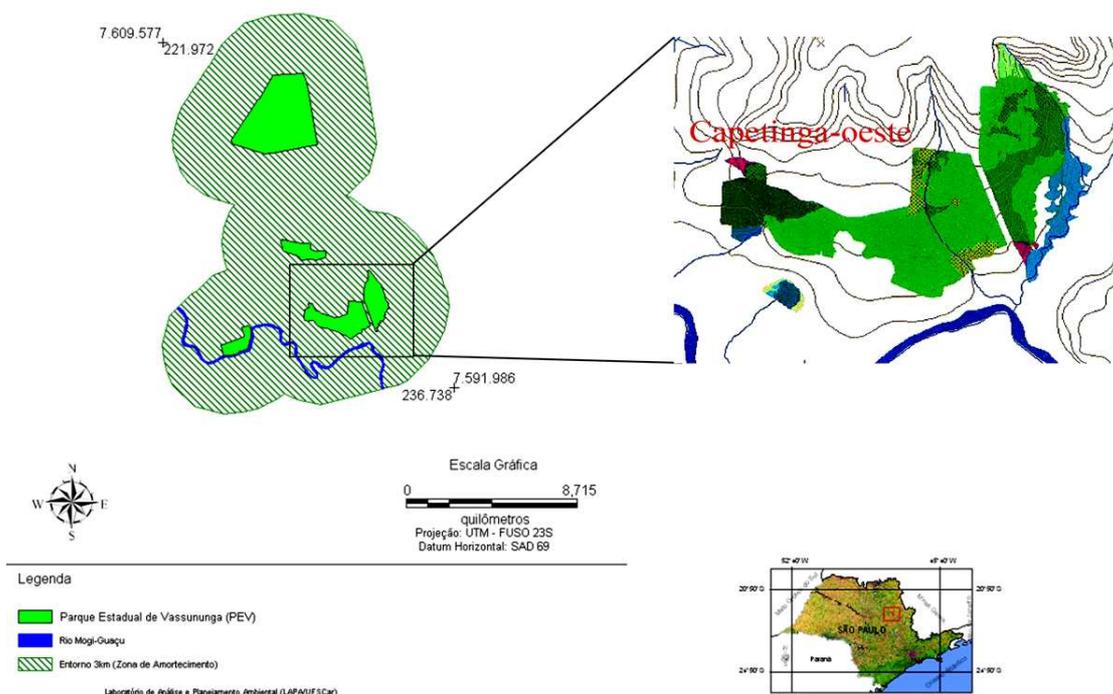


Figura 1. Localização regional do Parque Estadual de Vassununga, com destaque para a Gleba Capetinga Oeste. Modificado de São Paulo (2009).

O clima da região é do tipo Cwa: C de Köppen (SETZER, 1966) com temperaturas médias mensais que variam entre 17,6°C em julho e 23,5°C em fevereiro, e precipitação anual média de 1478 mm mais concentrada no verão (PIVELLO & VARANDA, 2005).

O Parque Estadual de Vassununga está inserido na zona de contato entre a Cuesta Basáltica, com altitudes de 700 a 780 m, e a Depressão Periférica (Zona Mogi

Guaçu), que apresenta altitudes de 540 a 650 m. O solo do tipo Latossolo vermelho distroférico/ Latossolo vermelho e Latossolo vermelho-amarelo, com a ocorrência de Neossolos e Gleissolos nas áreas próximas aos cursos d'água (PIVELLO & VARANDA, 2005).

As fisionomias presentes no Parque são: cerrado, floresta estacional semidecidual, floresta ripária e campo úmido, ocupando seis glebas (Pé-de-Gigante, Praxedes, Capetinga Leste, Capetinga Oeste, Capão da Várzea e Maravilha) inseridas em uma matriz predominantemente de culturas perenes, cana-de-açúcar e pasto antrópico (KORMAN, 2003). Mais especificamente, conduzimos este estudo na gleba Capetinga Oeste (Figura 2) a qual apresenta área total de 327,83 ha e é cortada por um córrego, o Córrego da Gruta. Este córrego nasce fora da gleba, em meio à plantação de cana-de-açúcar (Figuras 3a e 3b) e percorre cerca de 1 km no interior do fragmento florestal (Figura 3c). Sua foz também localiza-se em área agrícola, fora do fragmento.



Figura 2. Vista geral da Gleba Capetinga Oeste em meio a plantação de cana-de-açúcar.

(Foto: Frederico Hanai, 2011)

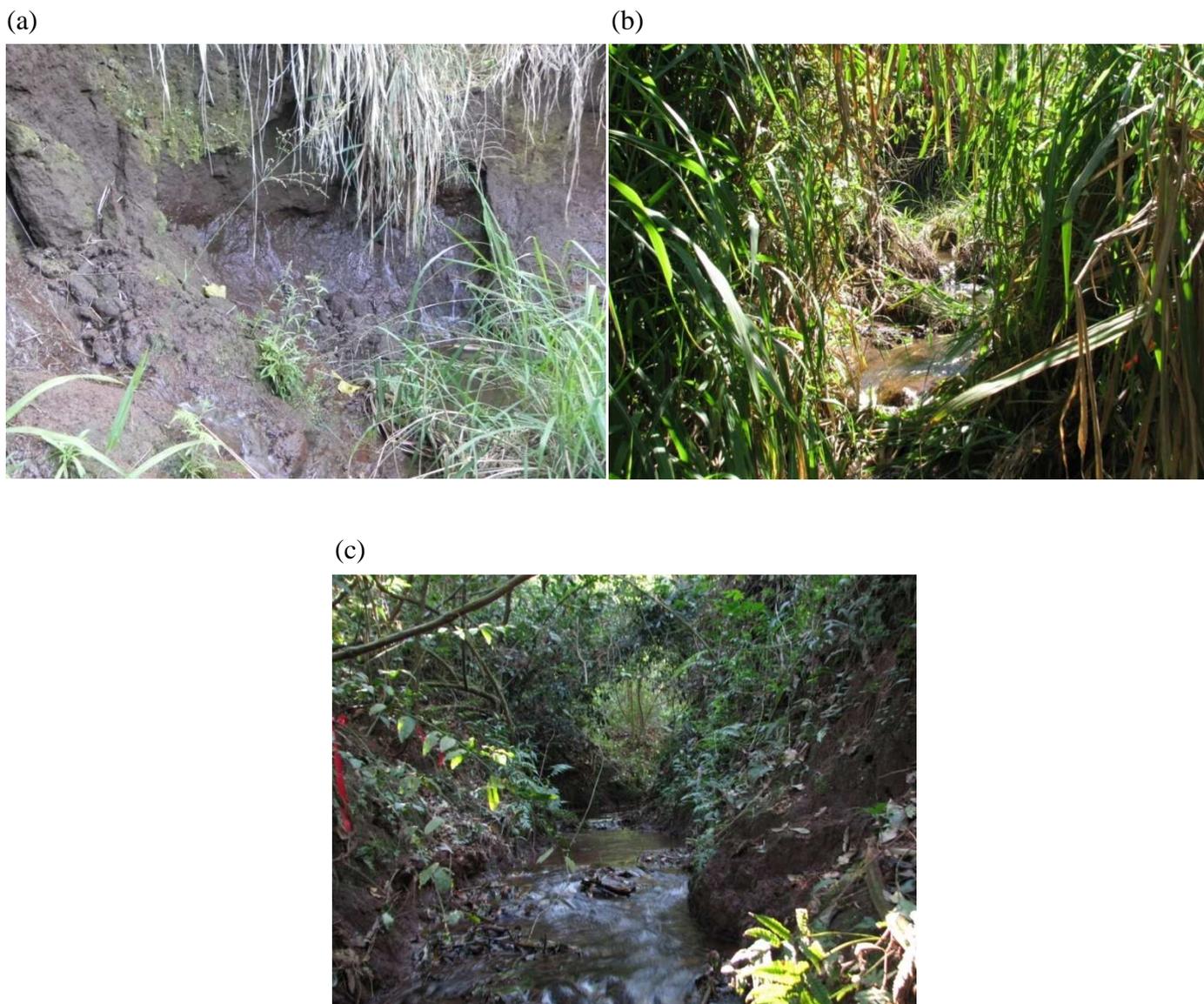


Figura 3. Nascente do córrego na plantação de cana-de-açúcar (a) e percorrendo em meio à plantação (b) e no interior do fragmento florestal (c). (Fotos: Frederico Hanai e Cristiane Suga, 2011)

6.2 Amostragem

Conduzimos a amostragem até 600 m partindo da borda em direção ao interior do fragmento, ao longo do Córrego da Gruta. Dividimos estes 600 m em trechos de 50 m contíguos, iniciando-se na borda do fragmento em direção ao seu interior, sentido montante a jusante. A partir dos 300 m a partir da borda, os trechos passaram a ser de 100 m e não mais de 50 m. Marcamos o início do primeiro trecho exatamente na borda do fragmento de floresta, considerada como marco zero. Foram nove trechos:

trecho entre 0-50 m, 50-100 m, 100-150 m, 150-200 m, 200-250 m, 250-300 m, 300-400 m, 400-500 m e 500-600 m.

6.2.1 Características físicas e químicas da água

Para a avaliação das características físicas e químicas da água realizamos três coletas, duas em junho e uma em agosto de 2011 (estação seca). Foram amostrados dois pontos fora do fragmento florestal, em que o córrego corre em meio à plantação de cana de açúcar (a 50 e 100 m do marco zero), no marco zero e nos pontos localizados no final de cada trecho no interior do fragmento ou seja, a cada 50 m (Figura 4). A partir dos 300 m a partir da borda do fragmento, realizamos a avaliação das características físicas e químicas da água a cada 100 m.

Medimos as seguintes variáveis físicas e químicas: pH, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD) e as concentrações dos nutrientes: nitrogênio total (NT), amônio, nitrito, nitrato, fósforo total (PT), fosfato total dissolvido (PO_4 tot. dissolv.), fosfato inorgânico (PO_4 inorg.), fosfato orgânico (PO_4 org.) e silicato. Realizamos três leituras em cada ponto, a fim de obter representatividade da amostra. Medimos o pH e a condutividade elétrica utilizando uma sonda multiparâmetros Horiba U-10 e determinamos o oxigênio dissolvido através de um oxímetro modelo YSI 55. Para a determinação das concentrações de nutrientes, coletamos amostras de água nos pontos de amostragem, resfriamos no local e encaminhamos para o Laboratório de Limnologia do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos. Obtivemos as concentrações de nitrato e amônio com base em métodos colorimétricos (MACKERETH *et al.*, 1978; KOROLEFF, 1976, respectivamente) e as concentrações de nitrito foram obtidas com base no método descrito por Golterman *et al.* (1978). Determinamos as concentrações de nitrogênio total e fósforo total através da metodologia descrita por Valderrama (1981). Obtivemos as concentrações de fosfato (fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico) conforme metodologia descrita por Strickland & Parsons (1960). Finalmente, determinamos as concentrações de silicato segundo procedimentos propostos por Golterman *et al.* (1978).

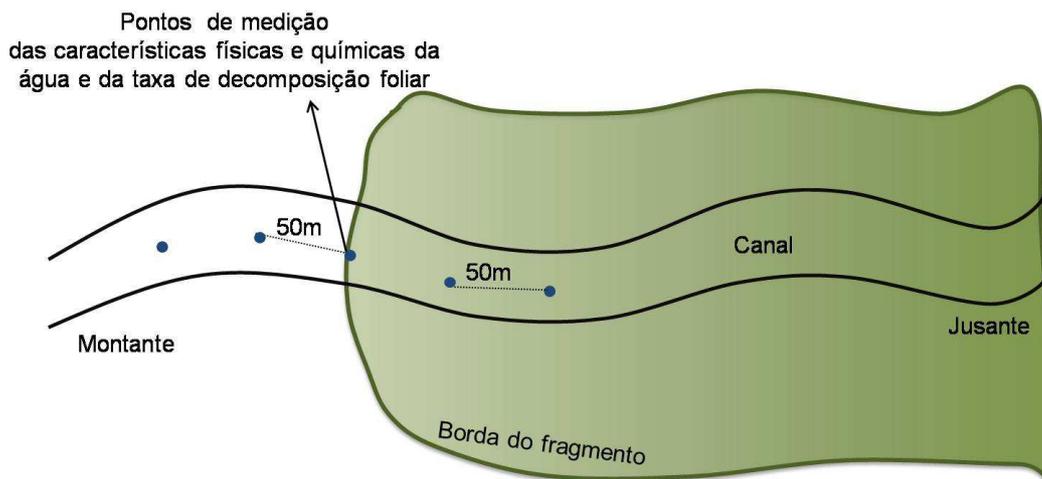


Figura 4. Pontos de medição das variáveis físicas e químicas da água e da taxa de decomposição foliar.

6.2.2 Avaliação da função do ecossistema lótico

Para avaliar se houve alterações no ecossistema em função da presença do fragmento florestal, fizemos a medição da taxa de decomposição foliar, medida comumente utilizada para avaliar a saúde dos ecossistemas lóticos (GESSNER & CHAUVET, 2002).

Para estimar a taxa de decomposição de folhas, utilizamos sacos de 10 x 15 cm construídos com nylon de malha de 5 mm. Estes sacos são recomendados para estudos de decomposição por possibilitarem um número adequado de réplicas, terem baixo custo e serem amplamente usados, o que permite a comparação com resultados de estudos realizados em outras regiões (GESSNER & CHAUVET, 2002; BENFIELD, 2006). Preenchemos os sacos com 5 g de folhas de *Cecropia pachystachya* Trécul (embaúba), espécie comum nas florestas ripárias da região. Secamos previamente as folhas ao ar livre e em temperatura ambiente para aumentar a precisão dos resultados com relação ao peso inicial. Colocamos cinco réplicas (cinco sacos) nos mesmos pontos de amostragem das características físicas e químicas da água, no fundo do córrego presos por uma estaca metálica (Figura 5). Após 28 dias, retiramos cuidadosamente os sacos do córrego, colocamos em sacos plásticos e levamos para o laboratório, onde lavamos cada amostra em bandeja para retirar os macroinvertebrados que vieram junto com as folhas. Secamos as folhas em estufa a 70 °C até estabilizar sua massa. Determinamos a massa final usando uma balança com precisão de 0,001 g.

Estimamos as taxas de decomposição usando o modelo exponencial (1), segundo Olson (1963) e Benfield (2006):

$$Y_t = Y_0 e^{-kt} \quad (1)$$

onde:

Y_t = massa seca após t dias

Y_0 = massa seca inicial

k = taxa de decomposição foliar (g/dia)



Figura 5. Saco de nylon com folhas de *Cecropia pachystachya* Trécul. (Foto: Cristiane Suga, 2011)

6.2.3 Estrutura da vegetação

Realizamos a amostragem da estrutura da vegetação nos trechos situados entre os pontos amostrais da água do córrego. Em cada trecho, marcamos aleatoriamente quatro parcelas de 10 x 10 m, totalizando 36 parcelas (Figura 6). A partir

dos 300 m a partir da borda, realizamos a amostragem da estrutura da vegetação apenas nos trechos entre 350-400 m, 450-500 m e 550-600 m, uma vez que passamos a realizar a amostragem das características físicas e químicas da água a cada 100 m. Como componentes da estrutura de comunidades de espécies arbóreo-arbustivas usamos as variáveis: diâmetro à altura do peito (DAP) médio das árvores, altura média do dossel, estratificação vertical, área basal total e a densidade de árvores.

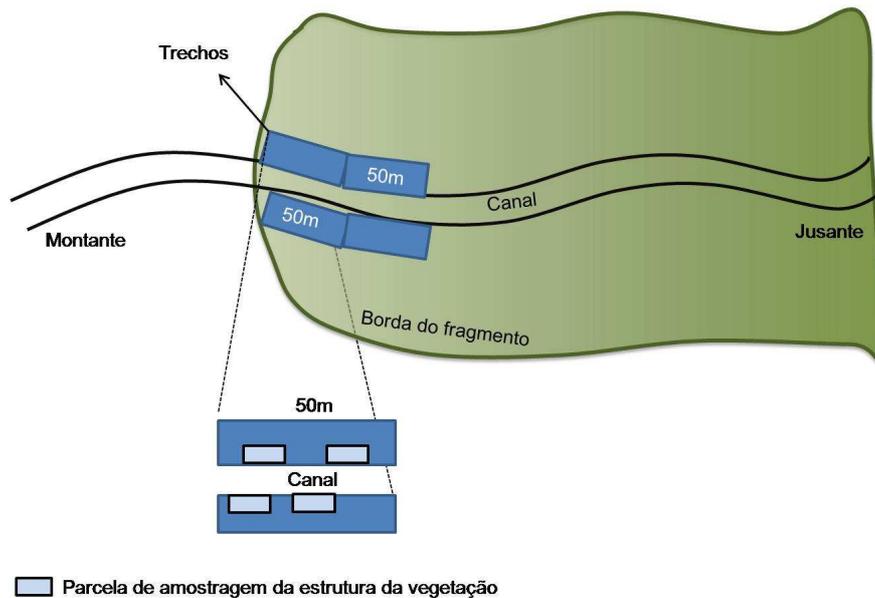


Figura 6. Parcelas de amostragem da estrutura da vegetação.

Com o auxílio de uma fita métrica, medimos a circunferência das árvores presentes nas parcelas a fim de verificar seu DAP. Marcamos todos os indivíduos que apresentaram $DAP \geq 3$ cm com lacres numerados. Fixamos tais lacres nas árvores por meio de um gancho, o qual foi cuidadosamente rosqueado no tronco (Figura 7). Em seguida, obtivemos a altura total de cada árvore usando-se um hipsômetro digital a laser.



Figura 7. Lacre numerado rosqueado no tronco da árvore. (Foto: Janaína Fernandes, 2011)

Utilizamos os dados de DAP e altura para fazer as estimativas de estratificação da floresta (um índice relativo estimado através do coeficiente de variação das alturas máximas dos indivíduos), da altura média do dossel e da área basal total de árvores (estimada a partir do somatório da área basal à altura do peito de todos os indivíduos de cada trecho). Estimamos a densidade de árvores através do número total de indivíduos por 0,01 ha.

6.3 Análise de dados

Para avaliar se a estrutura da vegetação ripária variou ao longo do fragmento utilizamos uma Análise de Componentes Principais (ACP) usando as médias dos valores das variáveis da estrutura da vegetação de cada trecho amostrado. Após testar a normalidade, transformamos as médias dos valores de altura e DAP para ln, enquanto os valores da área basal total, densidade e estratificação não foram transformados. Todas as variáveis foram posteriormente normalizadas para apresentarem médio zero e uma unidade de desvio padrão. Para avaliar se houve relação entre os eixos da ACP da vegetação e a distância a partir da borda para o interior do fragmento utilizamos uma Análise de Correlação de Spearman.

Como a análise de correlação de Spearman mostrou que não houve correlação entre os eixos da ACP da vegetação ripária e a distância a partir da borda em

direção ao interior do fragmento ($r = -0,42$ e $r = 0,38$ para o primeiro e segundo eixo, respectivamente), avaliamos separadamente seus efeitos através da seguinte estratégia. Para avaliar o efeito do fragmento florestal nas alterações das variáveis da água e na função do ecossistema à medida que o córrego entra no fragmento (efeito da distância), ajustamos um modelo exponencial de primeira ordem (2), tal como sugerido por Lim *et al.* (1998) e Harding *et al.* (2006):

$$y = y_0 + Ae^{-x/t} \quad (2)$$

onde A e t são constantes e x é a distância ao longo do gradiente longitudinal, de 100 m antes do fragmento até 600 m para dentro do fragmento. Este modelo não-linear foi ajustado por iteração, usando o algoritmo de Levenberg-Marquadt através do software OriginPro 8.0, conforme Seber & Wild (2003). Para cada variável analisada, os resíduos foram posteriormente usados como variável dependente em um modelo de regressão linear com os dois primeiros eixos da ACP da estrutura da vegetação como variáveis independentes, para avaliar se após retirar os efeitos da distância ao longo do córrego ainda havia informação que pudesse ser explicada pela estrutura da vegetação.

Os valores das variáveis dependentes foram as médias dos valores das variáveis físicas e químicas da água de três coletas, para cada trecho amostrado, e os valores da taxa de decomposição (k) registradas em cada trecho.

7. RESULTADOS

7.1 Características físicas e químicas da água

As médias de três coletas dos valores das características físicas e químicas da água do Córrego da Gruta medidas estão organizadas na Tabela 1. Os valores de pH (\pm desvio padrão) variaram entre 5,89 ($\pm 0,23$) e 6,49 ($\pm 0,07$), aproximando-se da neutralidade. As concentrações de OD (\pm desvio padrão) variaram entre 7,43 ($\pm 0,01$) e 8,12 ($\pm 0,16$) mg.L⁻¹. As concentrações de amônio (\pm desvio padrão) variaram entre 8,87 ($\pm 3,8$) e 10,69 ($\pm 4,4$) µg.L⁻¹. O nitrito (\pm desvio padrão) variou entre 0,05 ($\pm 0,03$) e 0,19 ($\pm 0,24$) µg.L⁻¹, enquanto o nitrato (\pm desvio padrão) apresentou variação de 15,83 ($\pm 5,1$) a 23,07 ($\pm 12,7$) µg.L⁻¹. As concentrações de fósforo total (\pm desvio padrão) variaram entre 29,23 ($\pm 10,8$) e 45,76 ($\pm 24,8$) µg.L⁻¹. Para todas as variáveis cujos valores máximos estão recomendados na Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357, de 17 de março de 2005 para corpos de água doce classe 1, os valores registrados estavam abaixo do limite máximo recomendado, indicando boa qualidade de água. Somente nos pontos -100, -50 e 0, o pH apresentou valores um pouco abaixo do limite de 6,0 recomendado pela Resolução.

Tabela 1. Médias \pm desvio padrão das características físicas e químicas da água de três coletas nos pontos de amostragem ao longo do Córrego da Gruta, Parque Estadual de Vassununga, SP

Ponto	-100	-50	0	50	100	150	200	250	300	400	500	600
pH	5,55 \pm 0,07	5,8 \pm 0,28	5,88 \pm 0,25	6,06 \pm 0,35	5,89 \pm 0,23	6,02 \pm 0,28	6,09 \pm 0,21	6,36 \pm 0,0	6,49 \pm 0,07	6,28 \pm 0,07	6,20 \pm 0,14	6,09 \pm 0,63
CE (mS.cm ⁻¹)	0,058 \pm 0,012	0,059 \pm 0,001	0,055 \pm 0,007	0,058 \pm 0,002	0,057 \pm 0,004	0,061 \pm 0,001	0,055 \pm 0,006	0,055 \pm 0,005	0,053 \pm 0,00007	0,049 \pm 0,001	0,047 \pm 0,001	0,053 \pm 0,004
OD (mg. L ⁻¹)	4,51 \pm 0,8	5,64 \pm 0,44	6,86 \pm 0,0	7,43 \pm 0,01	7,54 \pm 0,03	7,60 \pm 0,12	7,75 \pm 0,0	7,92 \pm 0,07	7,97 \pm 0,19	8,07 \pm 0,19	8,02 \pm 0,22	8,12 \pm 0,16
NT (μg.L ⁻¹)	101,65 \pm 10,62	114,26 \pm 18,32	101,21 \pm 9,87	133,4 \pm 39,3	105,3 \pm 19,2	97,7 \pm 21,2	129,9 \pm 19,7	106,0 \pm 11,5	100,3 \pm 3,9	111,9 \pm 6,2	112,7 \pm 7,1	121,4 \pm 17,7
Amônio (mg.L ⁻¹)	0,01 \pm 0,003	0,008 \pm 0,003	0,009 \pm 0,004	0,01 \pm 0,004	0,01 \pm 0,005	0,009 \pm 0,006	0,009 \pm 0,005	0,011 \pm 0,004	0,011 \pm 0,004	0,01 \pm 0,004	0,01 \pm 0,004	0,009 \pm 0,004
Nitrito (mg.L ⁻¹)	1x10 ⁻⁴ \pm 0,0	1x10 ⁻⁴ \pm 1x10 ⁻⁴	1x10 ⁻⁴ \pm 1x10 ⁻⁴	1x10 ⁻⁴ \pm 2x10 ⁻⁴	1x10 ⁻⁴ \pm 3x10 ⁻⁵	1x10 ⁻⁴ \pm 1x10 ⁻⁴	2x10 ⁻⁴ \pm 2x10 ⁻⁴	1x10 ⁻⁴ \pm 1x10 ⁻⁴	1x10 ⁻⁴ \pm 1x10 ⁻⁴	1x10 ⁻⁴ \pm 3x10 ⁻⁵	1x10 ⁻⁴ \pm 1x10 ⁻⁴	1x10 ⁻⁴ \pm 3x10 ⁻⁵
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,013 \pm 0,009	0,015 \pm 0,009	0,013 \pm 0,004	0,018 \pm 0,007	0,017 \pm 0,007	0,017 \pm 0,01	0,022 \pm 0,01	0,023 \pm 0,013	0,016 \pm 0,009	0,023 \pm 0,011	0,021 \pm 0,01	0,016 \pm 0,005
PT (mg.L ⁻¹)	0,04 \pm 0,02	0,043 \pm 0,025	0,034 \pm 0,017	0,037 \pm 0,018	0,029 \pm 0,011	0,033 \pm 0,014	0,046 \pm 0,025	0,029 \pm 8,3	0,036 \pm 0,015	0,041 \pm 0,02	0,039 \pm 0,019	0,036 \pm 0,014
PO ₄ tot. dissolv. (μg.L ⁻¹)	15,94 \pm 1,73	18,69 \pm 4,73	16,86 \pm 0,93	19,51 \pm 5,3	16,25 \pm 1,9	15,74 \pm 2,5	20,33 \pm 1,9	19,31 \pm 2,4	19,82 \pm 2,2	21,14 \pm 3,9	19,51 \pm 3,7	17,98 \pm 1,1
PO ₄ inorg. (μg.L ⁻¹)	10,7 \pm 1,44	12,07 \pm 2,05	10,31 \pm 0,77	12,08 \pm 5,3	10,12 \pm 1,1	9,44 \pm 1,9	12,66 \pm 2,2	10,81 \pm 0,8	10,42 \pm 0,4	11,88 \pm 0,8	11,10 \pm 0,8	11,49 \pm 0,2
PO ₄ org. (μg.L ⁻¹)	5,23 \pm 1,38	6,61 \pm 4,07	6,54 \pm 1,70	7,43 \pm 0,7	6,13 \pm 0,9	6,30 \pm 0,9	7,66 \pm 1,3	8,50 \pm 2,4	9,40 \pm 2,2	9,26 \pm 4,7	8,41 \pm 4,05	6,49 \pm 1,3
Silicato (mg.L ⁻¹)	7,88 \pm 1,14	8,20 \pm 0,81	9,37 \pm 2,49	9,74 \pm 1,8	9,89 \pm 1,9	10,09 \pm 2,2	11,31 \pm 1,5	11,52 \pm 0,4	11,95 \pm 0,4	12,30 \pm 0,9	12,81 \pm 0,8	11,30 \pm 3,1

7.2 Avaliação da função do ecossistema lótico

As médias da massa final das folhas das cinco réplicas colocadas em cada ponto de amostragem no fundo do córrego estão na Tabela 2, assim como as taxas calculadas de decomposição foliar. A taxa de decomposição foliar variou entre 0,0084 e 0,0535 gramas de folhas decompostas por dia.

Tabela 2. Taxas de decomposição (em g/dia) nos pontos de amostragem ao longo do Córrego da Gruta, Parque Estadual de Vassununga, SP.

Ponto	Massa inicial (g)	Massa final (g)	Taxa de decomposição (g/dia)
-150	5,0	3,96	0,0084
-100	5,0	2,86	0,0199
-50	5,0	2,89	0,0195
0	5,0	2,40	0,0263
50	5,0	1,92	0,0342
100	5,0	1,12	0,0535
150	5,0	1,41	0,0452
200	5,0	1,63	0,0401
250	5,0	2,03	0,0322
300	5,0	1,66	0,0394
400	5,0	1,62	0,0402
500	5,0	1,40	0,0455
600	5,0	2,12	0,0306

7.3 Estrutura física da floresta ripária

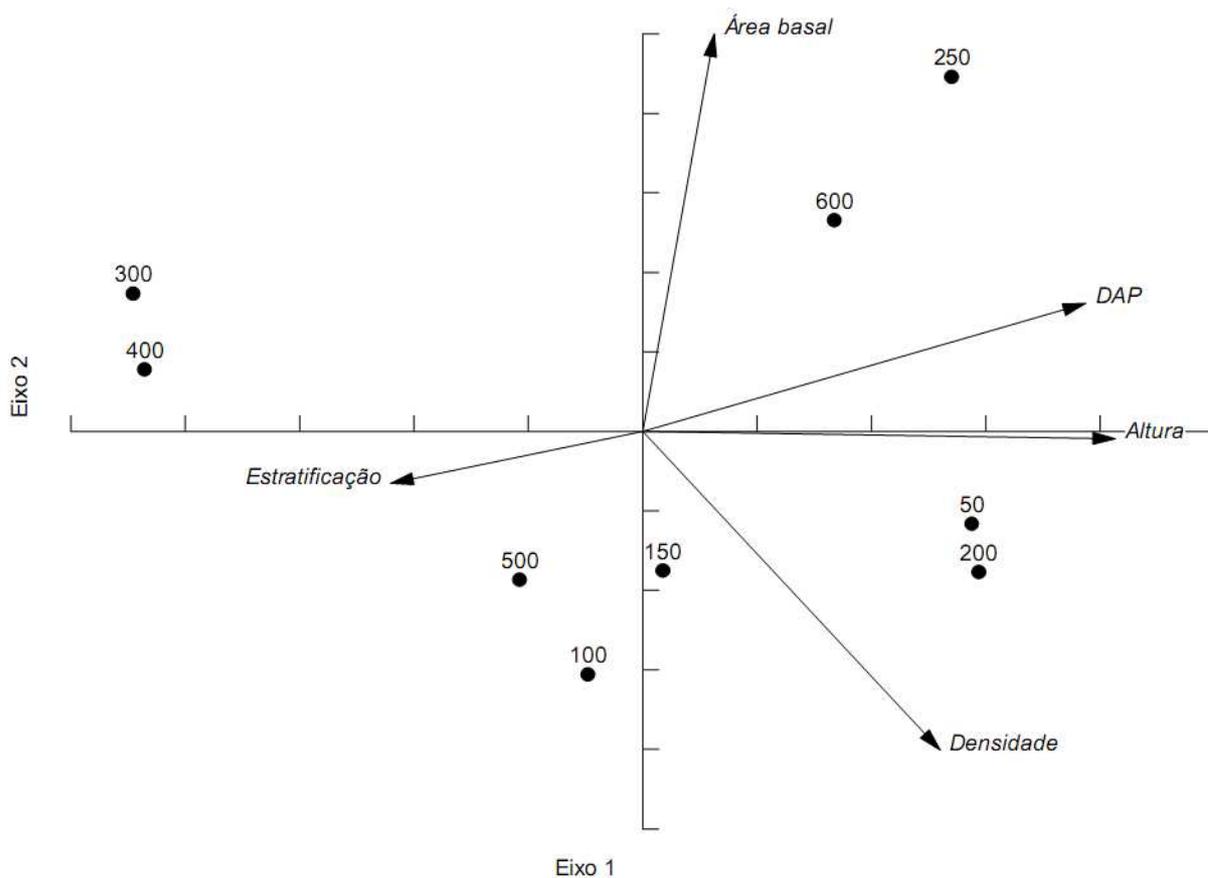
Os resultados da ACP mostraram que os dois primeiros eixos explicaram 79,08% da variação dos dados (Tabela 3). O primeiro eixo explicou 45,02% da variação dos dados, representando um gradiente de florestas mais estratificadas, porém mais baixas, para florestas mais altas e menos estratificadas, com árvores de maior DAP (Tabela 3). O segundo eixo explicou 34,06% da variação total da estrutura da vegetação, representando um gradiente de áreas com maior densidade de árvores e menor área basal total, para áreas com menor densidade de árvores e maior área basal (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados da Análise de Componentes Principais avaliando a estrutura física da floresta ripária ao longo do fragmento florestal estudado.

	Eixo 1	Eixo 2
Altura média	0,623	-0,014
DAP médio	0,583	0,242
Densidade	0,392	-0,604
Área basal total	0,094	0,753
Estratificação	-0,332	-0,099
Autovalores	2,251	1,703
Porcentagem da variação explicada	45,02	34,06
Porcentagem cumulativa	45,02	79,08

A estrutura da vegetação ripária nos trechos 0-50 m, 50-100 m, 100-150 m, 150-200 m e 400-500 m foi caracterizada por uma densidade maior de árvores e menor área basal total (Figura 8). Já a estrutura da vegetação nos trechos 200-250 m e 500-600 m foi caracterizada por apresentar menor densidade de árvores e maior área basal total. A baixa densidade de árvores no trecho 200-250 m pode ser explicada pela presença de uma clareira na margem direita do córrego, constituída predominantemente pela espécie arbustiva *Urtica dioica* L. com altura média entre 1,5 e 3,0 m. Nos trechos 250-300 m e 300-400 m a estrutura da floresta foi caracterizada por menor altura média e DAP médio e maior estratificação. Nos trechos entre 0-50 m, 150-200 m, 200-250 m e 500-600 m as árvores apresentaram maior altura média e DAP médio e menor estratificação.

A análise de correlação de Spearman mostrou que não houve correlação entre os eixos da ACP da vegetação ripária e a distância a partir da borda em direção ao interior do fragmento. O primeiro eixo apresentou baixo valor de correlação com a distância ($r = -0,42$), já o segundo eixo apresentou um valor um pouco mais alto ($r = 0,38$). Portanto, a distância a partir da borda em direção ao interior do fragmento não é um fator que explicou as diferenças na estrutura física da mata ripária.



Vector scaling: 1,22

Figura 8. Ordenação dos trechos de vegetação estudados da borda para o interior da Gleba Capetinga Oeste, Parque Estadual de Vassununga, em relação aos dois primeiros eixos da ACP. Os valores representam as distâncias em relação ao início do fragmento florestal.

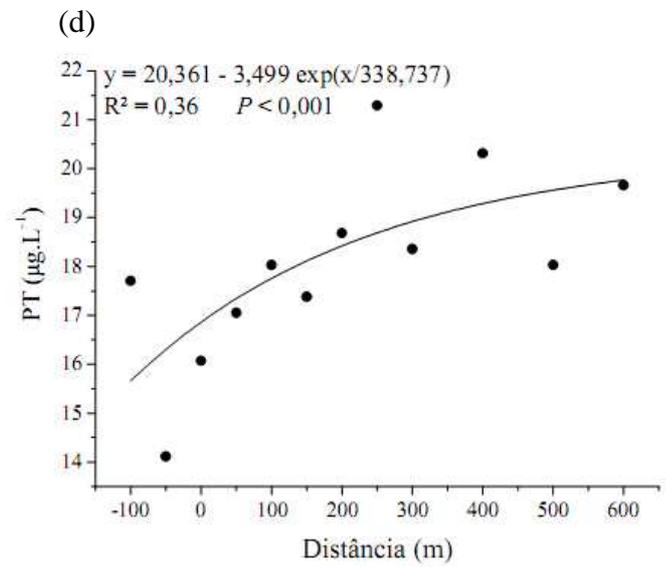
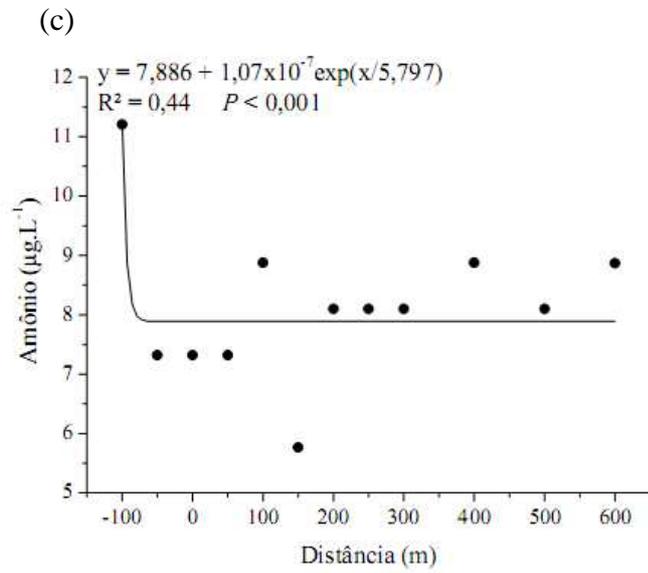
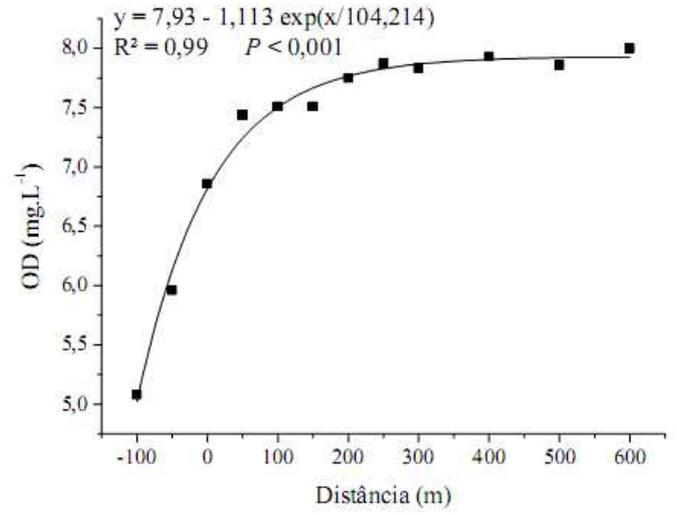
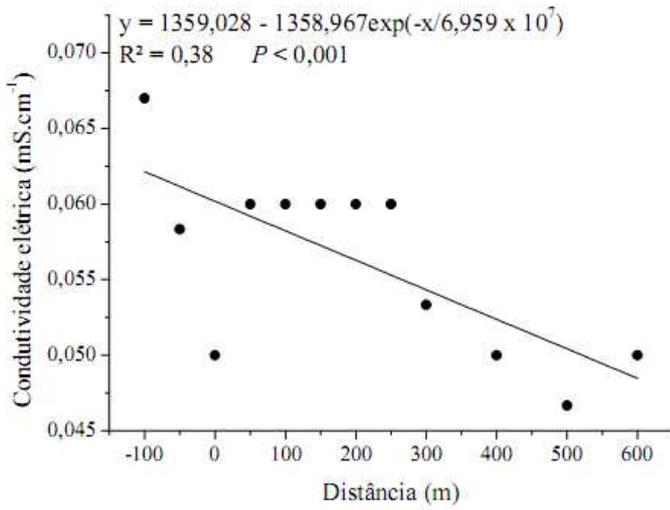
7.4 Relação entre a distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária e as características físicas e químicas da água

A condutividade elétrica e as concentrações de OD, amônio, PT, fosfato total dissolvido, fosfato orgânico e silicato foram relacionadas significativamente com a distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária (Tabela 4). Por outro lado, o pH e as concentrações de NT, nitrito, nitrato e fosfato inorgânico não foram relacionados significativamente com a distância a partir da borda em direção ao interior do fragmento (Tabela 4).

Tabela 4. Valores dos parâmetros do modelo exponencial ajustado explicando as características físicas e químicas da água em função da distância.^{ns} P > 0,05.

Variável	y_0	A	T	R^2	P
<i>pH</i>	3,665	2,439	$8,814 \times 10^{33}$	0,0	ns
<i>Condutividade elétrica</i>	1359,028	-1358,967	$-6,959 \times 10^7$	0,38	< 0,00001
<i>OD</i>	7,93	-1,113	104,214	0,99	< 0,00001
<i>NT</i>	118,486	$1,349 \times 10^{-10}$	-23,189	0,09	ns
<i>Amônio</i>	7,886	$1,070 \times 10^{-7}$	5,797	0,44	< 0,00001
<i>Nitrito</i>	0,167	$-3,236 \times 10^{-8}$	6,729	0,0	0,033
<i>Nitrato</i>	25,329	-4,022	400,811	0,0	ns
<i>PT</i>	20,361	-3,499	338,737	0,36	< 0,00001
<i>Fosfato total dissolvido</i>	19,862	-3,278	338,737	0,36	< 0,00001
<i>Fosfato inorgânico</i>	16588,219	-16577,177	$-8,562 \times 10^7$	0,0	ns
<i>Fosfato orgânico</i>	8,088	-2,49	158,601	0,47	< 0,00001
<i>Silicato</i>	13,226	-2,05	134,003	0,73	< 0,00001

A condutividade elétrica da água diminui à medida que o córrego adentra o interior do fragmento florestal (Figura 9a). As concentrações de amônio (Figura 9c) reduziram rapidamente entre -100 m e -50 m e se mantiveram constantes à medida que o córrego atingiu o interior do fragmento. Já as concentrações de OD, PT, fosfato total dissolvido, fosfato orgânico e silicato (Figuras 9b, 9d, 9e, 9f, 9g, respectivamente) na água do córrego aumentaram com a distância a partir da borda em direção ao interior do fragmento florestal.



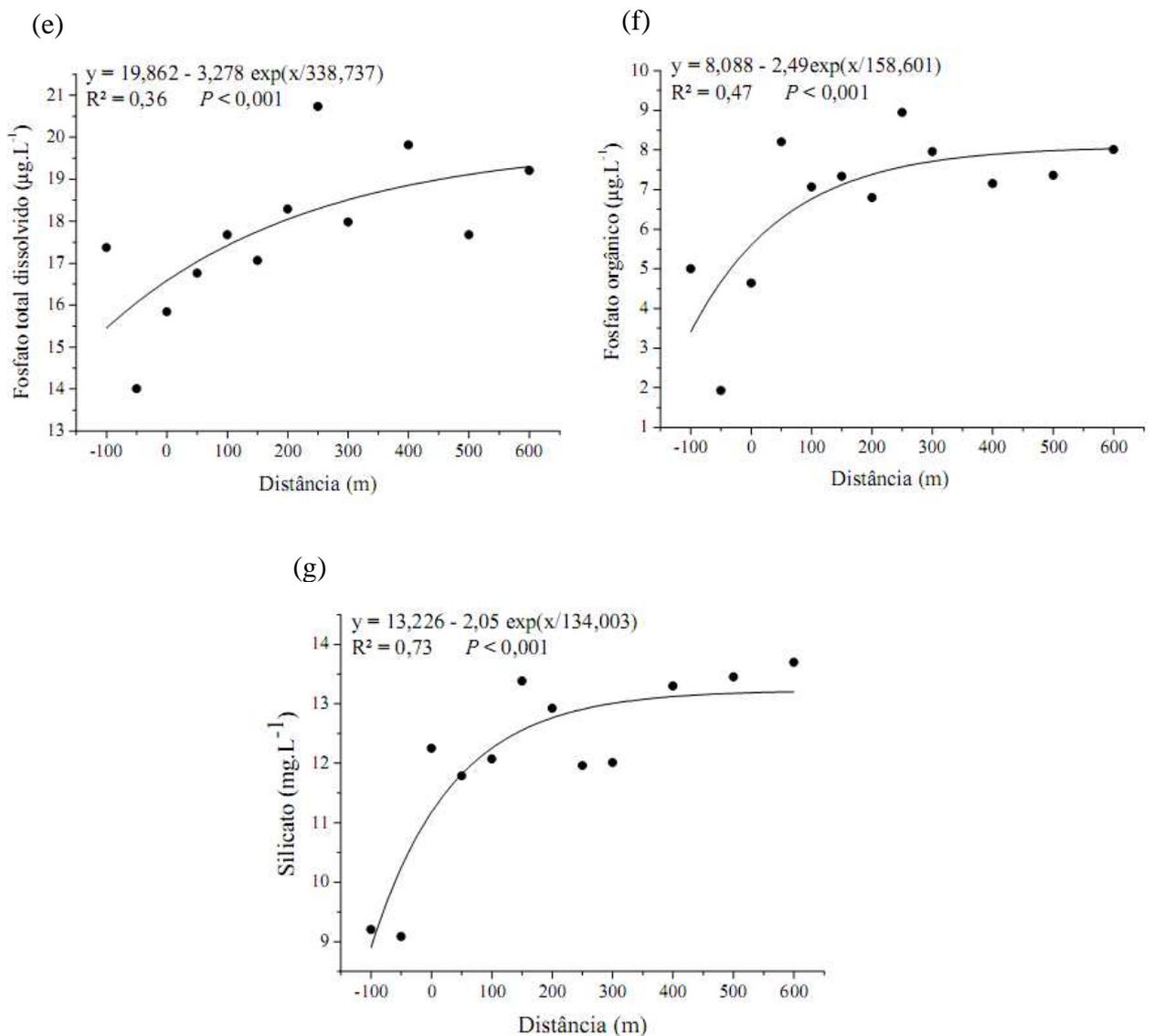


Figura 9. Relação entre as variáveis físicas e químicas da água do Córrego da Gruta e a distância em relação à borda do fragmento de floresta ripária, de acordo com o modelo exponencial: (a) Condutividade elétrica, (b) Oxigênio dissolvido, (c) Amônio, (d) PT, (e) Fosfato total dissolvido, (f) Fosfato orgânico e (g) Silicato.

7.5 Relação entre a estrutura da floresta ripária e as características físicas e químicas da água

Conforme detalhado no item anterior, a distância ao longo do fragmento explicou a variação de diversas características físicas e químicas da água. No entanto, a análise dos resíduos mostrou que algumas destas características ainda se relacionaram significativamente com a estrutura da floresta ripária. A condutividade elétrica e as concentrações de NT e nitrito foram significativamente relacionadas com o primeiro

eixo da ACP, enquanto as concentrações de PT e fosfato total dissolvido foram significativamente relacionadas com o segundo eixo da ACP (Tabela 5). Por outro lado, o pH e as concentrações de OD, amônio, nitrato, fosfato inorgânico, fosfato orgânico e silicato não foram relacionadas com os dois primeiros eixos da ACP, e portanto com a estrutura da vegetação.

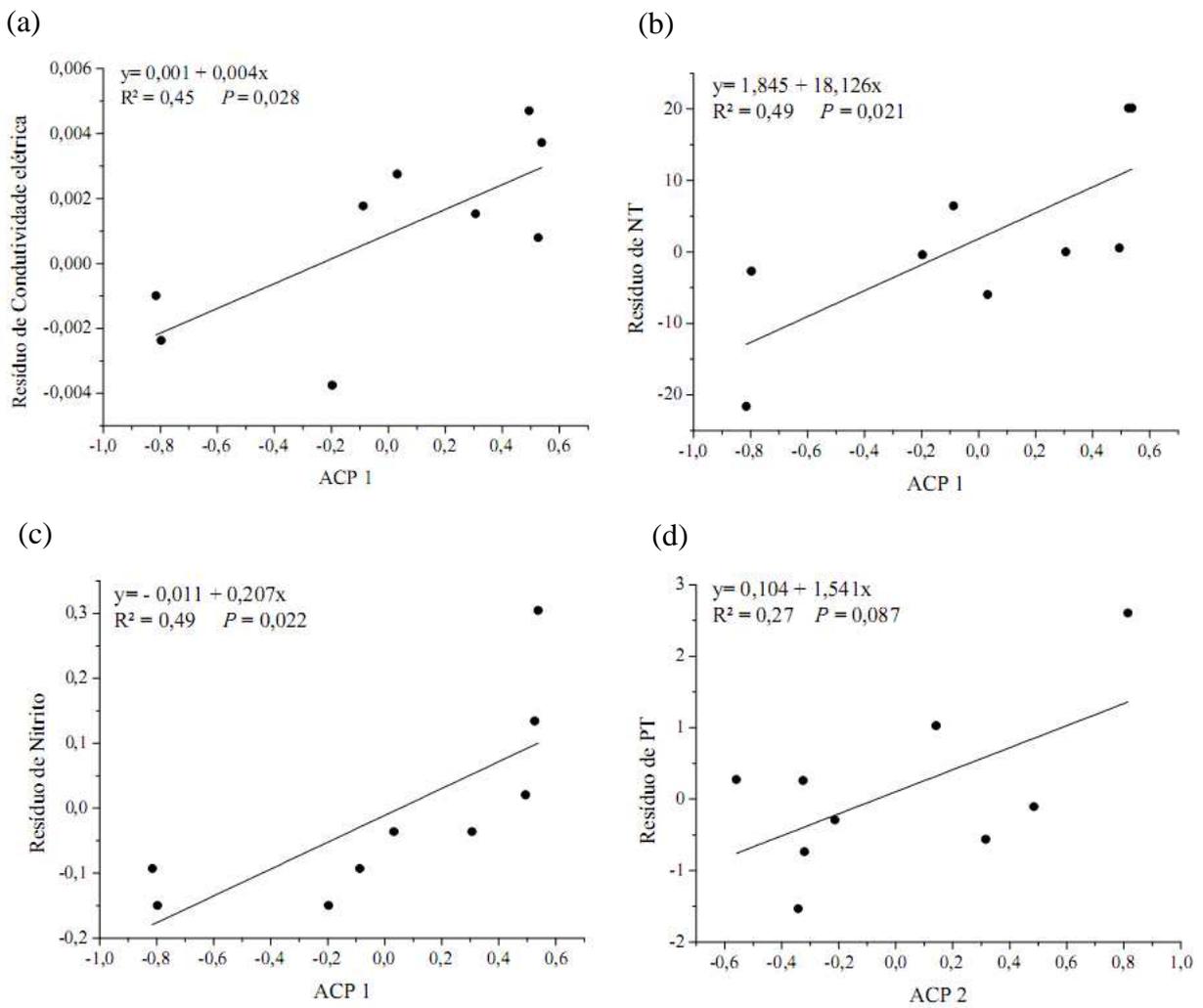
Tabela 5. Valores dos parâmetros da regressão linear ajustada explicando as características físicas e químicas da água em função dos eixos da ACP da estrutura da vegetação.^{ns} $P > 0,05$.

Variável	a	b	R ²	P
<i>Condutividade elétrica</i>				
ACP Eixo 1	0,001	0,004	0,45	0,028
ACP Eixo 2	0,001	0,001	0,0	ns
<i>NT</i>				
ACP Eixo 1	1,845	18,126	0,49	0,021
ACP Eixo 2	1,841	-11,238	0,04	ns
<i>Nitrito</i>				
ACP Eixo 1	-0,011	0,207	0,49	0,022
ACP Eixo 2	-0,011	-0,038	0,0	ns
<i>PT</i>				
ACP Eixo 1	0,104	0,504	0,0	ns
ACP Eixo 2	0,104	1,541	0,27	0,087
<i>Fosfato total dissolvido</i>				
ACP Eixo 1	0,098	0,472	0,0	ns
ACP Eixo 2	0,098	1,444	0,27	0,087

A condutividade elétrica e as concentrações de NT e nitrito aumentaram ao longo do primeiro eixo da ACP da estrutura da vegetação isto é, aumentaram à medida que houve um aumento da altura média e DAP e uma diminuição da estratificação das árvores (Figuras 10a, 10b e 10c). A condutividade e as concentrações

de NT e nitrato foram menores em trechos da vegetação com menores valores de altura média e DAP das árvores e maior estratificação.

As concentrações de PT e fósforo total dissolvido tiveram uma tendência em aumentar ao longo do segundo eixo da ACP da estrutura da vegetação ou seja, nos trechos em que houve menor densidade de árvores e maior área basal (Figuras 10d e 10e). As concentrações de PT e fósforo total dissolvido tenderam a diminuir em trechos com maior densidade de árvores e menor área basal.



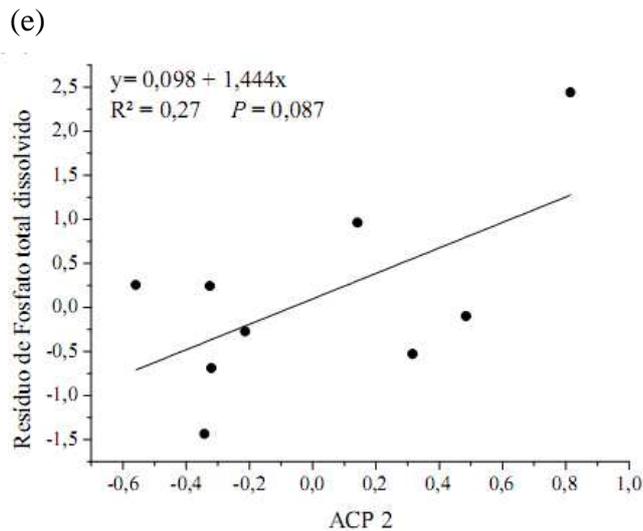


Figura 10. Relação entre as variáveis físicas e químicas da água do Córrego da Gruta e a estrutura da floresta ripária (eixos 1 ou 2 da ACP): (a) Condutividade elétrica, (b) NT, (c) Nitrito, (d) PT e (e) Fosfato total dissolvido.

7.6 Relação entre a estrutura da vegetação e a distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária com a função do ecossistema

A função do ecossistema, medida neste estudo através da taxa de decomposição foliar foi relacionada significativamente com a distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária ($R^2 = 0,62$; $P = 4,07 \times 10^{-7}$).

A taxa de decomposição aumentou principalmente nos primeiros trechos em que o córrego percorreu em direção ao interior do fragmento florestal, entre – 150 e 50 m (Figura 11a). A partir dos 100 m no interior do fragmento florestal, as taxas de decomposição foliar mantiveram-se aproximadamente constantes, até atingir os 600 m no interior da floresta ripária. A taxa de decomposição foliar não se relacionou com o primeiro eixo da ACP da estrutura da vegetação ($R^2 = 0,0$; $P = 0,523$). A taxa de decomposição foliar se relacionou significativamente com o segundo eixo da ACP da estrutura da vegetação ($R^2 = 0,68$; $P = 0,004$) e diminuiu ao longo deste eixo ou seja, a taxa de decomposição foliar diminuiu nos trechos em que houve menor densidade de árvores e maior área basal (Figura 11b). A taxa de decomposição foliar aumentou nos trechos de maior densidade de árvores e menor área basal.

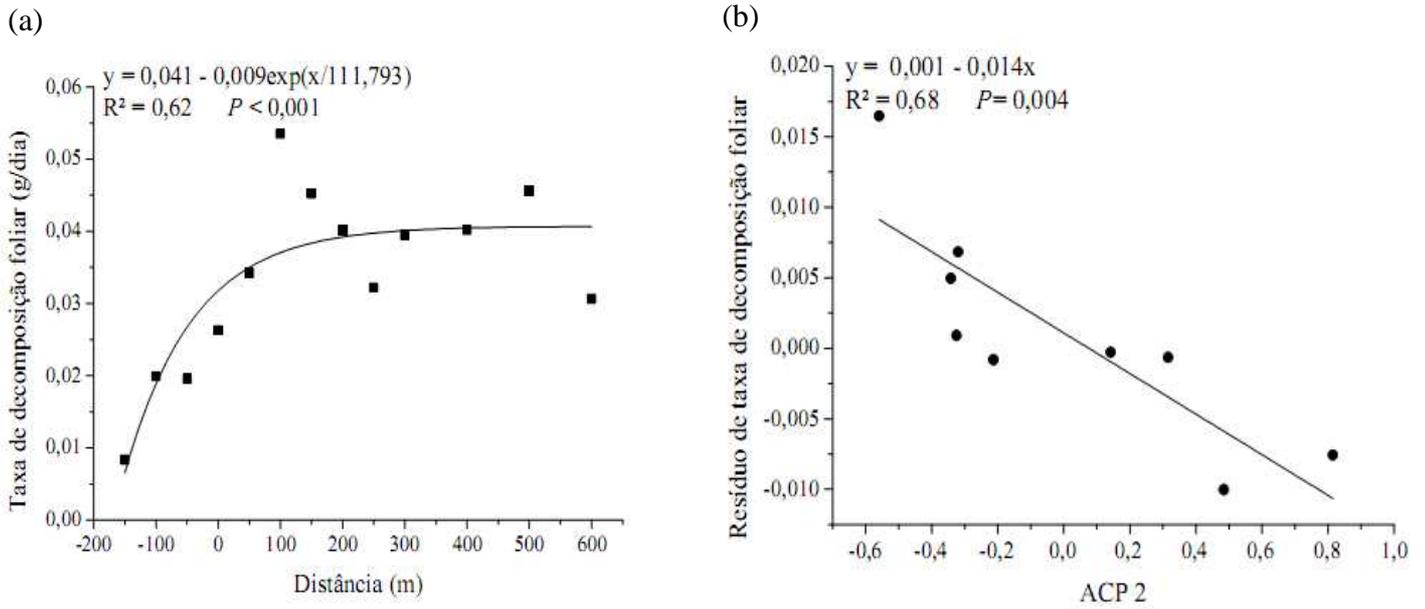


Figura 11. (a) Relação entre a taxa de decomposição foliar (g/dia) e a distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária, (b) Relação entre a taxa de decomposição foliar (g/dia) e o segundo eixo da ACP da estrutura da floresta ripária.

8. DISCUSSÃO

8.1 Estrutura física da floresta ripária

Os resultados da Análise de Componentes Principais mostraram que a estrutura da vegetação nos trechos de maior altura média das árvores e maior DAP médio se caracterizava por apresentar valores mais baixos de estratificação (primeiro eixo), enquanto estrutura da vegetação nos trechos de maior densidade de árvores se caracterizava por apresentar valores mais baixos de área basal total (segundo eixo). Além disso, a altura média e DAP médio foram diretamente correlacionadas entre si isto é, as árvores mais baixas apresentavam DAPs menores.

Um estudo da estrutura da vegetação da gleba Capetinga Oeste realizado em 1978 por Martins (1991), mostrou que na época havia um excesso das classes de diâmetro baixo, deficiência de classes médias de diâmetro e interrupções nas classes de diâmetro alto. Martins (1991) concluiu que as populações arbóreas da mata Capetinga Oeste ainda estavam em crescimento e eram constituídas por indivíduos jovens, principalmente. Concluiu também que as interrupções nas classes de diâmetro alto indicaram que o crescimento não era contínuo e foi provavelmente interrompido devido a algum fator, como quedas de árvores adultas em uma determinada época. Segundo Martins (1991), naquela época a mata Capetinga Oeste provavelmente encontrava-se num estágio pré-climático.

As florestas secundárias são frequentemente caracterizadas por apresentar alta densidade de árvores baixas e com diâmetro pequeno, chegam a atingir aproximadamente 60 a 80 anos e eventualmente podem alcançar 200 anos até tornarem-se praticamente indistinguíveis das florestas primárias (BROWN & LUGO, 1990; RICHARDS, 1996). Essas mesmas características foram observadas em florestas secundárias semi-decíduas do Brasil (FONSECA & RODRIGUES, 2000).

A correlação entre a estrutura da vegetação e a distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária não foi significativa, portanto não houve uma relação entre a estrutura da vegetação e a distância na direção borda-interior do fragmento. As variações na estrutura da vegetação dentro do fragmento devem refletir o histórico de perturbações na área em pequenas escalas espaciais e não serem relacionadas exclusivamente à distância a partir da borda.

8.2 Relação entre a estrutura da vegetação e a distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária com as características físicas e químicas da água

As análises da influência da estrutura da vegetação e da distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária nas características físicas e químicas da água do Córrego da Gruta mostraram que algumas variáveis se relacionaram tanto com a distância quanto com a estrutura da vegetação, outros se relacionaram com a estrutura da vegetação ou com a distância e outros não se relacionaram com a distância, nem com a estrutura da vegetação.

As variáveis pH, nitrato e fosfato inorgânico da água do córrego não tiveram relação significativa com a estrutura da vegetação nem com a distância a partir da borda em direção ao interior do fragmento. Isso sugere que os componentes da estrutura da vegetação medidos neste estudo, assim como a distância não influenciaram estas características físicas e químicas da água. A condutividade elétrica e as concentrações de OD, amônio, PT, fosfato total dissolvido, fosfato orgânico e silicato se relacionaram significativamente com a distância em direção ao interior do fragmento florestal. A condutividade elétrica e as concentrações de NT e nitrito se relacionaram significativamente com o primeiro eixo da ACP da estrutura da vegetação. Já as concentrações de PT e fosfato total dissolvido apresentaram relação significativa com o segundo eixo da ACP da estrutura da vegetação.

A gleba Capetinga Oeste está inserida em uma matriz de plantação de cana-de-açúcar em que há aplicação de vinhaça e torta de filtro, além de fertilizantes e pesticidas químicos. Na torta de filtro há concentrações consideráveis de fósforo orgânico, o qual é liberado gradativamente por mineralização e por ataque de microrganismos no solo (SANTOS *et al.*, 2010). O mesmo ocorre para o nitrogênio e ambos os nutrientes podem ser lixiviados para a gleba Capetinga Oeste e o córrego.

8.2.1 Relação entre a distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária e as características físicas e químicas da água

A condutividade elétrica e as concentrações de amônio diminuíram com a distância à medida que o Córrego da Gruta atingiu o interior da mata Capetinga Oeste. Os maiores valores da condutividade elétrica nos trechos próximos à borda e fora do fragmento podem ser explicados pelo fato de a água que corre em locais desprovidos de

vegetação arbórea geralmente apresentar temperaturas mais elevadas e maiores concentrações de sólidos suspensos (CARVALHO *et al.*, 2000). Entretanto, o regime das chuvas e a geologia da bacia podem influenciar a composição iônica do córrego e alterar a condutividade elétrica (LIMA, 2001). A redução da condutividade pode estar relacionada ao maior efeito tampão da floresta ripária (DOSSKEY *et al.*, 2010), indicando que a presença do remanescente florestal pode reduzir o aporte de sólidos em suspensão para o córrego.

As concentrações de amônio estimadas no Córrego da Gruta diminuíram consideravelmente entre -100 m e -50 m em direção ao interior do fragmento florestal e se mantiveram constantes à medida que o córrego atingiu o interior do fragmento de floresta ripária. As concentrações de amônio no ponto -100 m foram consideravelmente maiores em relação às concentrações dos demais pontos de amostragem, os quais apresentaram valores de concentrações muito próximos. A presença de amônio na água é um indicativo de poluição recente, assim como o ponto -100 m estava localizado em meio à plantação de cana-de-açúcar, o pico na concentração deste nutriente foi provavelmente relacionado à prática agrícola.

As concentrações de OD, PT, fosfato total dissolvido, fosfato orgânico e silicato aumentaram com a distância à medida que o Córrego da Gruta atingiu o interior da mata Capetinga Oeste. As temperaturas mais baixas e a maior heterogeneidade do habitat do córrego no interior do remanescente florestal podem ter efeitos positivos sobre as concentrações de OD, possivelmente devido ao maior turbilhonamento da água, aumentando a dissolução do oxigênio ao longo da porção florestada do córrego (THOMAS *et al.*, 2004).

A transferência de fósforo vindo de terras agrícolas para os corpos d'água é preocupante devido à eutrofização que pode desencadear nos mesmos. A zona ripária tem sido cada vez mais utilizada para mitigar a transferência de fósforo das terras agrícolas para os córregos (ROBERTS *et al.*, 2011). O PT inclui todas as frações de fósforo que podem ser encontradas na água, já o fosfato total dissolvido inclui apenas o fosfato inorgânico dissolvido e o fosfato orgânico dissolvido.

Os fosfatos orgânicos são a forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas, como ácidos nucleicos, nucleotídeos e fosfolipídios e dessa forma, as plantas podem representar reservatórios importantes para a retenção de fósforo nas florestas ripárias. Entretanto, alguns estudos têm mostrado que a retenção de fósforo dissolvido foi menor e, em alguns casos a zona ripária aumentou a entrega de fósforo para as águas

superficiais. Tal processo pode ocorrer devido à remobilização geoquímica de fósforo particulado retido na zona ripária que acaba sendo entregue como fósforo dissolvido para o córrego (ROBERTS *et al.*, 2011). Devido à falta de informação sobre a retenção de fósforo orgânico em florestas ripárias, ainda não está claro como a vegetação modifica a mobilização das formas de fosfato orgânico para o córrego (ROBERTS *et al.*, 2011). De qualquer forma, não há dúvidas de que a zona ripária desempenha um papel fundamental na assimilação de fósforo pela vegetação e microrganismos e também nos processos físicos de deposição e infiltração de fósforo do escoamento superficial. Estudos mais aprofundados, que incluem a avaliação das condições hidrológicas e geomorfológicas da zona ripária talvez sejam necessários para uma melhor compreensão acerca desses processos.

As concentrações de silicato aumentaram nos trechos do córrego localizados mais no interior do fragmento provavelmente pelo mesmo motivo do aumento das concentrações de oxigênio dissolvido. Os silicatos são minerais formadores de rochas e areia e permitem a ocorrência de trocas químicas com a coluna d'água (LEMES *et al.*, 2003). Além disso, são considerados nutrientes indispensáveis para o crescimento de alguns organismos fitoplanctônicos, por exemplo as diatomáceas. As concentrações crescentes de silicato podem estar relacionadas ao maior turbilhonamento da água, o qual pode promover um maior intemperismo de minerais primários ou secundários e argilas, liberando os silicatos (DERRY *et al.*, 2005).

8.2.2 Relação entre a estrutura da floresta ripária e as características físicas e químicas da água

A condutividade elétrica e as concentrações de NT, nitrito, PT e fosfato total dissolvido se relacionaram significativamente com a estrutura da vegetação. A condutividade elétrica e as concentrações de NT e nitrito se relacionaram significativamente com o primeiro eixo da ACP da estrutura da vegetação. Já as concentrações de PT e fosfato total dissolvido apresentaram tendência a aumentarem com o segundo eixo da ACP da estrutura da vegetação.

A condutividade elétrica e as concentrações de NT e nitrito aumentaram ao longo do primeiro eixo da ACP da estrutura da vegetação isto é, aumentaram à medida que houve um aumento da altura média e DAP e uma diminuição da

estratificação das árvores. Os valores desses parâmetros foram menores em trechos da vegetação com menores valores de altura média e DAP médio e maior estratificação.

A condutividade elétrica da água do Córrego da Gruta foi menor nos trechos de maior estratificação da floresta ripária. A vegetação ripária pode influenciar a redistribuição da água da chuva que cai sobre a floresta através do amortecimento, direcionamento e retenção das gotas de água pela copa das árvores (BALBINOT *et al.*, 2008). Florestas com dossel mais estratificado ou seja, com uma maior variação entre as alturas máximas dos indivíduos arbóreos, provavelmente amortecem a água da chuva mais eficientemente do que as florestas menos estratificadas. Nakano (1982) (*apud* SOUSA *et al.*, 2011) estudou a influência da estratificação na interceptação da chuva em uma floresta de *Pinus densiflora*, no Japão. Ele mostrou que a parte da floresta que possuía um estrato inferior composto por *Alnus hirsuta*, *Corylus sieboldiana* e *Quercus serrata*, interceptou uma quantidade maior de água da chuva do que a que apresentava apenas um estrato. Florestas mais estratificadas podem contribuir para o aumento da infiltração da água da chuva no solo ripário e impedir que haja um escoamento superficial excessivo da água em direção ao córrego. Assim, o carreamento de sólidos suspensos para o córrego tende a ser menor, contribuindo para a redução dos valores da condutividade elétrica.

A remoção do nitrogênio do solo em florestas ripárias e, conseqüentemente a redução do escoamento desse nutriente para o córrego é resultado de uma combinação de dois processos: a absorção de compostos nitrogenados pelo sistema radicular da vegetação ripária e seu armazenamento na biomassa e a ciclagem interna do nitrogênio no solo da floresta ripária, com a retirada de nitrogênio do solo através das transformações bioquímicas de mineralização, nitrificação e desnitrificação (CORRELL, 1997). A mineralização é a transformação de nitrogênio orgânico a nitrogênio mineral (amônio e nitrato) por organismos heterotróficos do solo. A nitrificação é um processo aeróbio em que o amônio é oxidado a nitrito e posteriormente, o nitrito é convertido a nitrato. Na desnitrificação, o nitrato é convertido anaerobicamente a nitrogênio gasoso (N_2O e NO) que é posteriormente liberado para a atmosfera (BEZERRA, 2009).

Nos trechos em que está ocorrendo crescimento dos indivíduos de espécies de árvores na gleba Capetinga Oeste provavelmente há uma maior assimilação de nitrogênio do que em trechos com árvores provavelmente mais maduras (com maior DAP e altura média). À medida que a vegetação amadurece, a biomassa de folhas e

raízes finas cresce vagarosamente e a demanda pela absorção de nutrientes diminui (VITOUSEK & REINERS, 1975; BOGGS & WEAVER, 1994). Durante a fase de desenvolvimento da vegetação, há um declínio na taxa com que as plantas absorvem e sequestram nitrogênio adicional (KELLY *et al.*, 2007). Lima (1989) sugeriu que a floresta ripária atua no sentido de filtrar o nitrato do escoamento superficial e mostrou em seu estudo que a filtração de nitrato do escoamento superficial atingiu cerca de 2,7 kg/ha, os quais teriam sido despejados no curso d'água se não tivesse ocorrido essa filtração. Nos trechos da mata Capetinga Oeste que apresentam menores valores de altura média e DAP médio provavelmente está ocorrendo uma maior assimilação de nitrogênio, o que pode explicar em parte as menores concentrações de NT e nitrito na água do córrego nesses trechos.

As concentrações de PT e fósforo total dissolvido tiveram uma tendência em aumentar ao longo do segundo eixo da ACP da estrutura da vegetação ou seja, em aumentar nos trechos em que houve menor densidade de árvores e maior área basal. Áreas com vegetação de maior área basal sugerem sistemas radiculares com maiores biomassas, mais densos. Roberts *et al.* (2011) sugeriram que florestas com árvores de sistema radicular denso podem contribuir para a retenção física de fósforo e impedir que este alcance os corpos d'água. Entretanto, nos trechos em que a floresta apresentava maior área basal no Córrego da Gruta, as concentrações de PT e fósforo total dissolvido tenderam a ser maiores ou seja, pode ser que a retenção física de fósforo na floresta não tenha sido grande ou que outros fatores tenham influenciado esse processo. A menor densidade de árvores nesses mesmos trechos pode também ser uma característica que explica a tendência às maiores concentrações de PT e fósforo total dissolvido: apesar de haver uma maior biomassa de raízes (maior área basal total), havia menos árvores (menor densidade) portanto, o efeito da maior área basal total pode ter sido menor.

8.3 Relação entre a estrutura da vegetação e a distância em direção ao interior do fragmento de floresta ripária com a função do ecossistema

A maior parte dos estudos que utilizam as taxas de decomposição foliar como uma medida da função do ecossistema comparam as taxas de decomposição entre locais degradados e preservados ou entre córregos de pastagens e florestas. Nesse estudo, avaliamos a taxa de decomposição foliar ao longo do córrego, relacionando-a

com a distância partindo de um ponto do córrego situado fora do fragmento florestal em direção ao interior do mesmo.

A taxa de decomposição aumentou nos primeiros trechos em que o córrego percorreu em direção ao interior do fragmento florestal, entre - 150 e 50 m. A partir dos 100 m no interior do fragmento florestal, as taxas de decomposição foliar mantiveram-se constantes, até atingir os 600 m no interior da floresta ripária. Sponseller & Benfield (2001) ao fazer a comparação das taxas de decomposição foliar entre córregos com florestas *versus* com áreas agrícolas na América do Norte, verificaram que a taxa de decomposição era inversamente relacionada à porcentagem de área desmatada nas zonas ripárias. Isto é, quanto maior era a porcentagem de vegetação ripária desmatada, menor era a taxa de decomposição foliar. No Córrego da Gruta, as taxas de decomposição também foram maiores nos trechos em que o córrego percorreu o interior da floresta ripária, em relação aos trechos localizados fora do fragmento ou seja, sem floresta ripária e em meio à plantação de cana-de-açúcar.

Dangles *et al.* (2004) encontraram taxas de decomposição de *Fagus sylvatica* menores em córregos acidificados em relação a córregos neutros na França. Um outro estudo realizado no Reino Unido, que comparou a taxa de decomposição foliar em córregos cuja floresta ripária era constituída por coníferas com a taxa de decomposição foliar em córregos cuja floresta ripária era constituída por latifoliadas, mostrou que houve diferenças nas taxas de decomposição entre os dois ambientes, ou seja, entre córregos ácidos (coníferas) e neutros (latifoliadas) (RIIPINEN *et al.*, 2009). Nesse mesmo estudo, os pesquisadores encontraram que embora a estrutura dos diferentes locais estudados tenha sido relativamente similar, os impactos do uso da terra e pH no processamento de folhas foram observados. Normalmente, as taxas de decomposição em córregos ácidos são mais lentas e isto é frequentemente atribuído à desaceleração da decomposição microbiana (DANGLES & GUÉROLD, 2001). As maiores taxas de decomposição foliar nos trechos do Córrego da Gruta com floresta ripária em relação aos trechos sem floresta podem ser explicadas em parte pelo fato de o pH da água nesses trechos terem sido mais próximos à neutralidade, enquanto nos trechos sem floresta o pH era mais ácido.

A taxa de decomposição foliar foi relacionada significativamente apenas com o segundo eixo da ACP. A taxa de decomposição foliar diminuiu ao longo do segundo eixo ou seja, a taxa de decomposição diminuiu nos trechos em que houve

maior área basal e menor densidade de árvores e aumentou nos trechos de menor área basal e maior densidade de árvores.

Os trechos da mata Capetinga Oeste que apresentaram árvores de menor área basal e uma maior densidade de árvores provavelmente encontram-se em um estágio sucessional mais recente. Griffith & Perry (1991) sugerem que espécies de plantas predominantes no início da sucessão produzem uma serrapilheira que pode ser mais facilmente processada do que a de árvores das florestas maduras, aumentando as taxas de decomposição. Xuluc-Tolosa *et al.* (2003), ao analisar as taxas de decomposição foliar terrestre de uma floresta tropical no México em estágios sucessionais diferentes, observaram que as maiores concentrações de nutrientes nas folhas da floresta jovem favorecem maiores taxas de decomposição foliar. Por outro lado, as florestas mais antigas propiciam ambientes favoráveis ao desenvolvimento microbiano, favorecendo assim as taxas de decomposição foliar.

As maiores taxas de decomposição foliar em florestas ripárias que sofreram perturbações e em estágios menos avançados da sucessão podem ser explicadas por alguns fatores: as maiores entradas de nitrato nos córregos de florestas ripárias em estágios sucessionais recentes podem estimular os processos de decomposição microbiana; o aumento da carga de sedimentos durante as chuvas pode acelerar a decomposição foliar por abrasão física e as elevadas concentrações de nutrientes nos córregos de tais florestas podem atrair invertebrados fragmentadores de folhas, aumentando as taxas de decomposição foliar (BROOKS *et al.*, 2012). Portanto, nos trechos da mata Capetinga Oeste que provavelmente encontram-se em um estágio sucessional mais recente, há uma tendência para que ocorram maiores taxas de decomposição foliar em relação aos trechos da floresta em estágio sucessional mais avançado.

9. CONCLUSÃO

A vegetação ripária desempenha um papel essencial na manutenção e conservação dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica, principalmente em relação aos aspectos qualitativos do corpo hídrico (HINKEL, 2003). Tanto a distância da borda em direção ao interior da gleba Capetinga Oeste quanto a estrutura da floresta são fatores que influenciaram as características físicas e químicas da água do Córrego da Gruta. Entretanto, determinadas características da vegetação contribuíram para as mudanças nas características físicas e químicas da água do córrego independentemente da distância em relação à borda do fragmento, isto é, da formação de um possível gradiente longitudinal de alteração das características da água. Quanto à taxa de decomposição foliar, a distância da borda em direção ao interior da fragmento florestal foi um fator que influenciou significativamente tal parâmetro, mas a estrutura da vegetação também foi importante.

Embora a distância seja importante para as alterações nas características físicas e químicas da água ao longo do canal, este estudo mostrou que a estrutura da floresta ripária também exerce um papel fundamental nessas alterações. Os fragmentos de floresta ripária influenciam os ecossistemas de córregos, mas as respostas dependerão da estrutura de cada fragmento florestal. Assim, a distribuição de fragmentos com qualidades e níveis de degradação da floresta diferentes, ou seja, com estruturas diferentes possivelmente influencia a qualidade da água do córrego em uma escala de bacias hidrográficas.

10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHAMS, A.D.; PARSONS, A.J. & WAINWRIGHT, J. Effects of Vegetation Change on Interrill Runoff and Erosion, Walnut Gulch, Southern Arizona. **Geomorphology**, v. 13, p. 37-48, 1995.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Programa produtor de água: manual operativo**. Brasília: ANA, 2009.

AGUIAR, F.C.; FERREIRA, M. T.; ALBUQUERQUE, A.; RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P. & SEGURADO, P. Structural and functional responses of riparian vegetation to human disturbance: performance and spatial scale-dependence. **Fund. Appl. Limnol.**, v. 175, p. 249-267, 2009.

ALLAN, J.D. Landscapes and riverscapes: the influence of land-use on river ecosystems. **Annu Rev Ecol Syst**, v. 35, p. 257-284, 2004.

ANBUMOZHI, V.; RADHAKRISHNAN, J. & YAMAJI, E. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. **Ecological Engineering**, v. 24, p. 517-523, 2005.

ARCOVA, F.C.S. & CICCIO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Sci. Florest.**, v. 56, p. 125-134, 1999.

BALBINOT, R.; OLIVEIRA, N.K.; VANZETTO, S.C.; PEDROSO, K. & VALERIO, A.F. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Ambiência**, v. 4, n. 1, p. 131-149, 2008.

BENFIELD, E.F. Decomposition of leaf material. In: HAUER, F.R. & LAMBERTI, G.A. (eds). **Methods in Stream Ecology**. 2. ed. London: Academic Press, 2006. p. 711-720.

BERTANI, D.F.; RODRIGUES, R.R.; BATISTA, J.L.F. & SHEPHERD, G.J. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. **Rev. Bras. Bot.**, v. 24, p. 11-23, 2001.

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

BOGGS, K. & WEAVER, T. Changes in Vegetation and Nutrient Pools During Riparian Succession. **Wetlands**, v. 14, n. 2, p. 98-109, 1994.

BOULTON, A.J.; BOYERO, L.; COVICH, A.P.; DOBSON, M.; LAKE, S. & PEARSON, R. Are tropical streams ecologically different from temperate streams? In: DUDGEON, D. (ed). **Tropical stream ecology**. London: Academic Press, 2008. p. 257-284.

BROOKS, R.T., NISLOW, I.K.H.; LOWE, W.H.; WILSON, M.K. & KING, D.I. Forest succession and terrestrial-aquatic biodiversity in small forested watersheds: a review of principles, relationships and implications for management. **Forestry**, doi:10.1093/forestry/cps031, 2012.

BROWN, S. & LUGO, A.E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 1, p. 1-32, 1990.

BUENO, L.F.; GALBIATTI, J.A. & BORGES, M.J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde - Conchal – SP. **Engenharia Agrícola**, v. 25, p. 742-748, 2005.

CAMPOS, J.B. & SOUZA, M.C. Arboreous Vegetation of na Alluvial Riparian Forest and Their Soil Relations: Porto Rico Island, Paraná River, Brazil. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, v. 45, p. 137-149, 2002.

CARVALHO, A.R.; SCHLITTLER, F.H.M. & TORNISIELO, V.L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físico-químicos da água. **Quim. Nova**, v. 23, p. 618-622, 2000.

CASTELLE, A.J.; JOHNSON, A.W. & CONOLLY, C. Wetland and stream buffer size requirements – A review. **J. Environ. Qual.**, v. 23, p. 878-882, 1994.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. **CONAMA**, Brasília, DF, 2005.

CORBI, J.J.; TRIVINHO STRIXINO, S.; SANTOS, A. & DEL GRANDE, M. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Quím. Nova**, v. 29, p. 61-65, 2006.

CORRELL, D.L. Buffer zones and water quality protection: general principles. In: HAYCOCK, N.E.; BURT, T.P.; GOULDING, K.W.T. & PINAY, G. (eds). **Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proceedings of the International Conference on Buffer Zones**. Harpenden: Quest Environmental, 1997. p. 7-20.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBERK, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTONKK, P. & VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253-260, 1997.

DANGLES, O. & GUÉROLD, F. Influence of shredders in mediation breakdown rates of beech leaves in circumneutral and acidic forest streams. **Archiv. fur Hydrobiologie**, v. 151, p. 649-666, 2001.

DANGLES, O.; GESSNER, M.O.; GUÉROLD, F. & CHAUVET, E. Impacts of stream acidification on litter breakdown: implications for assessing ecosystem functioning. **J. Appl. Ecol.**, v. 41, p. 365-378, 2004.

DERRY, L.A.; KURTZ, A.C.; ZIEGLER, K. & CHADWICK, O.A. Biological control of terrestrial silica cycling and export fluxes to watersheds. **Nature**, v. 433, p. 728-731, 2005.

DONADIO, N.M.M.; GALBIATTI, J.A. & PAULA, R.C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego rico, São Paulo, Brasil. **Engenh. Agríc.**, v. 25, p. 115-125, 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 Streams. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, n. 2, p. 261-277, 2010.

ERICSSON, T. Nutrient Dynamics and Requirements of Forest Crops. **New Zealand Journal of Forestry Science**, v. 24, n. 3, p. 133-168, 1994.

FARIA, A.P. & MARQUES, J.S. O desaparecimento de pequenos rios brasileiros. **Ciência Hoje**, v. 25, p. 56-61, 1999.

FONSECA, R.C.B. & RODRIGUES, R.R. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. **Scientia Forestalis**, v. 57, p. 4-27, 2000.

GESSNER, M.O. & CHAUVET, E. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. **Ecol. Appl.**, v. 12, p. 498-510, 2002.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S. & OHNSTAD, M.A.M. **Methods for chemical analysis of freshwater**. 2. ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1978.

GRIFFITH, M.B. & PERRY, S.A. Leaf pack processing in Appalachian Mountain streams draining catchments with different management histories. **Hydrobiologia**, v. 220, n. 3, p. 247-254, 1991.

HARDING, J.S.; CLAASSEN, K. & EVERS, N. Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? **Hydrobiologia**, v. 568, p. 391-402, 2006.

HARMON, M.E.; FRANKLIN, J.F.; SWANSON, F.W.; SOLLINS, P.; GREGORY, S.V.; LATTIN, J.D.; ANDERSON, N.H.; CLINE, S.P.; AUMEN, N.G.; SEDELL, J.R.; LIENKAEMPER, G.W.; CROMACK, Jr. K. & CUMMINS, K.W. Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. **Advances in Ecological Research**, v. 15, p. 133-302, 1986.

HINKEL, R. Vegetação ripária: funções e ecologia. In: I SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIPÁRIAS, 2003, Alfredo Wagner. **Anais do I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias**. Alfredo Wagner: Universidade Federal de Santa Catarina, 2003. p. 40-48.

HOFFMAN, C.C.; KJAERGAARD, C.; UUSI-KÄMPPIÄ, J.; HANSEN, H.C.B. & KRONVANG, B. Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. **J. Environ. Qual.**, v. 38, p. 1942-1955, 2009.

JIN, C.X.; RÖMKENS, M.J.M. & GRIFfiOEN, F. Estimating Manning's Roughness Coefficient for Shallow Overland Flow in Non-Submerged Vegetative Filter Strips. **Transactions, American Society of Agricultural Engineers**, v. 43, n. 6, p. 1459-1466, 2000.

JOHNSON, L.B.; RICHARDS, C.R.; HOST, G.E. & ARTHUR, J.W. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. **Freshw. Biol.**, v. 37, p. 193-208, 1997.

JOHNSON, M.A.; SARAIVA, P.M. & COELHO, D. The role of gallery forests in the distribution of Cerrado mammals. **Rev. Bras. Biol.**, v. 59, p. 421-427, 1999.

KAGEYAMA, P. & GANDARA, F.B. Revegetação de áreas ciliares In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO-FILHO, H.F. (eds) **Matas ciliares: Estado atual do conhecimento**. São Paulo: EDUSP, 1998.

KELLY, J.M.; KOVAR, J.L.; SOKOLOWSKY, R. & MOORMAN, T.B. Phosphorus uptake during four years by different vegetative cover types in a riparian buffer. **Nutr. Cycl. Agroecosys.**, v. 78, p. 239-251, 2007.

KLAPPROTH, J.C. & JOHNSON, J.E. Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on water quality. **Virginia Cooperative Extension Pub.**, p. 420-151, 2000.

KOMINOSKI, J.S.; MARCZAK, L.B. & RICHARDSON, J.S. Riparian forest composition affects stream litter decomposition despite similar microbial and invertebrate communities. **Ecology**, v. 92, n. 1, p. 151-159, 2011.

KORMAN, V. **Proposta de interligação das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP)**. 2003. Dissertação (Mestrado) - Ecologia de Agroecossistemas, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (ed) **Methods of seawater analysis**. Nova Iorque: Verlag Chemie Weinheim, 1976. p. 125-131.

LEES, A.C. & PERES, C.A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conserv. Biol.**, v. 22, p. 439-449, 2008.

LEMES, M.J.L.; FIGUEIREDO FILHO, P.M. & PIRES, M.A.F. Influência da mineralogia dos sedimentos das bacias hidrográficas dos rios Mogui-Guaçu e Pardo na composição química das águas de abastecimento público. **Quim. Nova**, v. 26, n. 1, p. 13-20, 2003.

LIM, T.T.; EDWARDS, D.R.; WORKMAN, S.R.; LARSON, B.T. & DUNN, L. Vegetated filter strip removal of cattle manure constituents in runoff. **Transactions of the ASAE**, v. 41, n. 5, p. 1375-1381, 1998.

LIMA, W.P. Função Hidrológica da Mata Ciliar. In: Simpósio sobre Mata Ciliar, 1989, Campinas. **Anais do Simpósio sobre Mata Ciliar**. Campinas, 1989. p. 25-42.

LIMA, M.G. & GASCON, C. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. **Biol. Cons.**, v. 91, p. 241-247, 1999.

LIMA, E.B.N.R. **Modelação integrada para gestão da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá**. 2001. Tese (Doutorado) - Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

LYONS, J.; TRIMBLE, S.W. & PAINE, L.K. Grass Versus Trees: Managing Riparian Areas to Benefit Streams of Central North America. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 36, n. 4, p. 919-930, 2000.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J. & TALLING, J.F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Freshwater Biological Association, 1978.

MARTINS, F.R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: Editora da Universidade Estadual de Campinas, 1991.

MCKERGOW, L.A.; PROSSER, I.P.; GRAYSON, R.B. & HEINER, D. Performance of Grass and Rainforest Riparian Buffers in the Wet Tropics of Far North Queensland. 2. Water Quality. **Australian Journal of Soil Research**, v. 42, p. 485-498, 2004.

MENGEL, K. & KIRKBY, E.A. **Principles of Plant Nutrition**. Switzerland: International Potash Institute, 1982.

MERRITT, D.M.; SCOTT, M.L.; POFF, N.L.; AUBLE, G.T. & LYTLE, D.A. Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. **Freshw. Biol.**, v. 55, p. 206-225, 2010.

METZGER, J.P. & RODRIGUES, R.R. Mapas sínteses de diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo. In: RODRIGUES, R.R. & BONONI, V.L.R. (orgs) **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2008. p. 132-139.

MISERENDINO, M.L.; CASAUX, R.; ARCHANGELSKY, M.; DI PRINZIO, C.Y.; Brand, C. & KUTSCHKER, A.M. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. **Sci. Total. Environ.**, v. 409, p. 612-624, 2011.

MUNNÉ, A.; PRAT, N.; SOLÀ, C.; BONADA, N. & RIERADEVALL, M. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. **Aquatic. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.**, v. 13, p. 147-164, 2003.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. & MCCLAIN, M.E. **Riparia – ecology, conservation, and management of streamside communities**. Amsterdam: Elsevier, 2005.

OLSON, J.S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v. 42, p. 322-331, 1963.

PARSONS, A.J.; ABRAHAMS, A.D. & WAINWRIGHT, J. Responses of Interill Runoff and Erosion Rates to Vegetation Change in Southern Arizona. **Geomorphology**, v. 14, p. 311-317, 1996.

PAUL, M.J.; MEYER, J.L. & COUCH, C.A. Leaf breakdown in streams differing in catchment land use. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 1684-1695, 2006.

PETERJOHN, W.T. & CORRELL, D.T. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. **Ecology**, v. 65, p. 1466-1475, 1984.

PIVELLO, V.R. & VARANDA, E.M. **O cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação**. São Paulo: SMA, 2005.

RICHARDS, P.W. **The tropical rainforest: an ecological study**. 2. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.

RIIPINEN, M.P.; DAVY-BOWKER, J. & DOBSON, M. Comparison of structural and functional stream assessment methods to detect changes in riparian vegetation and water pH. **Freshwater Biology**, v. 54, p. 2127-2138, 2009.

ROBERTS, W.M.; STUTTER, M.I. & HAYGARTH, P.M. Phosphorus Retention and Remobilization in Vegetated Buffer Strips: A Review. **J. Environ. Qual.**, doi:10.2134/jeq2010.0543, 2011.

RODRIGUES, R.R. & NAVE, A.G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO-FILHO, H.F. **Matas Ciliares-Conservação e Recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000.

RODRIGUES, R.R. & BONONI, V.L.R. Introdução. In: RODRIGUES, R.R. & BONONI, V.L.R. (orgs) **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2008. p. 11-13.

RUTHERFORD, J.C.; BLACKETT, C.; SAITO, L. & DAVIES-COLLEY, R.J. Predicting the effects of shade on water temperature in small streams. **New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.**, v. 31, p. 707-721, 1997.

SANTOS, D.H.; TIRITAN, C.S.; FOLONI, J.S.S. & FABRIS, L.B. Produtividade de cana-de-açúcar sob adubação com torta de filtro enriquecida com fosfato solúvel. **Pesq. Agropec. Trop.**, v. 40, n. 4, p. 454-461, 2010.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Plano de Manejo do Parque Estadual de Vassununga**, Instituto Florestal/Fundação Florestal, São Paulo, 2009.

SCARSBROOK, M.R. & HALLIDAY, J. Transition from pasture to native forest land-use along stream continua: effects on stream ecosystems and implications for restoration. **New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.**, v. 33, p. 293-310, 1999.

SEBER, G.A. F. & WILD, C.J. **Nonlinear Regression**. John Wiley & Sons, Inc, 2003.

SETZER, J. **Atlas climatológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Comissão Interestadual da Bacia do Paraná-Paraguai, CESP, 1966.

SHANDAS, V. & ALBERTI, M. Exploring the role of vegetation fragmentation on aquatic conditions: Linking upland with riparian areas in Puget Sound lowland streams. **Landscape Urban Plan.**, v. 90, p. 66-75, 2009.

SOUSA, R.C.; RANZINI, M.; ARCOVA, F.C.S.; CICCO, V. & CÂMARA, C.D. Redistribuição das chuvas pelas copas das árvores em plantio de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae) no Parque Estadual da Serra do Mar, Cunha – SP. **Rev. Inst. Flor.**, v. 23, n. 1, p. 27-38, 2011.

SPONSELLER, R.A. & BENFIELD, E.F. Influences of land use on leaf breakdown in southern Appalachian headwater streams: a multiple-scale analysis. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 20, p. 44-59, 2001.

STEWART, J.S.; WANG, L.; LYONS, J.; HORWATICH, J.A. & BANNERMAN, R. Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. **J. Am. Water Res. Ass.**, v. 37, p. 1475-1487, 2001.

STOREY, R.G. & COWLEY, D.R. Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. **Hydrobiologia**, v. 353, p. 63-76, 1997.

STRICKLAND, J.D.H. & PARSONS, T.R. A manual of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. Board Can.**, v. 125, p. 1-18, 1960.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W. & ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Berkeley: University of California Press, 1979.

TABACCHI, E.; CORRELL, D.L.; HAUER, R.; PINAY, G.; PLANTY-TABACCHI, A.M. & WISSMAR, R.C. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. **Freshw. Biol.**, v. 40, p. 497-516, 1998.

TABACCHI, E.; LAMBS, L.; GUILLOY, H.; PLANTY-TABACCHI, A.M.; MULLER, E. & DÉCAMPS, H. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. **Hydrol. Process.**, v. 14, p. 2959–2976, 2000.

TAKEDA, H. & ABE, T. Templates of food–habitat resources for the organization of soil animals in temperate and tropical forests. **Ecol. Res.**, v. 16, p. 961–973, 2001.

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

TRAN, C.P.; BODE, R.W.; SMITH, A.J. & KLEPPEL, G.S. Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). **Ecol. Indic.**, v. 10, p. 727-733, 2010.

VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. **Marc. Chem.**, v. 10, p. 109-122, 1981.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 37, p. 130-137, 1980.

VITOUSEK, P.M. & REINERS, W.A. Ecosystem Succession and Nutrient Retention: A Hypothesis. **BioScience**, v. 25, p. 376-381, 1975.

VON GLEHN, H.C.; RESENDE, R.U. & BONONI, V.L.R. Gestão Ambiental. In: RODRIGUES, R.R. & BONONI, V.L.R. (orgs) **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2008. p. 140-145.

XULUC-TOLOSA, F.J.; VESTER, H.F.M.; RAMÍREZ-MARCIAL, N. CASTELLANOS-ALBORES, J. & LAWRENCE, D. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. **Forest Ecology and Management**, v. 174, p. 401-412, 2003.

WEBSTER, J.R. & BENFIELD, E.F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v. 17, p. 567-594, 1986.