



Modelo de Fluxo de Fósforo Total para o Sistema Hidrogeológico da Bacia do Lago Tupé, Amazônia Central

Fábio M. APRILE

Pesquisador visitante: Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Palanza, Verbana - It
Correspondência: Instituto Oceanográfico da USP, Departamento de Oceanografia Química e
Geológica. Rua Doralice P. Teixeira 48 São Paulo, SP. CEP 05417-070
E-mail: aprilefm@hotmail.com

Gilmar W. SIQUEIRA

Universidade Federal do Pará, Centro de Ciências Exatas e Naturais, Avenida Augusto Corrêa
1 Guamá, Belém, PA. CEP 66075-100 E-mail: gilmar@ufpa.br

RESUMO - O lago Tupé (02°57'-03°04'S e 60°13'-60°19'W) está localizado no rio Negro acima da confluência com o rio Solimões a 25 km de Manaus, Amazônia Central. Este trabalho teve por objetivo estudar as concentrações e o fluxo de fósforo total nos compartimentos água (superfície e fundo), água intersticial, água da chuva, sedimento superficial e serapilheira na bacia do lago Tupé. Devido à influência da sazonalidade as coletas foram realizadas em dois períodos distintos do ciclo hidrológico (enchente e vazante) e em três pontos de amostragem: igarapé da Cachoeira, igarapé Terra Preta e estação central. Com base nos resultados da dinâmica do fósforo foi elaborado um modelo de fluxo compartimental/conceitual destacando fontes autóctones e alóctones no sistema lacustre. Foram propostas equações com base na morfologia do lago, pulso de inundação, fluxo sedimentar e características climáticas para explicar a dinâmica do fósforo no sistema. A água da chuva desempenhou importante processo na ciclagem de fósforo, representada pela lixiviação de nutrientes da vegetação e serapilheira associada aos solos. O estoque de P-total nos compartimentos foi maior na vazante, exceção para o sedimento, demonstrando o caráter sazonal do sistema lacustre. O sistema foi considerado "aberto" com duas fontes significativas de P-total: alóctone oriunda da serapilheira e autóctone proveniente dos sedimentos superficiais.

PALAVRAS-CHAVE: dinâmica de nutrientes, ciclagem de fósforo, modelo matemático, equações diferenciais, lago de águas pretas.

Ciclos Biohidrogeoquímicos

Atualmente, são conhecidos 110 elementos químicos descritos em tabela periódica. Destes, sabe-se que cerca de 40% são necessários para que os seres vivos desenvolvam suas atividades básicas. Em decorrência da maior ou menor quantidade requerida por uma determinada espécie, tais elementos podem ser classificados como micro, meso (segundo alguns autores) e macronutrientes. Os micronutrientes em quantidades inferiores a 0,2% do peso orgânico seco são representados pelos elementos V^{2+} , Cr^{2+} , Mo^{2+} , Co^{2+} , Zn^{2+} , B^{3+} e Al^{3+} . Os macronutrientes são subdivididos em dois grupos: os de quantidades entre 0,2 e 1% (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , S^{2-} e Cl^-), e os com percentual superior a 1% do peso orgânico seco (C, N e P). Por estarem sendo constantemente absorvidos pelos seres vivos e, posteriormente, reincorporados no sistema abiótico, os elementos nutricionais passam a circular por entre os diversos compartimentos existentes no planeta, formando os ciclos biohidrogeoquímicos.

Um ciclo biohidrogeoquímico é definido como o fluxo de um determinado elemento ou elementos químicos por entre os diversos compartimentos existentes em um ecossistema (biosfera, litosfera, hidrosfera e atmosfera). A Terra poderia ser muito bem representada matematicamente através de um imenso e complexo diagrama, com centenas de conjuntos e milhares de subconjuntos se inter-relacionando dentro deste “universo”. As diversas populações (subconjuntos) que formam as diferentes espécies necessitam viver em constante interação, em uma relação muitas vezes de dependência direta, formando assim as comunidades bióticas ou biocenose. A biocenose, por sua vez, depende das relações existentes entre o meio biótico e abiótico (biótopo). O somatório da biocenose mais biótopo resulta no ecossistema.

Naturalmente que, para manter essa inter-relação entre todos os ecossistemas do planeta há necessidade de uma imensa fonte de energia, que neste caso é proveniente do Sol. A energia luminosa oriunda do Sol é apreendida e metabolizada pelos produtores, que na grande maioria são autótrofos fotossintetizantes. Por sua vez, a energia

captada participa diretamente dos processos metabólicos para obtenção de matéria orgânica viva, bem como utilizada na manutenção dos processos fisiológicos e bioquímicos como: respiração, manutenção da temperatura corpórea, digestão, produção de hormônios e sangue etc. Assim, com base nas leis da termodinâmica, parte da energia adquirida por um organismo, seja qual for seu nível trófico, é transformada ou consumida em processos metabólicos, e parte é dissipada quando passa de um nível trófico para outro. O estudo do fluxo de energia pode indicar, segundo Odum (1983) e Odum (1993), o grau de eficiência nos níveis de aproveitamento (produtividade biológica) de uma cadeia trófica.

Os ciclos nutricionais estão intimamente relacionados aos processos biológicos, e aos ciclos hidrológico e geológico. O ponto de partida para a formação dos nutrientes normalmente se dá na rocha matriz ou rocha mãe, que é um imenso depósito de elementos químicos cuja principal função é liberar estes elementos de forma lenta e contínua para os ecossistemas terrestres e aquáticos e, conseqüentemente, para toda biota. A liberação dos nutrientes se dá predominantemente através dos processos de intemperismo. O intemperismo segundo Aprile *et al.* (2005) é definido como o conjunto de processos ou modificações devidos à ação de agentes atmosféricos e biológicos, que geram a destruição física e a decomposição química dos minerais e rochas. Para os autores, na região Amazônica a ação do intemperismo químico é predominantemente mais acentuada, devido à temperatura e quantidades de chuvas mais elevadas. A partir do intemperismo são produzidos sedimentos que são levados pela água, vento, ou gelo. Estes sedimentos são carreados para as águas continentais e daí levados em direção aos oceanos. É nos oceanos que os sedimentos podem se transformar em rochas sedimentares. Em áreas mais profundas dos oceanos, sob forte ação da pressão e temperatura, as rochas sedimentares podem ser transformadas em rochas metamórficas e reinicia-se o ciclo.

Os elementos podem ser liberados para os ecossistemas terrestres participando da composição dos diversos

tipos de solos. Nos ecossistemas aquáticos, os nutrientes podem ser lançados como íons dissolvidos, material particulado em suspensão ou mesmo na forma de sedimentos superficiais ou de fundo. Já no compartimento atmosfera os nutrientes podem ser encontrados sob a forma de gases ou partículas em suspensão.

Uma vez liberados nos ecossistemas terrestres e aquáticos os nutrientes, estejam na forma iônica ou conjugada, entrarão nos ciclos biológicos ou bioquímicos, fazendo parte da cadeia trófica e passando sucessivamente pelos produtores, consumidores de diversas ordens e decompositores. Estes últimos formados pela microbiota dos solos e sedimentos (bactérias aeróbicas e anaeróbicas, vírus, fungos, actinomicetes, algas e protozoários). A microbiota é um grupo à parte, muito específico, que em determinadas situações de estresse físico, com alta temperatura e pressão, ausência de luz e presença de elementos considerados tóxicos para qualquer outro grupo animal ou vegetal, pode-se estabelecer e dominar o ambiente. É o caso, por exemplo, das associações de bactérias que vivem na base de vulcões submersos, realizando um processo de quimiossíntese bastante eficiente. Em determinados momentos no ciclo biológico, formas nutricionais modificadas pelos processos fisiológicos e bioquímicos são liberadas para o meio físico através das diversas formas de excreção, ou ainda como detritos e matéria orgânica após a morte do organismo, seja ele vegetal ou animal. Esse conjunto de ações e processos forma, de maneira bem generalista, ciclo biohidrogeoquímico (Fig. 1).

O ciclo biohidrogeoquímico é a permuta cíclica de elementos químicos, que ocorre entre os sistemas bióticos e abióticos. Todos os elementos químicos naturais apresentam um fluxo dinâmico nos ecossistemas transitando constantemente entre o meio físico e os organismos. Todos os ciclos possuem reservatórios ou “pools” abióticos, cuja natureza muito diversificada pode incorporar vários elementos ou moléculas inorgânicas como óxidos (SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , MnO , CaO , Na_2O , K_2O , TiO_2 e P_2O_5) e sulfetos (SO_x). Também existem os reservatórios biológicos, que permitem a incorporação de substâncias de origem orgânica morta, como excretas em geral,

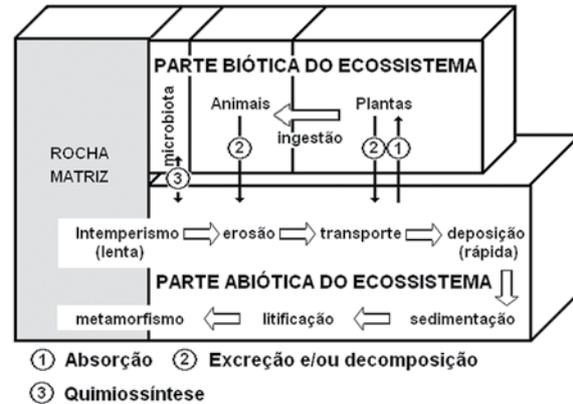


Figura 1: Modelo geral de ciclo biohidrogeoquímico em associação a um ciclo sedimentar.

substâncias húmicas e fúlvicas, e material proveniente de turfeiras. O pool biológico é mais restrito que o abiótico, no entanto, é muito mais dinâmico visto que a taxa de renovação é alta em contrapartida aos processos de intemperismo, que ocorrem de forma contínua e lenta, como mostrado na Figura 1.

Em decorrência da maior ou menor oferta e da natureza dos “pools” abióticos, os diversos ciclos biohidrogeoquímicos podem ser classificados em:

- ciclo sedimentar - onde o principal “pool” está nas rochas, é um ciclo mais vulnerável às perturbações externas em decorrência do elevado tempo de recirculação do reservatório, exemplo fósforo e cálcio;
- ciclo atmosférico - é um ciclo mais dinâmico com um eficaz mecanismo de autorregulação, exemplo oxigênio e nitrogênio; e
- ciclo misto - tem oferta de elementos em ambos os reservatórios sedimentar e atmosférico, exemplo água, carbono e enxofre.

O estudo dos ciclos biohidrogeoquímicos permite entre outras coisas a identificação e, conseqüente, monitoramento de fontes de poluição, sejam elas pontuais ou dispersas, o estabelecimento de técnicas de manejo e recuperação de áreas degradadas, uso racional dos recursos minerais e hídricos, maior entendimento a despeito das cadeias e redes tróficas, controle de emissões de poluentes etc. Em meio às diversas atividades antrópicas, o manejo e aumento da eficiência de programas de piscicultura, destoxificação de ambientes contaminados por

metais pesados, redução do uso de agrotóxicos, preservação da riqueza microbiológica dos solos e sedimentos são outros exemplos práticos decorrentes da pesquisa dos ciclos biotransformação. Atividades antrópicas podem interferir nos ciclos biotransformação através do desmatamento, impermeabilização do solo e assoreamento dos corpos de água superficial, acelerando a evaporação e reduzindo a recarga dos aquíferos subterrâneos.

Ciclo Hidrológico

A água é substância essencial para a vida. Entre 70 e 75% da superfície terrestre está coberta por água, sendo que desde total 97% encontram-se nos mares e oceanos; 2,25% estão na forma de gelo nos polos e geleiras e, 0,75% estão presentes nos rios, lagos e aquíferos subterrâneos (Falkenmark, 1994; Lean & Hinrichsen, 1994; Fig. 2). Grandes massas de águas oceânicas circulam pelo planeta transportando nutrientes e redistribuindo o calor acumulado na zona equatorial. A água está presente na atmosfera em função dos processos de evaporação e evapotranspiração. A evapotranspiração é um processo que exige maior quantidade de energia para ser realizado, energia esta proveniente do Sol. O balanço hídrico, dado pelo somatório da evaporação (E) e evapotranspiração (Ev) menos precipitação (P) é positivo nos oceanos e negativo na zona continental. Isso significa dizer que a precipitação é maior no continente. Graças a esse fenômeno há formação e renovação de rios e lagos, e o abastecimento dos aquíferos. Toda essa importância da água no equilíbrio e manutenção térmica do planeta deve-se a suas propriedades físicas e químicas.

Foram o químico francês Joseph Louis Gay-Lussac e o naturalista alemão Alexander Von Humboldt que definiram em 1804 a estrutura molecular da água. Componente principal da matéria viva constitui de 50 a 90% da massa dos organismos. Solvente universal, graças a sua estrutura atômica com alta constante dielétrica (78,5 a 25 °C), participa direta ou indiretamente de todas as reações bioquímicas (hidrólise) e fisiológicas. É um importante meio de transporte de substâncias dentro e fora das células

liberando substâncias nocivas (via de excreção) ou excessos produzidos pelo organismo. Com alto calor específico atua no equilíbrio da temperatura dentro da célula (termorregulação), impedindo mudanças bruscas que afetem o metabolismo

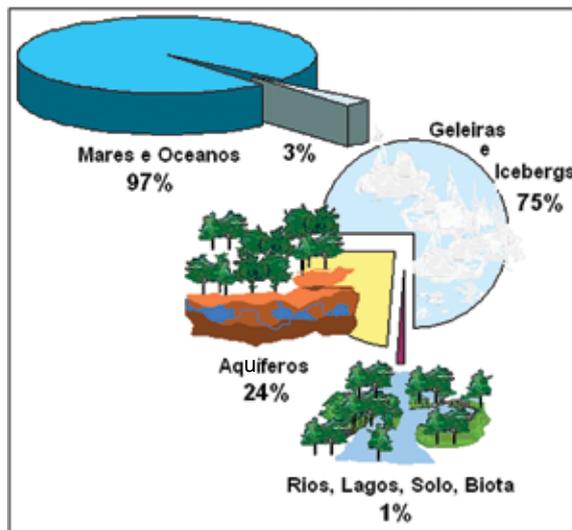


Figura 2: Distribuição de água no planeta (Falkenmark, 1994; Lean & Hinrichsen, 1994).

celular. A água apresenta elevados calores latentes de evaporação ($L_v = 590 \text{ cal.g}^{-1}$) e de fusão ($L_f = 80 \text{ cal.g}^{-1}$) necessitando assim de grande energia para mudar de estado físico. Sua estrutura química permite a formação de soluções iônicas, coloidais e não eletrolíticas. Com alta tensão superficial, a molécula de água se adere fortemente a moléculas carregadas permitindo a manutenção da estabilidade coloidal. A água no estado líquido possui sua maior densidade (1,0 a 4 °C).

No aspecto limnológico um fenômeno importante da água, relacionado à sua densidade, é a estratificação térmica e química. Trata-se de um fenômeno de suma importância, principalmente em sistemas lacustres, pois permite a ocorrência de uma “estratificação biológica”, que pode vir a influenciar, por sua vez, nos ciclos biotransformação dos ecossistemas aquáticos.

O ciclo da água pode ser interpretado sob dois aspectos: pequena circulação ou ciclo abiótico, e grande circulação ou ciclo biótico. Na pequena

circulação as águas oriundas dos ambientes marinho e continental evaporam sob a influência da energia fornecida pela radiação solar, que eleva a temperatura do ar fazendo a água passar do estado líquido para o gasoso. A energia utilizada na evaporação da água dos oceanos se constitui o principal elemento do ciclo hidrológico. Nas camadas mais altas da atmosfera o vapor de água sofre condensação retornando a crosta terrestre sob a forma de chuva. Observa-se que nesta circulação não há contato da água com seres vivos. Calcula-se que anualmente evaporam dos oceanos de $3,8 \cdot 10^5 \text{ km}^3$ (Wundt, 1953 *apud* Esteves, 1998) a $4,3 \cdot 10^5 \text{ km}^3$ (Clarke, 1991) de água, sendo que cerca de 75% retorna aos oceanos sob a forma de precipitação. Já na grande circulação a água é absorvida pelos seres vivos, participando de seus processos metabólicos e só então retornando ao meio ambiente.

A composição química das precipitações oceânica e continental se diferem, principalmente, em relação às concentrações dos íons Na^+ , Mg^{2+} , Cl^- e Ca^{2+} (Berner & Berner, 1987). Os teores de sódio, magnésio e cloreto nas águas de chuva são distintamente maiores, aproximadamente 80% do total na região oceânica (Fig. 3). Já o cálcio é predominante nas águas precipitadas na região continental. A composição química da água da chuva é um reflexo do sistema a que está condicionada pelo processo de evaporação. A evapotranspiração, infiltração, escoamento superficial e subterrâneo são outros elementos igualmente importantes no ciclo hidrológico.

O balanço entre os diferentes elementos do ciclo hidrológico determina as características hidrológicas e geoquímicas dos corpos de água. Nesse sentido, procurou-se inicialmente, com base em literatura, elaborar um modelo de balanço de água para um ecossistema continental teórico (Fig. 4), a fim de compreender os diversos processos que interagem em um ciclo biohidrogeoquímico. No modelo apresentado observa-se que o balanço final entre a quantidade de água que entra e sai do sistema é zero. Isso significa dizer que a precipitação é igual à soma da água devolvida para a atmosfera pela evaporação e evapotranspiração mais a água de escoamento superficial. Em condições naturais nos sistemas amazônicos, esse balanço pode variar de

um ano para outro em decorrência da influência de eventos climáticos, como massas de ar estacionárias ou fenômeno “El Niño”. Daí a importância de inserir dados históricos pluviométricos no modelo para tentar aproximar o mesmo das condições reais. Segundo dados de Clarke (1991) e Gleick (1996), em média, a quantidade de água precipitada nas áreas continentais é da ordem de $1,1 \cdot 10^5 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$ enquanto que o volume evaporado na mesma região é de $7 \cdot 10^4 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$. A diferença no balanço está no volume de água evaporado no oceano que é precipitado no continente.

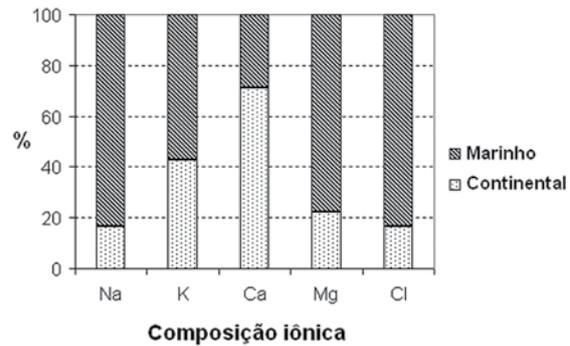


Figura 3: Composição química da água da chuva no ambiente marinho e continental segundo Berner & Berner (1987).

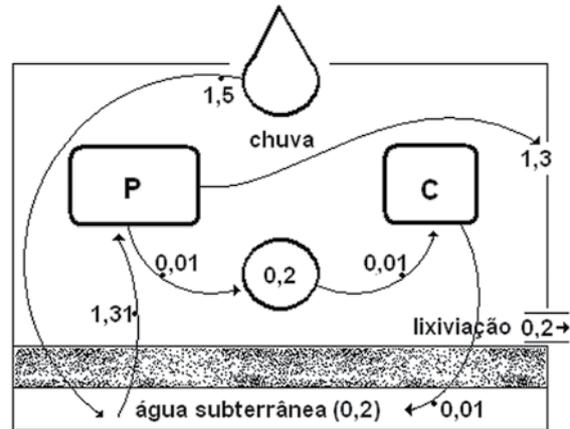


Figura 4: Fluxo de água em ecossistema continental teórico com base nas estimativas de Clarke (1991) e Gleick (1996). Valores em $10^6 \text{ g H}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$. (P = produtores e C = consumidores).

Fluxo Nutricional

Uma vez definido o balanço teórico de água busca-se então introduzir o elemento fósforo no modelo, relacionando-o com o fluxo de energia. Na Figura 5 é apresentado um modelo genérico de fluxo de P, O₂ e CO₂ e suas interações com o ciclo hidrológico. Considerando o modelo aberto e havendo um equilíbrio entre os diversos biótopos e biocenoses, observa-se que o balanço final é zero, com entrada e saída total do sistema de $51,15 \cdot 10^8 \text{ J.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ de energia. Evidenciam-se as fontes de energia: radiação solar, como principal fonte de entrada ($46 \cdot 10^8 \text{ J.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) e decomposição, como principal fonte de saída ($39,43 \cdot 10^8 \text{ J.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$). Destaca-se a contribuição de fósforo proveniente da rocha matriz através da ação do intemperismo e a participação dos seres vivos, que através dos processos de excreção e decomposição devolvem ao ambiente o fósforo incorporado. Outra vertente importante, principalmente em ecossistemas aquáticos costeiros, é o efeito do “spray marinho”, que contribui com teores de P-total para as lagoas costeiras. Aprile *et al.* (1998; 2001) discutem a eficiência do spray marinho como fonte contínua de fósforo para as lagoas costeiras do Baixo Rio Doce no Estado do Espírito Santo, e evidenciam a importância desta fonte nos períodos de estiagem.

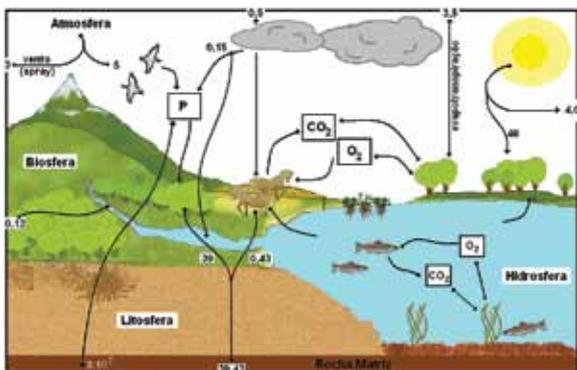


Figura 5: Fluxo energético e nutricional em um bioma tropical com ênfase para o elemento fósforo. Baseado em Berner & Berner (1987), Clarke (1991) e Gleick (1993; 1996). Valores em $10^8 \text{ J.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$.

Dois ciclos de nutrientes nos ecossistemas florestais são apontados por Pritchett (1986): ciclo biológico ou fechado, que envolve o transporte de elementos dentro da planta e entre esta e o solo, tendo como etapas absorção, translocação, retenção e restituição de nutrientes por parte da vegetação; e o ciclo geoquímico ou aberto, que envolve a transferência de elementos dentro ou fora do ecossistema. A entrada de nutrientes no ecossistema é decorrente da atmosfera (precipitação), litosfera (intemperismo), biosfera (fixação biológica do nitrogênio), além da fertilização artificial pela atividade antrópica. Já a saída de nutrientes é representada pela perda por erosão, lixiviação, volatilização e remoção pela exploração florestal. A deposição da serapilheira é a principal via de retorno de carbono, nitrogênio, fósforo e cálcio ao solo (Cole & Rapp, 1980; Vogt *et al.*, 1986). Desta forma, a serapilheira torna-se um dos mais intensos sítios de interação entre a ciclagem de elementos químicos inorgânicos e a transferência de energia. A razão destes no complexo solo/folhedo condiciona a capacidade de produção do ecossistema (Delitti, 1984). Denomina-se serapilheira todo material vegetal acumulado sobre o solo (folhas, flores, frutos, sementes, galhos e fragmentos de caule), apresentando diversos estágios de decomposição, desde o recém caído até aquele quase totalmente decomposto. Outro modo de transferência de nutrientes da vegetação para o solo é pelas águas de precipitação interna da floresta e de escoamento pelos troncos (Arcova & Cicco, 1987).

Dinâmica do Fósforo

Elemento de ciclo fundamentalmente sedimentar, o fósforo tem sua grande reserva na rocha matriz, que lenta e continuamente o libera para o solo onde é incorporado pelas plantas e posteriormente assimilado pelos animais (consumidores). As aves e morcegos devolvem o fosfato ao meio ambiente através das fezes (guano). Devido a sua capacidade de formar compostos solúveis, o fósforo é carreado através da água da chuva em direção aos rios e lagos até chegar ao oceano e posteriormente ser reincorporado às rochas. Neste percurso as



concentrações de fósforo nas águas continentais se elevam causando um processo conhecido como eutrofização. Como consequência, há um aumento da população de bactérias e algas, fenômeno conhecido como “bloom” de algas. Há um aumento excessivo da matéria orgânica viva, seguida de um aumento da concentração de matéria orgânica morta. Esta por sua vez, entra em processo de decomposição aeróbica, reduzindo os níveis de oxigênio na água, e acarretando a mortandade de diversos animais, principalmente peixes.

Os ecossistemas aquáticos são na maioria das vezes considerados sistemas abertos, de modo que os processos biohidrogeoquímicos atuantes são dependentes do fluxo de entrada e saída de nutrientes pelas vias aérea, terrestre, aquática e sedimentar. Objetivando determinar e quantificar as principais vias de fluxo de fósforo total para o ecossistema lacustre Tupé, foram determinados os teores de P-total na coluna de água nas camadas superficial e profunda, água da chuva, água intersticial, sedimento superficial e serapilheira em três pontos de amostragem mostrados na Figura 6.

Uma descrição abrangente sobre o lago, incluindo sua caracterização limnológica, pode ser encontrada em Aprile & Darwich (2005) e Darwich *et al.* (2005). As amostragens foram realizadas nos períodos de enchente e vazante do ciclo hidrológico 2005. As águas de sub-superfície e fundo foram amostradas com garrafa de Ruttner, água da chuva com garrafas pet com funil de 50 cm de diâmetro acoplado, e água intersticial com piezômetro acoplado a bomba vácuo manual. Durante os períodos de chuva esperou-se cerca de 15 minutos de chuva intensa antes de montar os coletores. Todas as amostras de água foram armazenadas em frascos de polietileno etiquetados e acondicionadas em freezer até momentos antes da análise. Toda a vidraria e frascos de coleta foram lavados com sulfocrômica, seguido de HCl 15%, água corrente e água destilada. O sedimento foi coletado com draga modelo Ekmann, e serapilheira através de coletores com fundo de tela de nylon. Para fins estatísticos foram selecionadas aleatoriamente três parcelas de liteira por ponto,

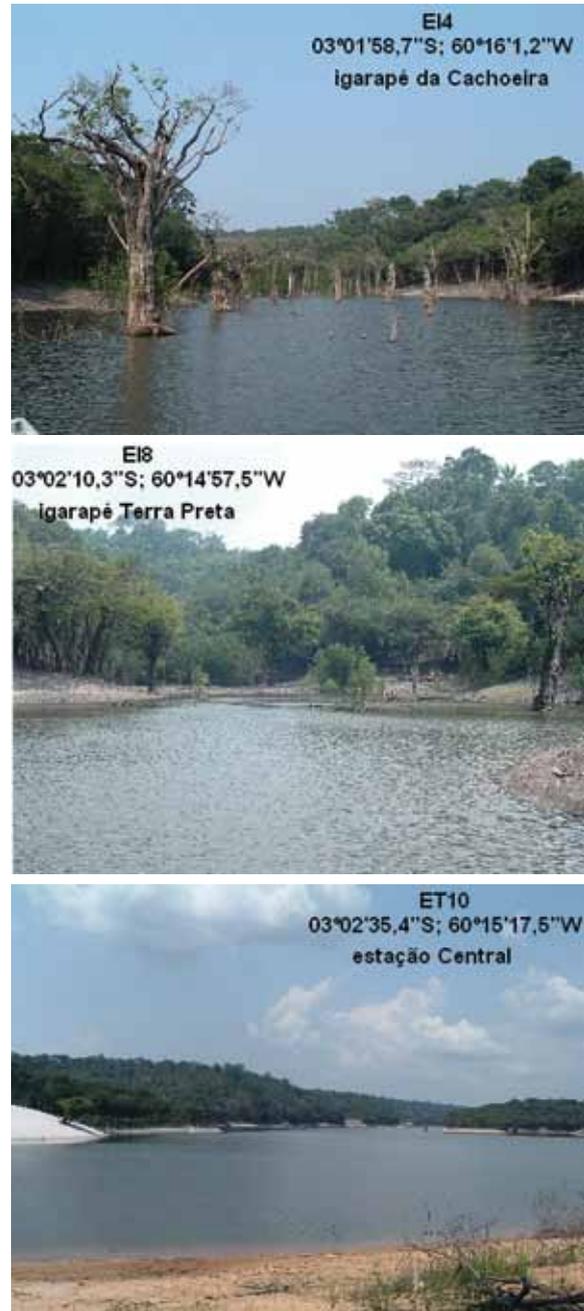


Figura 6: Localização dos pontos de amostragem no lago Tupé, Amazônia Central.

posteriormente as parcelas foram misturadas e foi retirada uma amostra final encaminhada para análise. No laboratório de química da água do INPA as amostras de sedimento e serapilheira foram secas em estufa à 60 °C, depois o material foi pulverizado com almofariz. O fósforo total foi determinado pelo método do ácido ascórbico com extração ácida a frio segundo adequação metodológica de Aprile & Bianchini Jr. (2003). Adicionou-se as amostras em recipiente de vidro com extrator Mehlich ou Carolina do Norte (HCl 0,05 N + H_2SO_4 0,025 N) e agitou-se a mistura por cinco minutos. Em seguida, a mistura foi deixada em repouso por 16 horas, após esse período, retirou-se alíquota de 5 mL do sobrenadante e misturou-se a solução denominada “solução coquetel”, na proporção 1:1, composta por 2 g de ácido ascórbico e 200 mL de “solução 725” contendo subcarbonato de bismuto e molibdato de amônio em meio ácido (H_2SO_4). Após 30 minutos a amostra foi lida em espectrofotômetro a 725 nm.

Os resultados mostram que, de modo geral, os teores de fósforo total foram mais altos nos compartimentos durante o período de vazante, a exceção do sedimento superficial (Fig. 7). Os teores de P-total na água da chuva não excederam $2 \mu\text{g.L}^{-1}$ ao longo do ciclo hidrológico. Na camada de água superficial do lago os valores de P-total oscilaram, em média, entre 6 e $19 \mu\text{g.L}^{-1}$ (média de $13 \mu\text{g.L}^{-1}$) na enchente e, de 14 a $18 \mu\text{g.L}^{-1}$ (média de $16 \mu\text{g.L}^{-1}$) na vazante. Na camada mais profunda os teores oscilaram entre 11 e $34 \mu\text{g.L}^{-1}$ (média de $23 \mu\text{g.L}^{-1}$) na enchente e de 23 a $31 \mu\text{g.L}^{-1}$ (média de $27 \mu\text{g.L}^{-1}$) na vazante. A estação central (ponto ET10) apresentou teores sensivelmente maiores em comparação aos igarapés de floresta, provavelmente por ser o corpo receptor destas águas, bem como do rio Negro no período de enchente. Na água intersticial as concentrações oscilaram entre 645 e $2180 \mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $1316 \mu\text{g.L}^{-1}$ na enchente, e de 755 a $2179 \mu\text{g.L}^{-1}$ com média $1373 \mu\text{g.L}^{-1}$ na vazante, sendo que as maiores contribuições para a coluna de água foram observadas no ponto próximo a estação central.

A principal fonte de fósforo para a coluna de água adveio da liteira, que apresentou teores entre 0,35 e $0,64 \text{ g.kg}^{-1}$ (média $0,50 \text{ g.kg}^{-1}$) na enchente e, entre 0,66 e $0,87 \text{ g.kg}^{-1}$ (média $0,78 \text{ g.kg}^{-1}$) na vazante. No igarapé da Cachoeira os teores de fósforo na liteira foram ligeiramente superiores aos demais pontos amostrados. Estudos sobre concentração de fósforo foliar de espécies arbóreas em gradientes sucessionais em solos inférteis na Amazônia, desenvolvidos por Sobrado & Medina (1980) e Reich *et al.* (1995), revelam concentrações entre 0,44 e $0,70 \text{ g.kg}^{-1}$. O teor de elementos nutricionais na serapilheira pode variar, para uma mesma espécie, em função do sítio, das características das plantas e das do próprio elemento, o que torna difícil a comparação entre diferentes ecossistemas. Carpanezzi (1980) analisou dados provenientes de 20 diferentes ecossistemas de folhosas de várias partes do mundo, obtendo teor médio de fósforo de $0,79 \text{ g.kg}^{-1}$. Schumacher *et al.* (2004) estudando a produção de serapilheira amostrada em povoamento de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, no município de Pinhal Grande (RS), encontrou teores de fósforo entre 0,62 e $0,80 \text{ g.kg}^{-1}$. A baixa fertilidade dos solos do cerrado foi discutida por Haridasan (2000) em estudos relacionando espécies nativas em comunidades associadas a solos distróficos. Em seu trabalho o autor aponta para concentrações de fósforo no nível de traço nos solos do cerrado, e conseqüentemente na serapilheira. A velocidade de decomposição da serapilheira nas formações florestais deve-se a vários fatores, entre eles, a qualidade do substrato que, segundo Swift *et al.* (1979) dentro de uma mesma região climática, é o fator determinante da taxa de decomposição.

Borém & Ramos (2002) estudando o volume em peso seco de serapilheira em uma fazenda no município de Silva Jardim, Estado do Rio de Janeiro, observaram um aumento significativo na produção no fim do período seco ($9,34 \text{ t.ha}^{-1}$) em relação ao período chuvoso ($6,19 \text{ t.ha}^{-1}$). Outros trabalhos reforçam haver sazonalidade nas taxas de produção de liteira em florestas tropicais, sendo os maiores volumes observados no período de seca (Delitti,

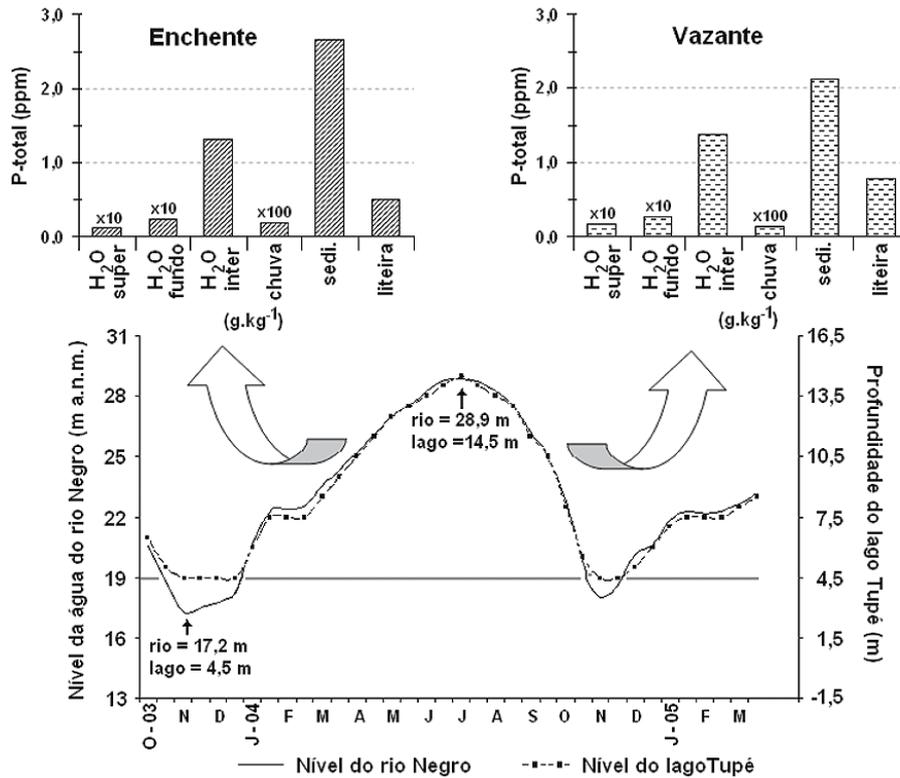


Figura 7: Teores médios de fósforo total nos diversos compartimentos da bacia lacustre Tupé para os períodos de enchente e vazante de 2005.

1984; Martins & Rodrigues, 1999). É possível que o estresse hídrico seja uma causa da queda sazonal de material das árvores em muitas florestas e, em especial, nas tropicais (Borém & Ramos, 2002). Muito embora nesta pesquisa não se tenha quantificado o volume de serapilheira produzido no entorno do lago, há uma forte relação entre o volume de liteira produzido e a concentração de macro e micro elementos presentes. Nesse sentido, os teores de P-total, que foram maiores durante o período de vazante (Fig. 7) quando os níveis de chuva reduzem-se quase ao máximo, levam a crer ter havido uma maior produção de serapilheira durante a seca.

Os solos tropicais de composição arenosa, que ocorrem em extensas áreas de planície, são conhecidos por sua baixa fertilidade, devido aos

intensos processos de lixiviação e intemperismo aos quais são impostos (Vitousek & Sanford, 1986). Para Chapin III (1980) solos arenosos inférteis são dominados por espécies de crescimento lento, devido à sua baixa capacidade de fotossíntese e absorção de nutrientes. Os solos que compõem o entorno da bacia do lago Tupé apresentam altos percentuais de fração arenosa.

Estudos sobre a dinâmica dos nutrientes nos ecossistemas aquáticos têm se tornado cada vez mais importantes para a compreensão dos mecanismos metabólicos que envolvem os sistemas em questão. Nesse aspecto, o sedimento superficial pode atuar como compartimento reservatório/fornecedor de nutrientes à coluna de água. Os sedimentos refletem a atuação dos parâmetros ambientais por um longo

período de tempo, constituindo um registro da dinâmica nutricional da região. O compartimento sedimento do lago apresentou concentrações de P-total entre 1,56 e 3,97 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (média 2,76 $\mu\text{g.g}^{-1}$) na enchente e de 1,19 a 2,97 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (média 2,10 $\mu\text{g.g}^{-1}$) na vazante. Os menores teores de fósforo na vazante provavelmente se devem a ressuspensão dos sedimentos pela intensa movimentação da coluna de água. Contribuições oriundas do sedimento dependem das propriedades de agregação e porosidade dos mesmos, e da capacidade de dessorção dos elementos fosfatados em condições aeróbicas.

A análise morfométrica do lago Tupé, realizada por Aprile & Darwich (2005), revelou que o lago apresenta uma seção transversal com padrão

tendendo ao triangular, com formato de cunha irregular “V” deslocado para a margem direita. Segundo os autores, a alta declividade do lago (1,9 m.km^{-1}) proporciona um aumento da velocidade das águas, originando um padrão de transporte sedimentar com áreas de inundação alimentada pelas águas do rio durante os períodos de enchente e cheia. Essa é uma característica fundamental para o estudo da dinâmica nutricional, pois é em decorrência da presença dessa cunha em direção a estação central do lago (ponto ET10), que há um maior acúmulo de elementos nutricionais, como fósforo, nos diversos compartimentos desse trecho do lago. A exceção do compartimento serapilheira todos os demais compartimentos localizados na

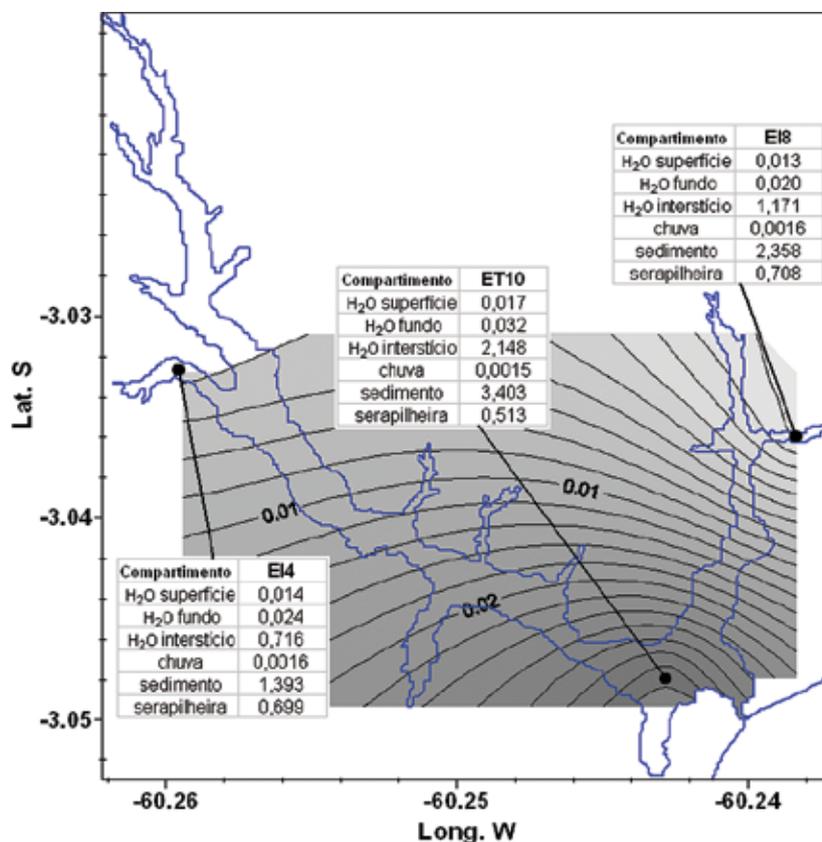


Figura 8: Isovalores da média de fósforo total nos compartimentos água de superfície, fundo, intersticial e da chuva (mg.L^{-1}), sedimento ($\mu\text{g.g}^{-1}$) e serapilheira (g.kg^{-1}) para o ciclo hidrológico 2005 na bacia do lago Tupé, Amazônia Central.



estação central apresentaram, em média, teores de fósforo total superiores aos encontrados nos igarapés de floresta (Fig. 8).

As isolinhas demonstradas na figura 8 indicam uma maior concentração de nutrientes em direção ao ponto mais profundo do lago (ET10), que ao longo do ano hidrológico, sempre apresenta uma coluna de água variando de 4,5 m na seca a 15 m na cheia. Os teores mais elevados de fósforo total estão diretamente associados aos sedimentos siltosos e argilosos. No ponto ET10 há maior concentração de partículas finas, oriundas dos igarapés de floresta, e os teores médios de P-total são superiores a $3,4 \text{ ug.g}^{-1}$.

A bacia do rio Amazonas transporta uma carga relativamente alta de nutrientes em suspensão, ou agregada aos sedimentos superficiais. Nas áreas inundáveis, esse material sedimenta com mais facilidade devido à redução da velocidade de corrente. Nas épocas de cheias, as águas dos rios se comunicam com os igarapés, e as várzeas recebem camadas novas de sedimentos ricos em nutrientes. O lago Tupé recebe periodicamente contribuições de águas claras oriundas dos igarapés e águas pretas provenientes do rio Negro, com cargas variadas de material em suspensão e sedimentos carregados.

Modelo de Fluxo

Fica cada vez mais evidente que o avanço nas áreas que fazem interseção entre as ciências físicas, químicas e biológicas necessita de uma abordagem matemática, seja no aspecto qualitativo ou quantitativo, que possibilite explicar melhor a relação entre os processos abióticos e os sistemas bióticos. A complexidade de um ecossistema em seus diversos níveis tróficos requer técnicas que incluem dinâmica não-linear, análise harmônica, equações diferenciais estocásticas e matemática computacional. A criação de uma linguagem matemática específica para esse universo dinâmico e bastante complexo foi o ponto de partida para a elaboração de modelos com características determinísticas.

O modelo pode ser definido como uma formulação simplificada que possibilita repetir em condições não reais um fenômeno ou um sistema do

mundo real, de tal maneira, que situações complexas podem ser compreendidas e, eventualmente, previstas (Odum, 1993). Os modelos podem ser representações do tipo conceitual, compartimental, físico, matemático, estatístico, cartográfico, de simulação, entre outros (Patten, 1971; Maki & Thompson, 1973). O modelo do tipo conceitual é representativo da essência básica de um sistema, que segundo Maki & Thompson (1973), está relacionado à observação do ambiente real, de modo que um aperfeiçoamento do esquema representado no modelo conceitual influi sempre na elaboração de outro modelo. O modelo compartimental parte da observação *in situ* do sistema, identificando principais vias e fontes (compartimentos) de entrada e saída de elementos bióticos e/ou abióticos. Modelos de condição física ou matemática têm como base as leis da mecânica newtoniana (mecânica clássica) associada à criação de uma linguagem matemática para expressar fenômenos físicos, químicos e biológicos. Modelos cartográficos têm como base a elaboração de um banco de dados, resultante de um programa de monitoramento, que por sua vez é inserido sobre uma base cartográfica da região, criando assim isovalores para o sistema. Já modelos de simulação são aqueles que procuram “repetir” o comportamento dos componentes do sistema simulado em relação a uma variável independente, normalmente representada pelo tempo sendo, portanto, dinâmicos e interativos.

Uma vez definido o sistema de estudo, contabilizado os compartimentos que formam esse sistema e, elaborado um diagnóstico com base em dados históricos no âmbito das ciências física, química e biológica, o próximo passo é o estudo do balanço de energia e massa decorrentes dos diversos processos de produção e decomposição da matéria, bem como da liberação e retenção de nutrientes. Fatores externos, porém intrínsecos ao sistema, como interferências de base antropogênica, também podem e devem ser considerados na elaboração dos modelos.

Do ponto de vista da modelagem do ecossistema, os aspectos mais importantes do ciclo biológico dos elementos residuais são: a quantidade

de resíduos produzidos no tempo por unidade de área, a composição química dos resíduos e a velocidade de decomposição e liberação dos nutrientes (Fassbender, 1985 *apud* Souza & Davide, 2001).

O uso de modelos matemáticos para explicar a dinâmica dos nutrientes no ambiente aquático tem sido incentivado pela conveniência de poderem ser propostos e aplicados em outros ecossistemas, mediante adequações às condições locais. Outro fator preponderante ao uso de modelos em sistemas biológicos é o fato de que os mecanismos responsáveis pela dinâmica dos nutrientes nos ecossistemas aquáticos ainda são pouco conhecidos (Wollast, 1993), sendo necessário obter maiores informações sobre os diversos compartimentos atuantes no ecossistema e suas interações.

Um dos primeiros modelos de balanço de massa para o fósforo total da água e sedimento foi desenvolvido por Chapra (1977), a partir de estimativas e simulações, e posteriormente modificado por Chapra & Sonzogni (1979) e Sonzogni *et al.* (1983). Outros modelos já consideram na elaboração do balanço de massa os teores de P-total e compostos orgânicos presentes nos compartimentos água e sedimento com base nos aspectos sazonais dos ecossistemas aquáticos (Lesht, 1985; Lang & Fontaine, 1990; Lesht *et al.*, 1991).

Neste trabalho desenvolveu-se um modelo de fluxo do tipo conceitual/compartimental para o P-total, evidenciando fontes pontuais autóctones e alóctones para os períodos de enchente e vazante de 2005 na bacia do lago Tupé, com base nos compartimentos água (superfície, fundo, água da chuva e intersticial), sedimento e serapilheira. Para a elaboração do modelo foram levadas em consideração ainda informações sobre o ciclo hidrológico, dinâmica do fósforo, geomorfologia do lago (dados de Aprile & Darwich, 2005), aspectos limnológicos (dados de Darwich *et al.*, 2005) e dinâmica sedimentar (dados de Aprile *et al.*, 2005). A aplicação desta técnica permitiu a geração de um fluxo de caixa para o elemento fósforo entre os diversos compartimentos, a partir do grau de similaridade com as respectivas distâncias matri-

ciais e do índice de estado trófico entre as componentes mensuradas. O modelo assumiu condição de estado constante por se basear no cálculo do fluxo de sal (salinidade/ condutividade) segundo diretrizes definidas por Gordon *et al.* (1996) e Smith *et al.* (1997). O principal objetivo desta técnica é determinar o fluxo não conservativo de elementos dissolvidos, no caso fósforo. O resultado deste balanço e a utilização de vinculação estequiométrica podem fornecer estimativas sobre processos como produção primária, decomposição, fixação/liberação de nutrientes, eutrofização dos corpos de água, etc. os quais de outra forma demandariam um esforço de amostragem e análise incalculavelmente maior para serem determinados.

Com base no programa de monitoramento da qualidade da água do lago realizado entre 2003 e 2005, elaborou-se um mapa temático com isovalores para a condutividade elétrica na coluna de água, associando tais dados à dinâmica sedimentar lacustre e fluvial (Fig. 9). Observou-se que a condutividade ao longo de dois ciclos hidrológicos, em valores médios, pouco variou na condição espaço-temporal, oscilando entre 8,0 e 8,5 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ com desvio padrão inferior a 0,4. Esse é o comportamento conservativo que se esperava, garantindo a aplicação do modelo compartimental para o elemento fósforo. Outro fator de fundamental importância para compreender a dinâmica do fósforo é o mecanismo de transporte de sedimentos que ocorre no lago. Basicamente, há dois fluxos diretamente dependentes do pulso de inundação: o fluxo sedimentar lacustre, proveniente preferencialmente dos igarapés, com contribuição de sedimentos finos; e o fluxo sedimentar fluvial oriundo do rio Negro com contribuição de sedimentos arenosos. A contribuição de íons por parte dos igarapés de floresta é de fundamental importância para a renovação de nutrientes na coluna de água do lago. Nesse sentido, o trecho do lago onde está inserido o igarapé Terra Preta (ponto E18) tem grande participação não apenas em serapilheira, mas em elementos dissolvidos,

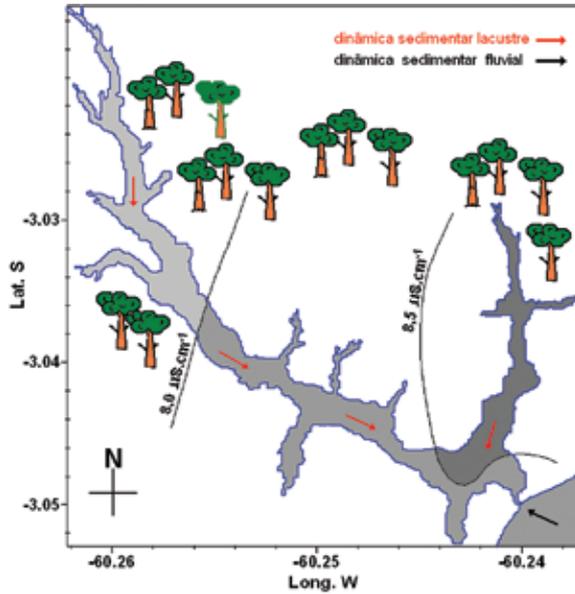


Figura 9: Isovalores da condutividade elétrica na coluna de água e fluxo sedimentar na bacia do lago Tupé.

que elevam sensivelmente a condutividade nesse trecho.

Balço Conservativo

$$\frac{dV}{dt} = \sum_{v=1}^{v=\infty} V_{in} - \sum_{v=1}^{v=\infty} V_{out} \Rightarrow$$

$$\frac{dV}{dt} = (V_{Ej} + V_P + V_{Fs} + V_{Fe} + V_{in}) - (V_{Ev} + V_{Evp} + V_{out}) \quad (\text{eq.1})$$

Com base na lei de conservação de massas, o balanço de água em um sistema hídrico em função do tempo é a diferença entre o volume de entrada e saída, e pode ser representado pela seguinte equação:

onde: V_{Ej} = escoamento fluvial; V_P = precipitação; V_{Fs} = fluxo superficial; V_{Fe} = fluxo de esgotos; V_{in} = fluxo de entrada advectivo; V_{Ev} = evaporação; V_{Evp} = evapotranspiração e V_{out} = fluxo de saída advectivo.

Nos ambientes amazônicos os níveis tróficos dos rios e lagos são acima de tudo dependentes das condições geológicas e geomorfológicas da região,

sendo de fundamental importância a origem dos recursos hídricos. Analogamente ao apresentado na equação 1, o balanço iônico no sistema em função do tempo (Δt) pode ser representado pela

$$\frac{d(V_1 S_1)}{dt} = (V_{Ej} S_{Ej} + V_{in} S_2) - V_{out} S_1 \quad (\text{eq.2})$$

diferença entre a carga total de entrada e de saída de íons. Dessa maneira, o pulso de inundação contribui fundamentalmente na distribuição dos nutrientes, que pode ser descrita como:

Redefinindo volume de entrada (V_{in}) da eq. 2 como sendo o fluxo (F_x) de troca de água do lago com o rio Negro (V_N) nos períodos de enchente e vazante, em que a cota mínima para contato entre

$$\frac{d(V_1 S_1)}{dt} = V_{in} S_2 - V_{out} S_1 \Rightarrow V_N = \frac{1}{(S_2 - S_1)} \left[V_1 \frac{dS_1}{dt} + V_r S_r \right] \Rightarrow$$

$$\frac{d(VS)}{dt} = \sum_{v=1}^{v=\infty} V_{in} S_{in} - \sum_{v=1}^{v=\infty} V_{out} S_{out} \Rightarrow \quad (\text{eq.3})$$

$$V \frac{dS}{dt} + S \frac{dV}{dt} = \sum_{v=1}^{v=\infty} V_{in} S_{in} - \sum_{v=1}^{v=\infty} V_{out} S_{out}$$

rio e lago exista (ver Fig. 7), e assumindo que o sistema encontra-se em estado constante em relação ao volume tem-se como modelo de balanço hídrico e balanço iônico:

Balço Não Conservativo

Uma vez identificados e quantificados os fluxos de advecção e mistura de água a partir dos balanços hídrico e iônico, podem ser elaborados balanços para as substâncias não conservativas

$$V \frac{dB}{dt} + B \frac{dV}{dt} = \left(\sum_{v=1}^{v=\infty} V_{in} B_{in} - \sum_{v=1}^{v=\infty} V_{out} B_{out} \right) + \Delta B \Rightarrow \quad (\text{eq. 4})$$

$$\Delta B = \left(V \frac{dB}{dt} + B \frac{dV}{dt} \right) - \left(\sum_{v=1}^{v=\infty} V_{in} B_{in} - \sum_{v=1}^{v=\infty} V_{out} B_{out} \right)$$

(B). A equação 4 decorrente da modificação do balanço iônico conservativo inclui o somatório dos processos bióticos e abióticos, que adicionam e removem elementos não conservativos no sistema, gerando assim, um fluxo não conservativo:

Neste caso, o P-total é adicionado e/ou removido do compartimento lacustre pelos demais compartimentos pré-definidos (água do rio Negro, água intersticial, da chuva, sedimento superficial e serapilheira associada ao solo marginal), através de mecanismos de adsorção, desorção e transporte

$$\sum_{i=1}^{n_{in}} V_{in} B_{in} - \sum_{i=1}^{n_{out}} V_{out} B_{out} = \frac{dS_c}{dt} \quad (\text{eq. 5})$$

$$\frac{dS_c}{dt} = S_{lo} V_{le} S_{le} + S_s V_s S_s + S_{e/i} V_{ie} S_{ie} + P V_{ie} S_{ie} - (S_{le} V_s S_s + S_{le} V_{lo} S_{lo})$$

$$\Rightarrow \Delta B = V \frac{dB}{dt} + B \frac{dV}{dt} - [S_{lo} V_{le} S_{le} + S_s V_s S_s + S_{e/i} V_{ie} S_{ie} + P V_{ie} S_{ie} - (S_{le} V_s S_s + S_{le} V_{lo} S_{lo})]$$

(Fig.10). Uma vez definido e equacionado o modelo é possível inserir quaisquer outras fontes de água, sal e elementos não conservativos adicionais, presentes no sistema lacustre. Inserindo as componentes dos compartimentos definidos na Figura 10 na equação 4, tem-se:

A base matemática para a elaboração de modelos conceituais/compartimentais é equação diferencial de ordem “n”, que representa o diferencial dV/dt da quantidade teórica (V) de um componente em função do tempo. Dessa maneira, é possível

representar matematicamente os fluxos de entrada ($V_{in} B_{in}$) e saída ($V_{out} B_{out}$). Pelo fato de não ter sido ainda quantificado ou mesmo discutido com maior profundidade o grau de impacto decorrente da ação antrópica na RDS Tupé, essa componente não foi incluída no modelo conceitual/compartimental.

Muito embora os modelos conceituais sejam úteis na representação dos fluxos de entrada e saída de elementos conservativos e não conservativos dentro de um sistema, pelo fato de não serem quantificáveis, na maioria das vezes não expressam a variação dos principais componentes do ambiente de estudo. Para suprir essa deficiência deve ser implantado um programa de monitoramento efetivo das variáveis bióticas e abióticas na bacia do lago Tupé, obtendo assim informações cada vez mais precisas sobre a dinâmica nutricional em função da sazonalidade da região.

Agradecimentos

Agradece-se ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa ao primeiro autor Processo DCR nº301746/1996-6 “Contribuição ao Estudo da Dinâmica e dos Modelos de Fluxo dos Nutrientes na Bacia do Lago Tupé – Arie do Tupé, Manaus (AM)”, e Processo CT-Hidro nº505085/2004-6 “Estudo de viabilidade do lago Tupé para implantação de um sistema modelo de abastecimento de águas nas comunidades ribeirinhas, RDS Tupé, rio Negro – Amazonas”.

Referências Bibliográficas

- Aprile, F.M.; Bianchini Jr, I. 2003. Adequação Metodológica para Determinação de Fósforo Total em Macrófitas Aquáticas e Sedimentos. *Revista Brasileira de Biociências*, 8:57-64.
- Aprile, F.M.; Darwich, A.J. 2005. Modelos geomorfológicos para o lago Tupé In: Santos-Silva, E.N.; Aprile, F.M.; Scudeller, V.V.; Melo, S. (Orgs.). *Bio-Tupé: Meio físico, diversidade biológica e socio-cultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central*. INPA, Manaus, editora INPA, p.3-17.

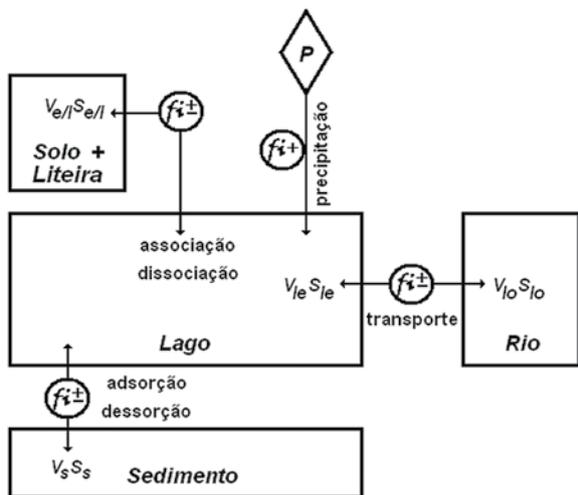


Figura 10: Modelo conceitual/ compartimental representativo das características básicas de um sistema aberto definido para a bacia do lago Tupé, Amazônia Central.



- Aprile, F.M.; Darwich, A.J.; Raposo, J.C. 2005. Considerações sobre a geoquímica e dinâmica sedimentar do lago Tupé. In: Santos-Silva, E.N.; Aprile, F.M.; Scudeller, V.V.; Melo, S. (Orgs.). *BioTupé: Meio físico, diversidade biológica e sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central*. INPA, Manaus, editora INPA, p.69-83.
- Aprile, F.M.; Lorandi, R.; Bianchini Jr., I.; Shimizu, G.Y. 2001. Tipologia dos Ecossistemas Lacustres Costeiros do Estado do Espírito Santo, Brasil. *Bioikos*, 15(1):17-21.
- Aprile, F.M.; Shimizu, G.Y.; Lorandi, R.; Silva, L.A. 1998. Características Físicas e Químicas de alguns Ecossistemas Lacustres da Região Litorânea do Município de Regência, ES, Brasil. In: *Seminário Regional de Ecologia*, 8, 1996, São Carlos, SP. Anais... São Carlos, UFSCar, 3:1353-1360.
- Arcova, F.C.S.; Cicco, V.de. 1987. Fluxo de nutrientes através da precipitação interna e escoamento pelo tronco em floresta natural secundária no Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Cunha - SP. *Bol. Técn. IF.*, São Paulo, 41(1):37-58.
- Berner, E.K.; Berner, R.A.R. 1987. *Global water cycle, geochemistry and environmental*. New Jersey, Prentice Hall, 397p.
- Borém, R.A.T.; Ramos, D.P. 2002. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de Mata Atlântica. *CERNE*, 8(2):42-59.
- Carpanezi, A.A. 1980. *Deposição de material orgânico e nutrientes em uma floresta natural e em uma plantação de eucalipto no interior do estado de São Paulo*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal), Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 1980. 107p.
- Chapin III, F.S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 11:233-240.
- Chapra, S.C. 1977. Total phosphorus model for the Great Lakes. *J. Envir. Eng. Div.*, Amer. Soc. Civil Eng., 103(EE2):147-161.
- Chapra, S.C.; Sonzogni, W.E. 1979. Great Lakes total phosphorus budget for the mid 1970's. *J. Water Poll. Cont. Fed.*, 51:2524-2533.
- Clarke, R. 1991. *Water: the international crisis*. London, Earthscan, 193p.
- Cole, D.W.; Rapp, M. 1980. Elemental cycling in forested ecosystems. In: Reichle, D.E. (ed.). *Dynamic properties of forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, England, p.341-409.
- Darwich, A.J.; Aprile, F.M., Robertson, B.A. 2005. Variáveis limnológicas: contribuição ao estudo espaço-temporal de águas pretas amazônicas. In: Santos-Silva, E.N.; Aprile, F.M.; Scudeller, V.V.; Melo, S. (Orgs.). *BioTupé: Meio físico, diversidade biológica e sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central*. INPA, Manaus, editora INPA, p.19-33.
- Delitti, W.B.C. 1984. *Aspectos comparativos da ciclagem de nutrientes minerais na mata ciliar, no campo cerrado e na floresta implantada de Pinus elliottii var. elliottii*. Tese (Doutorado em Ecologia Vegetal) – Instituto de Botânica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 248p.
- Esteves, F. de A. 1998. *Fundamentos de limnologia*. 2 ed., Rio de Janeiro, Editora Interciência, 602p.
- Falkenmark, M. 1994. Landscape as life support provider: water related limitations. In: Graham-Smith, F. (ed.). *Population: the complex reality*. Golden, Colorado, North American Press, p.103-116.
- Gleick, P. 1993. An introduction to global freshwater issues. In: Gleick, P. (ed.). *Water in crisis*. New York, Oxford University Press, p.3-12.
- Gleick, P. 1996. Basic water requirements for human activities: Meeting basic needs. *International Water*, 21(2):83-92.
- Gordon Jr., D. C.; Boudreau, P. R.; Man, K. H.; Ong, J.-E.; Silvert, W. L.; Smith, S. V.; Wattayakorn, G.; Wullf, F. & T. Yanagi. 1996. LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines. *LOICZ Reports & Studies*, LOICZ, Texel, The Netherlands, 5:1-96.
- Haridasan, M. 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, 12:54-64.
- Lang, G.A.; Fontaine, T.D. 1990. Modeling the fate and trace part of organic contaminants in Lake St. Clair. *J. Great Lakes Res.*, 16(2):216-232.

- Lean, G.; Hinrichsen, D. 1994. *Atlas of the environment*. N. Y., Harper Perennial, p.57-70.
- Lesht, B.M.; Fontaine, D. T. & Dolan, D. M. 1991. Great Lakes total phosphorus model: past audit and regionalized sensitivity analysis. *J. Great Lakes Res.*, 17(1):3-17.
- Lesht, B.M. 1985. Time dependent solution of multi segment mass balance models of contaminants in the Great Lakes. *J. Great Lakes Res.*, 11:182-189.
- Maki, D.P.; Thompson, H. 1973. *Mathematical models and applications*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs.
- Martins, S.V.; Rodrigues, R.R. 1999. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, S. P. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, 22(3):405-412.
- Odum, E.P. 1993. *Ecology and our endangered life-support systems*. Sinauer Associates, 2^o edition, Sunderland, Massachusetts, 301p.
- Odum, H.T. 1983. *Systems ecology*. John Wiley & Sons, New York, 644p.
- Patten, B.C. 1971. *System analysis and simulation in ecology*. Academic Press, N.Y., v.I, 264p.
- Pritchett, W.L. 1986. *Suelos Forestales. Propriedades, conservación y mejoramiento*. Primeira Ed., México, Limusa, 634p.
- Reich, P.B.; Ellsworth, D.S.; Uhl, C. 1995. Leaf carbon and nutrient assimilation and conservation in species of different successional status in an oligotrophic Amazonian forest. *Functional Ecology*, 9:65-76.
- Schumacher, M.V.; Brun, E.J.; Hernandez, J.I.; König, F.G. 2004. Produção de serapilheira em uma floresta de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande – RS. *R. Árvore*, Viçosa, MG, 28(1):29-37.
- Smith, S.V.; Ibarra-Obando, S.; Boudreau, P.R.; Camacho-Ibar, V.F. 1997. Comparison of carbon, nitrogen and phosphorus fluxes in Mexican coastal lagoons. *LOICZ Reports and Studies*, LOICZ, Texel, The Netherlands, 10, 84p.
- Sobrado, M.A.; Medina, E. 1980. General morphology, anatomical structure, and nutrient content of sclerophyllous leaves of the “bana” vegetation of Amazonas. *Oecologia*, 45:341-345.
- Sonzogni, W.E. et al. 1983. Chloride pollution of the Great Lakes. *J. Water Poll. Cont. Fed.*, 55:513-521.
- Souza, J.A. de; Davide, A.C. 2001. Deposição de serapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantações de bracatinga (*Mimosa scabrella*) e de eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em áreas de mineração de bauxita. *CERNE*, 7(1):101-113.
- Swift, M.J.; Heal, O.W.; Anderson, J.W. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell, Oxford, 373p.
- Vitousek, P.M.; Sanford Jr., R.L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17:137-167.
- Vogt, K.A.; Grier, C.C.; Vogt, D.J. 1986. Production, turnover, and nutrient dynamics of above and below ground detritus of world forest. *Advances in ecological research*, 15:303-77.
- Wollast, R. 1993. Interactions of carbon and nitrogen cycles in the coastal zone. In: Wollast, R., Mackenzie, F.T.; Chou, L. (eds.). *Interactions of C, N, P and S Biogeochemical Cycles and Global Change*. Springer- Verlag, NATO ASI Series I, 4:401-445.