

**Universidade Federal de Juiz de Fora
Programa de Pós-Graduação em Ecologia**

Rafael Marques Almeida

**Fósforo no rio Madeira (Amazônia Ocidental): formas, concentrações,
transporte e projeções de futuras alterações ambientais**

JUIZ DE FORA
2013

**Universidade Federal de Juiz de Fora
Programa de Pós-Graduação em Ecologia**

Rafael Marques Almeida

Fósforo no rio Madeira (Amazônia Ocidental): formas, concentrações, transporte e projeções de futuras alterações ambientais

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada a Conservação e Manejo de Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Fábio Roland

JUIZ DE FORA

2013

1

Almeida, Rafael Marques.

Fósforo no rio Madeira (Amazônia Ocidental): formas, concentrações, transporte e projeções de futuras alterações ambientais/ Rafael Marques Almeida. – 2013.

50 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ecologia)–Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2013.

1. Fósforo. 2. Rio Madeira. 3. Amazônia. 4. Reservatório. I. Título.

CDU 66.085.3

RAFAEL MARQUES ALMEIDA

FÓSFORO NO RIO MADEIRA (AMAZÔNIA OCIDENTAL): FORMAS,
CONCENTRAÇÕES, TRANSPORTE E PROJEÇÃO DE FUTURAS ALTERAÇÕES
AMBIENTAIS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada a Conservação e Manejo de Recursos Naturais.

Aprovada em

BANCA EXAMINADORA

Prof. Jean Pierre Henry Balbault Ometto, Dr.
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

Prof. Wanderley Rodrigues Bastos, Dr.
Universidade Federal de Rondônia

Prof. Dr. Fábio Roland, Dr. – Orientador
Universidade Federal de Juiz de Fora

“How many years can a mountain
exist before it is washed to the sea?” Bob Dylan

AGRADECIMENTOS

À minha família pelo amor e apoio em todas as dificuldades que eu enfrentei nos últimos anos. À minha namorada Samanta e à minha filha, que ainda está morando na barriga dela, mas que já é motivo de muita felicidade!

Ao Fábio Roland, meu orientador, que ensina seus alunos a acreditarem em seu potencial e a sempre pensar “grande”, e que sempre fez o possível e o impossível para me ajudar, nunca fechando as portas para mim.

Ao Lars Tranvik e ao Sebastian Sobek, que me supervisaram durante minha estadia na Uppsala University, que auxiliaram com ideias para este trabalho e que muito contribuíram para minha formação como mestre.

À Prof. Dr. Vera Huszar pelas nossas inúmeras conversas sobre o “fósforo no rio Madeira”.

À empresa de consultoria ambiental Ecology Brasil, em especial à minha coordenadora Gina Boemer e aos meus colegas Anderson Gripp, Dario, João Durval Luiz Evaristo, Márcia e Michele, que muito contribuíram nas coletas do meu mestrado.

À Santo Antônio Energia pelo suporte financeiro e logístico nos trabalhos de campo.

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia Aquática (Anderson Freitas, Lúcia, Luciana, Maíra, Malafaia, Mariana M., Mariana C., Marcela, Michaela, Michele, Papel, Raquel, Simone, Tabatha, Yonara) pela companhia diária, pelas conversas descontraídas e por nunca terem negado ajuda sempre que precisei. Em especial, agradeço ao Felipe Rust e ao Gladson pela ajuda com as análises e experimentos; ao Caíque por ajudar nos trabalhos de campo; ao Nathan pelo “boxe” de ideias que praticamos constantemente no laboratório; ao Felipe Pacheco por ter feito o mapa da área de estudo; à Natália Noyma por ter revisado a dissertação.

À Isabela por ter estado ao meu lado durante o meu mestrado.

Aos meus amigos Aloísio, Caitto, Inácio, Lúcio, Marco Aurélio e Victor pelo apoio e pelas cervejas nos finais de semana e nos dias de jogo do Fluzão.

A Deus, que acredito ser uma força que ainda não sou capaz de compreender e explicar, mas que sinto que existe e regula de certa forma o caminho de nossas vidas.

RESUMO

Rios amazônicos originados nos Andes (rios de água branca) transportam grandes quantidades de sedimentos ricos em fósforo (P). Com origem nos Andes bolivianos e peruanos, o rio Madeira é o maior tributário do rio Solimões/Amazonas. O transporte e a deposição de nutrientes, como o fósforo (P), associados a sedimentos de origem andina são de grande importância para suportar as altas produtividades nas áreas inundáveis do rio Madeira, que ocupam mais de 210.000 km². Apesar da grande relevância ecológica do rio Madeira, há uma escassez de estudos relatando suas características biogeoquímicas, principalmente no que diz respeito ao P. O objetivo deste trabalho foi quantificar as concentrações e transporte de diferentes formas de P pelo rio Madeira e como estes variam em escalas sazonais e interanuais. No trecho estudado, foi estimado um transporte de 182 Gg P ano⁻¹. Para efeitos de comparação, este valor é 65% da quantidade transportada pelo rio Amazonas para o mar. Isso sugere que o rio Madeira exerce papel crucial no fornecimento de fósforo na bacia amazônica. A precipitação nos Andes apresentou forte relação positiva com a concentração de fósforo no rio Madeira, sugerindo que o aumento de precipitação projetado para os flancos do leste andino tendem a aumentar o transporte de fósforo do rio Madeira. Em contrapartida, como o fósforo é majoritariamente particulado e apresenta alta tendência de sedimentação sob baixa turbulência, a proliferação de reservatórios hidrelétricos ao longo da bacia do rio Madeira tende a aprisionar fósforo a montante e, conseqüentemente, diminuir o transporte. Considerando as mudanças devido à precipitação e construção de reservatórios, o rio Madeira pode transportar 26% menos fósforo no futuro. Como as florestas alagáveis e os lagos de inundação dependem do aporte de fósforo andino,

é provável que haverá diminuição da produtividade primária e, conseqüentemente, do sequestro de carbono na planície amazônica.

Palavras-chave: fósforo; rio Madeira; Amazônia; reservatório

ABSTRACT

Amazonian rivers originating in the Andes (White-water rivers) transport large amounts of phosphorus-rich sediments. Originating in the Bolivian and Peruvian Andes, the Madeira River is the largest tributary of the Solimões/Amazon River. The transport and deposition of nutrients, such as phosphorus (P), associated with Andean-derived sediments are of crucial importance to support high productivity in the Madeira River wetlands, which span over 210,000 km². Despite the great ecological significance of the Madeira River, there is a lack of studies showing its biogeochemical characteristics, especially with respect to P. The aim of this study was to quantify the concentrations and transport of different P forms by the Madeira River, and how they vary at seasonal and interannual scales. In the study reach, it was estimated a transport of 182 Gg P yr⁻¹, which is equivalent to 65% of the amount that the Amazon River delivers to the sea. This suggests the Madeira River plays a key role in supplying P to the Amazon floodplain. The Andean precipitation strongly explained P concentrations in the Madeira River, suggesting that the increase in precipitation projected to the eastern Andes slopes tend to enhance the Madeira River's P transport. On the other hand, as P is mainly particulate and exhibits a high tendency to sink under low turbulence, the proliferation of hydroelectric reservoirs throughout the basin tends to trap P upstream and, consequently, reduce the downstream transport. Overall, the Madeira River may transport 26% less P in the future. As downstream floodplain forests and lakes highly depend on the input of Andean-derived P, there will be a likely reduction in primary production and, ultimately, in the Amazon lowland's carbon sequestration.

Keywords: phosphorus; Madeira River; Amazon; reservoir

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Fotografia 1: Foto do encontro de um rio de água branca com um rio de água preta.....	13
Fotografia 2: Foto do rio Trombetas, um típico rio de águas claras.....	13
Gráfico 1: Representação gráfica dos principais rios andinos afluentes do rio Amazonas.....	14
Fotografia 3: Foto do rio Madeira, um típico rio de águas brancas.....	18
Gráfico 2: Vazão média no rio Madeira e precipitação média nos Andes bolivianos.....	25
Tabela 1: Localização das estações.....	26
Gráfico 3: Mapa da área de estudo.....	26
Gráfico 4: Variação espacial das concentrações de fósforo total no rio Madeira.....	30
Gráfico 5: Variação sazonal das concentrações das diferentes frações de fósforo no rio Madeira.....	32
Gráfico 6: Regressão linear entre precipitação nos Andes e concentração de fósforo no rio Madeira.....	33
Gráfico 7: Transporte médio anual das diferentes frações de fósforo total do rio Madeira.....	34
Gráfico 8: Variação sazonal do transporte de fósforo total do rio Madeira.....	35
Gráfico 9: Mudanças nas concentrações de fósforo em função da inibição da turbulência.....	36
Fotografia 4: Frasco utilizado no experimento sobre o potencial de sedimentação do fósforo.....	37
Fotografia 5: Filtros utilizados no experimento sobre o potencial de sedimentação do fósforo.....	38
Apêndice 1: Resultados brutos das variáveis amostradas.....	50

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	11
1.1.Ecosistemas Aquáticos Amazônicos.....	11
1.2.O Rio Madeira.....	15
1.3.O Fósforo em Rios Amazônicos de Água Branca.....	19
1.4.Objetivos.....	23
2.MATERIAL E MÉTODOS.....	23
2.1.Área de Estudo.....	23
2.2.Trabalhos de Campo e Análises de Laboratório.....	24
2.3.Obtenção de Dados Hidrometeorológicos e Análises Estatísticas.....	26
2.4.Estimativa do Transporte de Fósforo.....	27
2.5. Experimento para Avaliar o Potencial de Sedimentação do Fósforo.....	27
3.RESULTADOS.....	28
3.1.Concentrações e Transporte de Fósforo.....	28
3.2.Potencial de Sedimentação do Fósforo.....	34
4.DISSCUSSÃO.....	37
4.1.Concentrações e Transporte de Fósforo no Rio Madeira.....	37
4.2. Mudanças na Precipitação nos Andes Alterando o Transporte de Fósforo no Rio Madeira.....	39
4.3.Construção de Reservatórios na Amazônia Andina Alterando o Transporte de Fósforo no Rio Madeira.....	40
4.4.Consequências da Construção de Reservatórios em Rios Andinos no Sequestro de Carbono nas Várzeas Amazônicas.....	42
5.CONCLUSÕES.....	45
6.REFERÊNCIAS.....	46
7.APÊNDICES.....	50

1. INTRODUÇÃO

1.1. Ecossistemas Aquáticos Amazônicos

O termo Amazônia é usado para designar a área drenada pelas bacias dos rios Amazonas, Araguaia-Tocantins, Orinoco e alguns outros de menor dimensão (Meirelles-Filho, 2006). Dentre estes rios, o mais importante é o rio Amazonas, que é o mais volumoso da Terra, sendo responsável por mais de 15% da descarga de água fluvial nos oceanos (Meirelles-Filho, 2006). Com uma bacia hidrográfica de cerca de 7 milhões de km², o rio Amazonas drena aproximadamente um terço da superfície da América do Sul e inclui seis países (Brasil, Bolívia, Equador, Peru, Colômbia e Venezuela).

Os rios formadores do rio Amazonas originam-se na cordilheira dos Andes, em regiões situadas a mais de 4000 km de distância de sua foz no Oceano Atlântico. Os principais tributários de origem andina do rio Amazonas são os rios Madeira, Purus e o próprio Amazonas, que se chama Solimões no território brasileiro antes do encontro com o rio Negro. Além dos tributários andinos, que possuem águas barrentas, existem rios tributários do Amazonas com origem em terrenos geologicamente mais antigos, como os rios Negro, Tapajós, Xingu e Trombetas.

A primeira classificação científica dos corpos de água doce da Amazônia foi elaborada por Harald Sioli no início da segunda metade do século XX (Sioli, 1956). Sioli relacionou as diferentes cores das águas dos rios amazônicos e suas contrastantes características físicas e químicas às características geomorfológicas de suas bacias de drenagem. De acordo com essa classificação, os rios amazônicos são divididos em (i) rios de água branca, (ii) rios de água preta e (iii) rios de água clara (Fotografia 1 e Fotografia 2).



Fotografia 1: Vista aérea do encontro do rio Solimões, um rio de águas brancas, com o rio Negro, um rio de águas pretas, nas proximidades de Manaus (AM). Foto: Rafael Almeida.



Fotografia 2: Foto do rio Trombetas, um rio de águas claras, em Porto Trombetas, município de Oriximiná (PA). Foto: Rafael Almeida

Os rios de água branca, que têm como principais exemplos o próprio rio Amazonas e os rios Madeira, Juruá, Japurá e Purus, são rios originados nos Andes (Gráfico 1). São rios com pH neutro e que transportam grandes quantidades de sedimentos ricos em nutrientes oriundos dos solos altamente erosíveis dos Andes. Durante seu curso, os rios de água branca depositam grandes quantidades de nutrientes em suas planícies de inundação (McClain e Naiman, 2008), que são popularmente chamadas de várzeas. Em virtude da grande disponibilidade de nutrientes, as várzeas, que são cobertas por comunidades de plantas herbáceas e florestas alagáveis, são ecossistemas extremamente produtivos e sustentam grande biodiversidade (Junk, Piedade *et al.*, 2011).

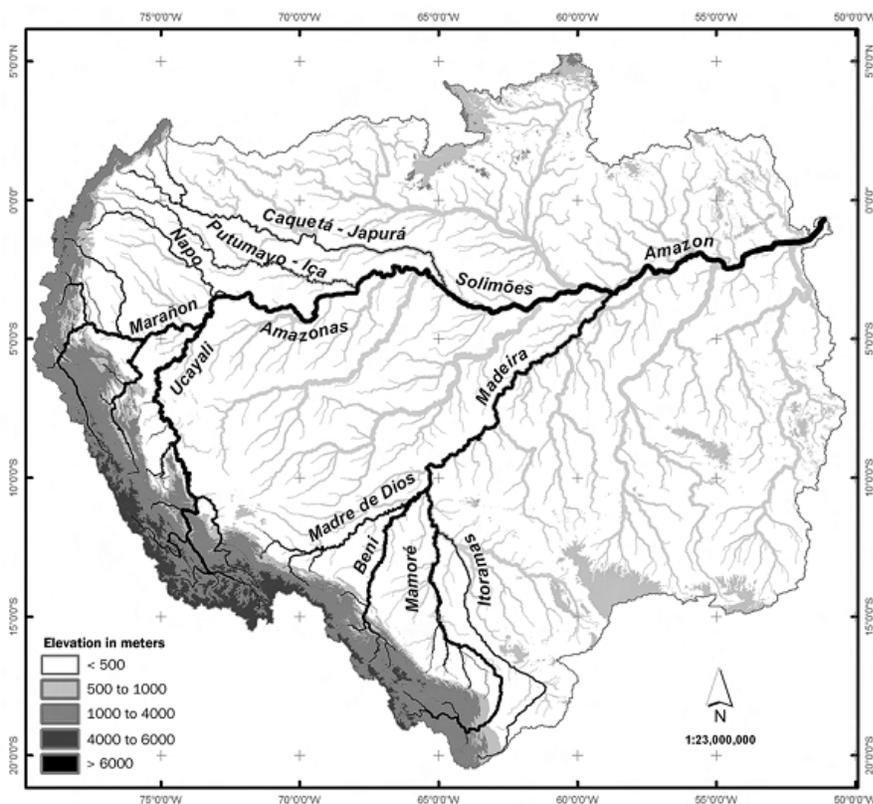


Gráfico 1: Representação gráfica dos principais rios andinos (água branca) que deságuam no rio Amazonas. Fonte: McClain e Naiman (2008).

Os rios de água preta estão em sua maior parte na bacia do rio Negro, que é o maior rio de águas pretas da Amazônia. Os rios de água preta originam-se no escudo pré-cambriano das Guianas. Embora o conteúdo de material em suspensão seja pequeno, estes rios são ricos em ácidos húmicos, que são responsáveis por conferir aspecto negro às suas águas. Os rios de água preta possuem águas ácidas e suas florestas alagáveis, popularmente chamados de igapós, são pouco férteis (Junk, Piedade *et al.*, 2011). Em função da pouca fertilidade, os igapós são bem menos produtivos que as várzeas, podendo sua produtividade ser até 35% menor (Melack e Forsberg, 2001).

Os rios de água clara, que tem como principais representantes os rios Tapajós, Xingu e Trombetas, originam-se no escudo cristalino do Brasil central. Em função das pequenas concentrações de material suspenso e dissolvido, apresentam grande transparência, pH levemente ácido e baixa condutividade elétrica. A produtividade das planícies inundáveis dos rios de águas claras, também chamadas de igapós, é intermediária, sendo menor que nos rios de água branca e maior que nos rios de água preta (Junk, Piedade *et al.*, 2011).

As áreas inundáveis dos rios de água branca, preta e clara ocupam quase 15% da área da Amazônia (Melack e Hess, 2010), sendo importantes componentes da biogeoquímica, ecologia e hidrologia amazônica (Melack, Novo *et al.*, 2009). Em função da diversidade e complexidade das áreas inundáveis da Amazônia, (Junk, Piedade *et al.*, 2011) recentemente classificaram-nas com base no clima, na hidrologia, nas características da água e do sedimento e na composição florística. Essa classificação divide as áreas inundáveis entre (i) áreas com nível da água relativamente estável e (ii) áreas com oscilação sazonal do nível da água. As áreas com nível da água relativamente estável compreendem regiões pantanosas como os

campos úmidos, as veredas e os buritizais. As áreas com oscilação sazonal do nível da água são mais complexas, sendo divididas entre três tipos. O primeiro compreende as áreas inundáveis sujeitas a pulsos de inundação previsíveis, duradouros e monomodais, que inclui as planícies de inundação dos rios de água branca, preta e clara de grande porte. O segundo compreende as áreas inundáveis sujeitas a pulsos de inundação curtos, previsíveis e polimodais, que inclui as áreas estuarinas direta e indiretamente afetadas pelas marés. Por fim, o terceiro compreende as áreas inundáveis sujeitas a pulsos de inundação curtos, imprevisíveis e polimodais, que inclui as planícies de inundação de rios de pequeno porte (igarapés).

A presença de ecossistemas aquáticos com características tão variadas faz com que os ecossistemas aquáticos amazônicos apresentem uma ampla diversidade de características limnológicas. Muitos estudos vêm desvendando padrões limnológicos em larga escala ao longo das últimas décadas (e.g. (Richey, Melack *et al.*, 2002; Aalto, Maurice-Bourgoin *et al.*, 2003). No entanto, tendo em vista a dimensão do bioma amazônico e a grande complexidade de seus ecossistemas aquáticos, um longo caminho ainda necessita ser percorrido para entender as intrincadas características limnológicas da Amazônia e os efeitos de prováveis mudanças de escala local, como o desmatamento e a construção de reservatórios, e global, como as mudanças no clima.

1.2. O Rio Madeira

O rio Madeira é o quarto maior rio tropical do mundo em termos de vazão (Latrubesse, Stevaux *et al.*, 2005) e o mais importante afluente do rio Amazonas, contribuindo com aproximadamente 16% da descarga do Amazonas em Óbidos,

Pará (Mortatti e Probst, 2003). Sua formação se dá após a confluência dos rios Beni e Mamoré, na fronteira entre o Brasil e a Bolívia. Os rios Beni e Mamoré são originados nos Andes bolivianos e, além desses dois rios, a parte andina da bacia do rio Madeira conta com outros importantes tributários, como o rio Grande e o rio Madre de Dios, que nasce nos Andes peruanos. O rio Madeira possui também alguns rios de águas claras como afluentes, dentre os quais se destacam os rios Guaporé (afluente do rio Mamoré), Jamari, Ji-Paraná e Jacy-Paraná.

Desde suas cabeceiras na cordilheira dos Andes até o rio Amazonas, o rio Madeira percorre mais de 3000 km (Lyons e Bird, 1995), drenando uma área de 1,3 milhões de km² e desaguando em média 32,000 m³/s na foz (Latrubesse, Stevaux *et al.*, 2005). As águas do rio Madeira são bastante barrentas em função do transporte de sedimentos originados nos Andes. As estimativas de transporte de sedimento do rio Madeira variam entre 277-319 x 10⁶ ton ano⁻¹ nas proximidades de Porto Velho (Rondônia) e 157-488 x 10⁶ ton ano⁻¹ na foz (Leite, Krusche *et al.*, 2011). Embora a estimativa de (Milliman e Meade, 1983) sobre o transporte de sedimentos dos rios para os oceanos não considere o rio Madeira, que não deságua diretamente no mar, as cargas de sedimento do rio Madeira o classificam como um dos cinco maiores transportadores de sedimentos do mundo, atrás somente dos rios Ganges/Brahmaputra, Amarelo, Amazonas e Yangtze (Fotografia 3).



Fotografia 3: Foto do rio Madeira, nas proximidades de Porto Velho (Rondônia), evidenciando o aspecto barrento de suas águas.

Em geral, 50% do sedimento transportado pelo rio Madeira é depositado na planície amazônica (Baby, Guyot *et al.*, 2009). A deposição de sedimentos é fortemente regulada pelos fenômenos de El Niño/Oscilação Sul (ENOS) (Aalto, Maurice-Bourgoin *et al.*, 2003). Em anos de La Niña, quando a precipitação é aumentada nos Andes, a erosão e transporte de sedimentos são consideravelmente aumentados, conseqüentemente acentuando a deposição. Desta forma, a precipitação é fator determinante para a quantidade de sedimentos transportados e depositados nas várzeas.

A deposição de sedimentos, que são ricos em nutrientes minerais, tais como fósforo, cálcio e potássio, sustenta altas taxas de produção primária nas florestas das planícies de inundação (Mcclain e Naiman, 2008). As áreas inundáveis do rio

Madeira ocupam uma área de 210.000 km² (Melack e Hess, 2010), equivalente ao tamanho do território do Reino Unido. As florestas inundáveis ocupam 61% dessa área, ao passo que plantas herbáceas são responsáveis por 34%. Os 5% restantes são ocupados pela calha central do rio, lagos e áreas sem cobertura vegetal. Devido às dimensões das áreas alagáveis do rio Madeira, o transporte de sedimentos originados nos Andes é crucial para a biogeoquímica desses ambientes.

O interesse nas características limnológicas do rio Madeira cresceu a partir de 1980 com a preocupação com a contaminação de mercúrio devido à proliferação de garimpos para extração de ouro no leito do rio (e.g. (Malm, Pfeiffer *et al.*, 1990; Pfeiffer, Malm *et al.*, 1991; Bastos, De Almeida *et al.*, 2007). Alguns estudos mostram o padrão de variação longitudinal nas concentrações de carbono orgânico (Guyot e Wasson, 1994), transporte de sedimentos e a composição iônica do rio Madeira e seus tributários (Leite, Krusche *et al.*, 2011). No entanto, estudos sobre a dinâmica de nutrientes, como o fósforo, são bastante escassos, embora este seja um elemento importante que suporta altas produtividades na várzea amazônica (Mcclain e Naiman, 2008).

A necessidade de estudar as características limnológicas do rio Madeira torna-se mais importante ainda em face das mudanças de escala local e global que estão previstas para a bacia nos próximos anos. Atualmente, existem duas grandes usinas hidrelétricas em construção no rio Madeira (Santo Antônio e Jirau), e mais 19 estão planejadas para a parte andina da bacia nos próximos 20 anos (Finer e Jenkins, 2012). A construção de novas barragens compreenderá um aumento de quase 300% no número de hidrelétricas nos Andes. Até o presente, existem somente sete hidrelétricas, sendo que cinco delas são de pequeno porte. Além disso, as hidrelétricas existentes situam-se em pequenos tributários. As hidrelétricas

planejadas, contudo, são em sua maior parte de médio ou grande porte, e grande parte delas estará situada em importantes tributários ou no próprio rio Madeira. Adicionalmente, são projetadas mudanças no regime de precipitação nos Andes em virtude das mudanças climáticas (Christensen, Hewitson *et al.*, 2007; Urrutia e Vuille, 2009). Como o regime hidrológico do rio Madeira é dependente de processos originados nos Andes, mudanças na precipitação podem ter implicações nas características limnológicas.

Tendo em vista as possíveis mudanças locais e globais na bacia do rio Madeira, torna-se importante conhecer a dinâmica de variação natural das variáveis limnológicas. Além disso, é importante que seja aumentada a quantidade de estudos que investiguem as potenciais consequências destas mudanças. Neste sentido, o presente trabalho apresenta um estudo inédito da dinâmica de variação sazonal das concentrações e transporte de fósforo no rio Madeira.

1.3. O Fósforo em Rios Amazônicos de Água Branca

O fósforo é um nutriente limitante para a produção primária em vários ecossistemas terrestres e aquáticos (Filipelli, 2002). Por este motivo, o fósforo desempenha papel importante na assimilação de carbono. Diferentemente do nitrogênio, que está abundantemente presente na atmosfera na forma gasosa, a disponibilidade de fósforo depende da taxa de liberação desse elemento pelo intemperismo das rochas, que são a fonte primária de fósforo. O fósforo liberado das rochas por intemperismo físico é majoritariamente indisponível para uso da biota. A biodisponibilidade de fósforo depende do intemperismo químico, que libera fósforo de apatitas minerais e o torna solúvel quando em ecossistemas aquáticos.

Os minerais de apatita, que são a fonte primária de fósforo, variam quanto a sua forma química, mas possuem sempre fósforo ligado ao cálcio e podem se formar em ambientes ígneos, metamórficos, sedimentares ou biogênicos (Filipelli, 2002). Uma vez erodidos dos solos das bacias de drenagem, o fósforo pode ser carregado para os rios, sendo por fim transportado para os oceanos e depositado no sedimento. Os átomos de fósforo sedimentados nos oceanos retornam ao *pool* terrestre somente após um longo período de tempo geológico, com a elevação dos leitos oceânicos, reiniciando o ciclo (Filipelli, 2002).

Globalmente, aproximadamente 95% do fósforo transportado pelos rios está na forma particulada (Meybeck, 1982), e a maior parte do fósforo particulado chega até os sedimentos oceânicos sem jamais ter participado do ciclo biogênico (Filipelli, 2002). Ao longo dos últimos dois séculos, os impactos das atividades humanas no ciclo do fósforo têm sido substanciais, principalmente devido à produção de fertilizantes e lançamento de efluentes domésticos e industriais. Por esta razão, o transporte de fósforo dos rios para os oceanos é atualmente três vezes maior do que o transporte pré-revolução industrial (Bennett, Carpenter *et al.*, 2001).

O principal problema associado ao aumento no transporte de fósforo é a eutrofização, que é o enriquecimento de ecossistemas aquáticos com nutrientes. Em resposta à alta disponibilidade de nutrientes, a comunidade fitoplanctônica cresce em excesso, podendo formar *blooms* e, em alguns casos, produzir substâncias tóxicas a outros seres vivos (O'neil, Davis *et al.*, 2012). A decomposição dos *blooms* fitoplanctônicos pode levar à depleção das concentrações de oxigênio dissolvido, levando à mortandade de organismos aeróbios, como os peixes. Além disso, a qualidade da água para abastecimento público fica comprometida.

Embora o enriquecimento antropogênico de fósforo seja um problema bastante comum em ecossistemas aquáticos ao redor do mundo, principalmente naqueles situados em áreas urbanizadas ou com alto desenvolvimento agrícola, este não é um problema em particular da bacia amazônica, que ainda é relativamente bastante preservada. Desta forma, o fósforo presente nos ecossistemas aquáticos amazônicos é predominantemente de origem natural. Isto é evidenciado pelo fato de o rio Amazonas transportar majoritariamente fósforo inorgânico e adsorvido a partículas minerais (Berner e Rao, 1994).

Anualmente, estima-se que cerca de 280 Gg de fósforo sejam transportados da Amazônia para o Oceano Atlântico (Berner e Rao, 1994). Em média, aproximadamente 75% deste fósforo é particulado (Devol, Richey *et al.*, 1991). A natureza inorgânica do fósforo particulado é evidenciada pela forte e positiva correlação com as concentrações de sólidos suspensos e a ausência de correlação com o carbono orgânico (Devol, Richey *et al.*, 1991). A proporção de fósforo particulado em relação ao fósforo dissolvido aumenta na estação chuvosa, o que é explicado pelo aumento do carreamento de partículas grosseiras erodidas do solo da bacia de drenagem (Chase e Sayles, 1980). Embora o fósforo dos rios de água branca seja predominantemente inorgânico particulado em sua natureza, uma parcela torna-se disponível para os produtores primários. Experimentos com a alga *Selenastrum capricornutum* mostram que em média 26% do fósforo disponível para a produção primária no rio Amazonas está na forma particulada (Engle e Sarnelle, 1990). Além disso, há evidências de liberação de fosfato a partir dos sedimentos em suspensão do rio Amazonas, o que é intensificado na região estuarina, pois essa liberação é regulada pela salinidade (Chase e Sayles, 1980; Fox, Sager *et al.*, 1986).

As concentrações de fósforo são quatro vezes inferiores nas várzeas quando comparadas ao rio Amazonas, um rio de águas brancas (Devol, Richey *et al.*, 1991), mostrando que, uma vez que a água do rio inunda as várzeas, uma alta parcela do fósforo presente é sedimentado (Forsberg, Devol *et al.*, 1988). Esse fósforo sedimentado é importante para subsidiar as altas taxas de produção primária das várzeas (Mcclain e Naiman, 2008), que são suportadas pela alta fertilidade do sedimento. A quantidade de fósforo em lagos de inundação é fortemente influenciada pelo aporte de água dos rios nas águas altas (Forsberg, Devol *et al.*, 1988), e uma vez que a disponibilidade de luz é maior nos lagos em função da sedimentação, as algas fazem uso do fósforo solúvel reativo e intensificam a produção primária aquática (Fisher e Parsley, 1979). Esses trabalhos mostram que há intensa relação do fósforo que é transportado pelos rios para a várzea, alimentando a produção primária do fitoplâncton, de macrófitas aquáticas e da floresta de inundação.

Os estudos sobre o fósforo em rios amazônicos de água branca são referentes ao rio Amazonas. Como o mais importante afluente andino, imagina-se que o rio Madeira seja responsável por um grande fluxo de fósforo para o rio Amazonas, embora exista uma escassez de estudos para confirmar essa hipótese. Considerando a provável importância do rio Madeira para o fluxo de fósforo na Amazônia e as iminentes alterações ambientais em sua bacia, o entendimento dos padrões de variação natural deste elemento e os potenciais problemas associados às futuras alterações precisam ser estudados e discutidos.

1.4. Objetivos

O objetivo deste trabalho foi quantificar as concentrações e transporte de diferentes formas de fósforo pelo rio Madeira e como estes variam em escalas sazonais e interanuais.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

O presente trabalho foi conduzido em um trecho de aproximadamente 200 km do rio Madeira, inserido no município de Porto Velho (RO, Brasil). A área de drenagem até Porto Velho corresponde a 70% da bacia. O transporte de sedimentos no trecho estudado é estimado em $319 \times 10^6 \text{ ton ano}^{-1}$, o pH é próximo ao neutro e os cátions e ânions dominantes são o cálcio e o bicarbonato, respectivamente (Leite, Krusche *et al.*, 2011). O nível da água varia significativamente ao longo do ano nas proximidades de Porto Velho, com vazão média de $19.100 \text{ m}^3/\text{s}$, podendo variar entre abaixo de $5.000 \text{ m}^3/\text{s}$ e $35.000 \text{ m}^3/\text{s}$ nos períodos de águas baixas e águas altas, respectivamente (Gráfico 2). Essa variação é causada pela distribuição desigual da chuva ao longo do ano na bacia de drenagem (Villar, Ronchail *et al.*, 2009).

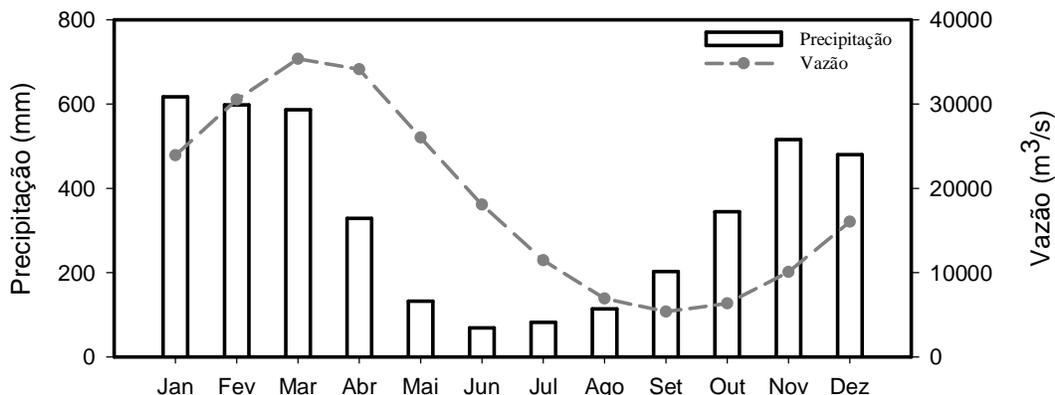


Gráfico 2: Vazão média do rio Madeira em Porto Velho (Brasil) entre 1967 e 2011 e precipitação média em Cristal Mayu (Bolívia) entre 1974 e 2011.

2.2. Trabalhos de Campo e Análises de Laboratório

Foram amostradas ao todo oito estações ao longo de um trecho de 200 km do rio Madeira (Tabela 1). Entre 2009 e 2011, foram realizadas oito expedições de campo com frequência trimestral, totalizando dois períodos hidrológicos completos e compreendendo os períodos de águas baixas, enchente, águas altas e vazante (Gráfico 3). Ao todo, o foram feitas, portanto, 64 medições.

As amostras foram coletadas em sub-superfície (0,5 metros de profundidade). Amostras não filtradas foram utilizadas para determinar o conteúdo de fósforo total (PT) através do método colorimétrico do azul de molibdênio após digestão com persulfato de potássio, com leitura em espectrofotômetro no comprimento de onda 885 nm (Wetzel e Likens, 2000). Sub-amostras foram filtradas em filtros GF/C de 1,2 μm para determinação das concentrações de fósforo total dissolvido (PTD) e fósforo solúvel reativo (PSR). O PTD informa todo o fósforo em solução na água, ao passo que o PSR consiste de fósforo disponível para assimilação da biota. O PTD foi medido espectrofotometricamente após digestão com persulfato de potássio, como

para o PT, ao passo que as amostras de PSR foram medidas espectrofotometricamente, mas sem digestão com persulfato de potássio. A diferença entre o PTD e o PSR foi referida como o fósforo solúvel não reativo, que diz respeito à fração de fósforo que passa do filtro mas não é reativa, sendo geralmente composto por fósforo orgânico dissolvido (Muller, Stierli *et al.*, 2006). O material retido nos filtros GF/C foi analisado gravimetricamente para determinação do conteúdo de sólidos em suspensão.

Tabela 1: Localização das oito estações amostradas por este estudo.

Estação	Descrição	Coordenadas geográficas (SAD 69)	
S1	Rio Madeira, cerca de 20 km a jusante da cachoeira de Jirau	9°12'39.10"S	64°37'15.97"W
S2	Rio Madeira, cerca de 10 km a montante da foz do rio Jaci-Paraná	9°10'25.40"S	64°28'39.60"W
S3	Rio Madeira, 24 km a jusante da desembocadura do rio Jaci-Paraná	9°01'39.20"S	64°16'44.10"W
S4	Rio Madeira, cerca de 10 km a montante da Cachoeira de Santo Antônio	8°55'36.10"S	64°04'56.90"W
S5	Rio Madeira, cerca de 8,5 km a montante da Cachoeira de Santo Antônio	8°50'31.50"S	63°59'42.30"W
S6	Rio Madeira, cerca de 3 km a jusante da Cachoeira de Santo Antônio	8°47'17.50"S	63°55'53.70"W
S7	Rio Madeira, cerca de 25 km a jusante da Cachoeira de Santo Antônio	8°38'34.95"S	63°51'00.98"W
S8	Rio Madeira, cerca de 20 km a jusante da desembocadura do rio Jamari	8°18'33.22"S	63°23'32.77"W

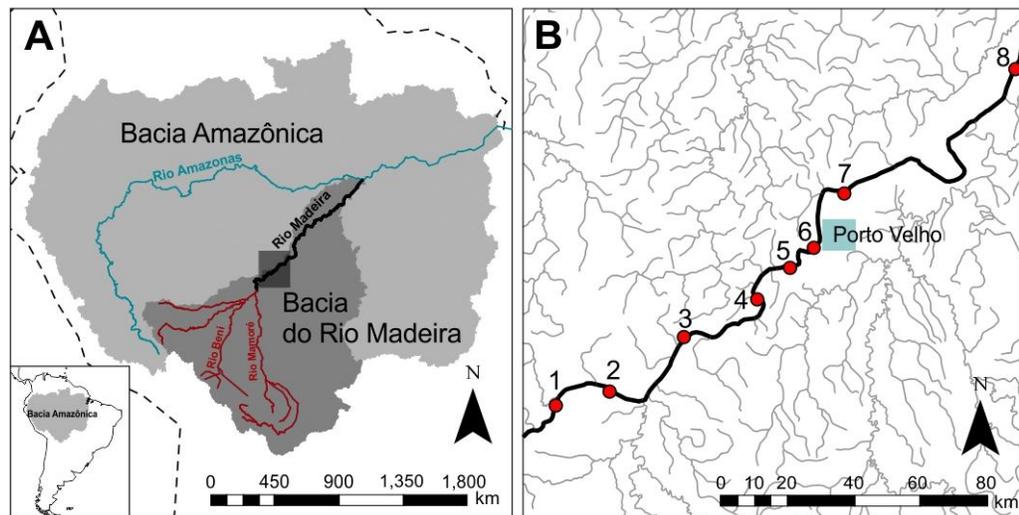


Gráfico 3: Mapa da área de estudo. (A) Representação da bacia amazônica (cinza claro), com destaque para a bacia do rio Madeira (cinza escuro) e seus principais tributários andinos (linhas vermelhas). (B) Mapa detalhado da área de estudo, mostrando o curso do rio Madeira e as oito estações amostradas (S1 a S8) marcadas com pontos vermelhos. O mapa também indica a localização de Porto Velho e inclui uma escala de 0 a 80 km.

estudo, com círculos vermelhos representando as oito estações de amostragem. Toda as estações amostradas estão dentro do município de Porto Velho (Rondônia, Brasil), e a área urbana é destacada no quadrado azul claro.

2.3. Obtenção de Dados Hidrometeorológicos e Análises Estatísticas

Os dados de vazão do rio Madeira e precipitação nos Andes foram obtidos nos sítios da Agência Nacional de Águas (ANA; <http://hidroweb.ana.gov.br>) e do Serviço Nacional Boliviano de Meteorologia e Hidrologia (SENHAMHI, <http://senhamhi.gob.bo>). A estação controle de vazão do rio Madeira fica localizada no município de Porto Velho (8°26'43" S – 63°33'4" O), 43 m acima do nível do mar. A estação controle para precipitação, denominada Cristal Mayu, fica situada a 516 m acima do nível do mar, no sopé dos Andes bolivianos (17°0'27" S – 65°38'37" O). A estação de Cristal Mayu foi selecionada para representar a precipitação nos Andes, pois situa-se em área extremamente úmida e, como já fora descrito na literatura, os flancos íngremes e úmidos dos Andes são a principal fonte de sedimentos em suspensão para os rios andinos (Guyot, Filizola *et al.*, 1996). Vazão e precipitação apresentam grande variabilidade anual, com picos de precipitação em janeiro, quando o rio Madeira está no período de enchente (Gráfico 1).

A influência da precipitação nos Andes nas concentrações de fósforo do rio Madeira foi determinada por meio de uma regressão linear simples entre a precipitação em Cristal Mayu e as concentrações de fósforo em Porto Velho. Para tal, foi calculada a precipitação acumulada ao longo de um mês em Cristal Mayu oito dias antes da medição de fósforo em Porto Velho. Oito dias foram descontados porque essa foi a quantidade de dias que melhor explicou a relação do fósforo com a precipitação. Isso é corroborado pelo fato de que o tempo aproximado que a água

leva para ir de Cristal Mayu para Porto Velho com base na velocidade média do rio Madeira no trecho estudado (1,4 m/s) é de 12 dias, e, além disso, a água tende a fluir relativamente mais rápido a jusante do trecho estudado.

Para as análises estatísticas, foi utilizado o programa Sigma Plot 11.0. Foi considerado um limite de 5% para determinar se os testes estatísticos utilizados foram estatisticamente significantes ou não ($p < 0.05$).

2.4. Estimativa do Transporte de Fósforo

O transporte de todas as formas de fósforo, estimado através da multiplicação das concentrações pela vazão, foi calculado para cada fase do período hidrológico com base em sua duração. A duração de cada fase do período hidrológico foi determinada através da análise da hidrógrafa do rio Madeira em Porto Velho (Gráfico 2). Através da análise da hidrógrafa, foi assumido que o período de águas baixas está compreendido entre agosto e outubro, o de enchente entre novembro e fevereiro, o de águas altas entre março e abril, e o de vazante entre maio e julho.

2.5. Experimento para Avaliar o Potencial de Sedimentação do Fósforo

Foi realizado um experimento a fim de investigar o potencial de sedimentação do fósforo no rio Madeira. Para isso, foi coletada água superficial do rio Madeira em Porto Velho em junho de 2012. A água coletada foi levada para laboratório, onde foram feitas incubações em triplicatas em frascos de 250 ml por 30 minutos e duas horas. Durante as incubações não foi adicionado nenhum tipo de reagente, de modo que as amostras foram somente deixadas em condições de ausência de turbulência.

Ao fim do período de incubação, 50 ml de amostra foram cuidadosamente retirados da superfície de cada frasco com auxílio de uma pipeta automática, evitando o revolvimento do material sedimentado. Foi analisado o conteúdo de fósforo total, fósforo total dissolvido, fósforo particulado e fósforo solúvel reativo nas alíquotas obtidas no experimento. A metodologia de análise adotada está descrita no item 2.2 (“Trabalhos de Campo e Análises de Laboratório”). A redução nas concentrações ao longo do tempo de incubação foi interpretada como sedimentação de fósforo.

3. RESULTADOS

3.1. Concentrações e Transporte de Fósforo

Os resultados obtidos quanto às concentrações de fósforo das oito estações amostradas foram tratados conjuntamente, uma vez que o teste estatístico aplicado não indicou variação espacial nas concentrações de fósforo total (PT) (ANOVA, $p=0,99$). Especialmente, não houve padrão definido nas concentrações, embora os valores médios tenham sido mais baixos nas estações S2 e S8 (Gráfico 4). Os resultados brutos de todas as variáveis analisadas neste estudo estão apresentados no Apêndice 1.

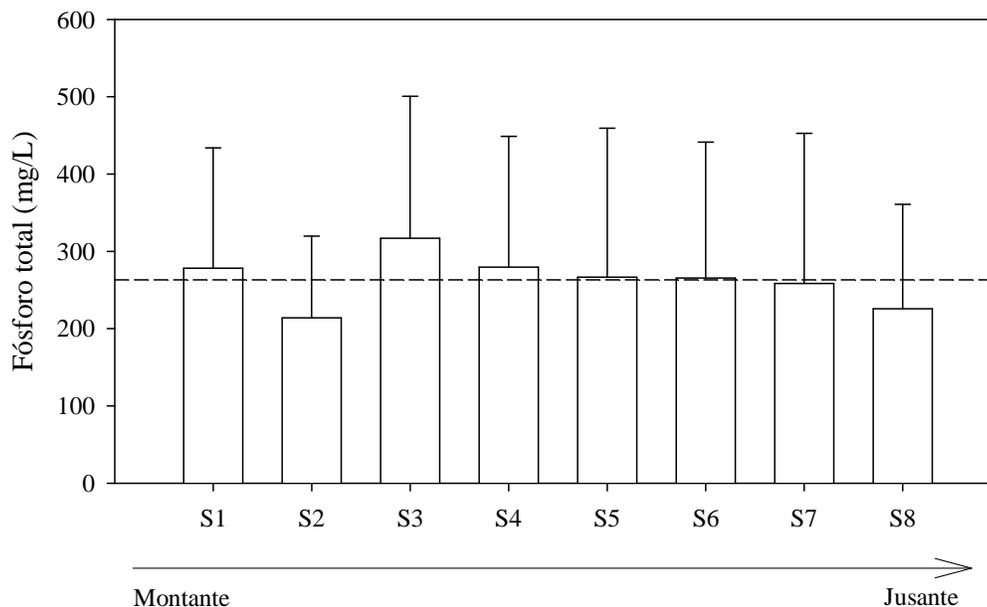


Gráfico 4: Variação espacial das concentrações de fósforo total no rio Madeira, medidas em oito campanhas de campo, desde a estação S1, situada no ponto mais a montante, a estação S8, situada no ponto mais a jusante. A linha pontilhada indica a concentração média. As barras indicam a média e as linhas os desvios padrões.

As concentrações de PT foram mais elevadas nos períodos de maior vazão, principalmente na enchente. A menor concentração média de PT foi encontrada no período de águas baixas de 2011 ($75 \pm 28 \mu\text{g/L}$; média \pm DP), ao passo que o período de enchente de 2011 foi o que apresentou as concentrações mais elevadas ($331 \pm 116 \mu\text{g/L}$) (Gráfico 5-A). O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis indicou que há diferença significativa entre os quatro períodos do ciclo hidrológico ($p < 0,05$). Com exceção de enchente-águas altas e vazante-águas baixas ($p > 0,05$), as concentrações de PT de todos os outros períodos diferiram entre si ($p < 0,05$). Foi encontrada uma forte relação positiva das concentrações de PT com a precipitação

nos Andes ($r^2=0,81$, $p<0,05$), considerando um atraso de oito dias para que a água da chuva nos Andes atinja o trecho estudado no rio Madeira (Gráfico 6).

A fração particulada representou em média $68 \pm 25\%$ (média \pm desvio padrão) do PT e, conseqüentemente, as concentrações de fósforo particulado (PP) também variaram proporcionalmente à vazão (Gráfico 5-B). Houve correlação positiva entre o PP e os sedimentos em suspensão ($r=0,61$; $p<0,05$), enquanto que a correlação do PP com o carbono orgânico total ($r=0,45$; $p<0,05$), embora positiva, foi mais fraca, sugerindo que maior parte do PP é de natureza inorgânica.

Em relação à fração dissolvida, o fósforo apresentou-se igualmente distribuído entre fósforo solúvel não reativo (PSNR) e fósforo solúvel reativo (PSR) (Gráficos 5-C e D). As concentrações de PSR, que representou em média $13 \pm 10\%$ do PT, foram bastante uniformes ao longo do tempo e predominantemente inferiores a $20 \mu\text{g/L}$, com exceção do período de enchente de 2010, quando os valores foram mais elevados ($63 \pm 32 \mu\text{g/L}$). Diferentemente do TP e do PP, não houve variação espacial bem estabelecida nas concentrações de PSNR e PSR.

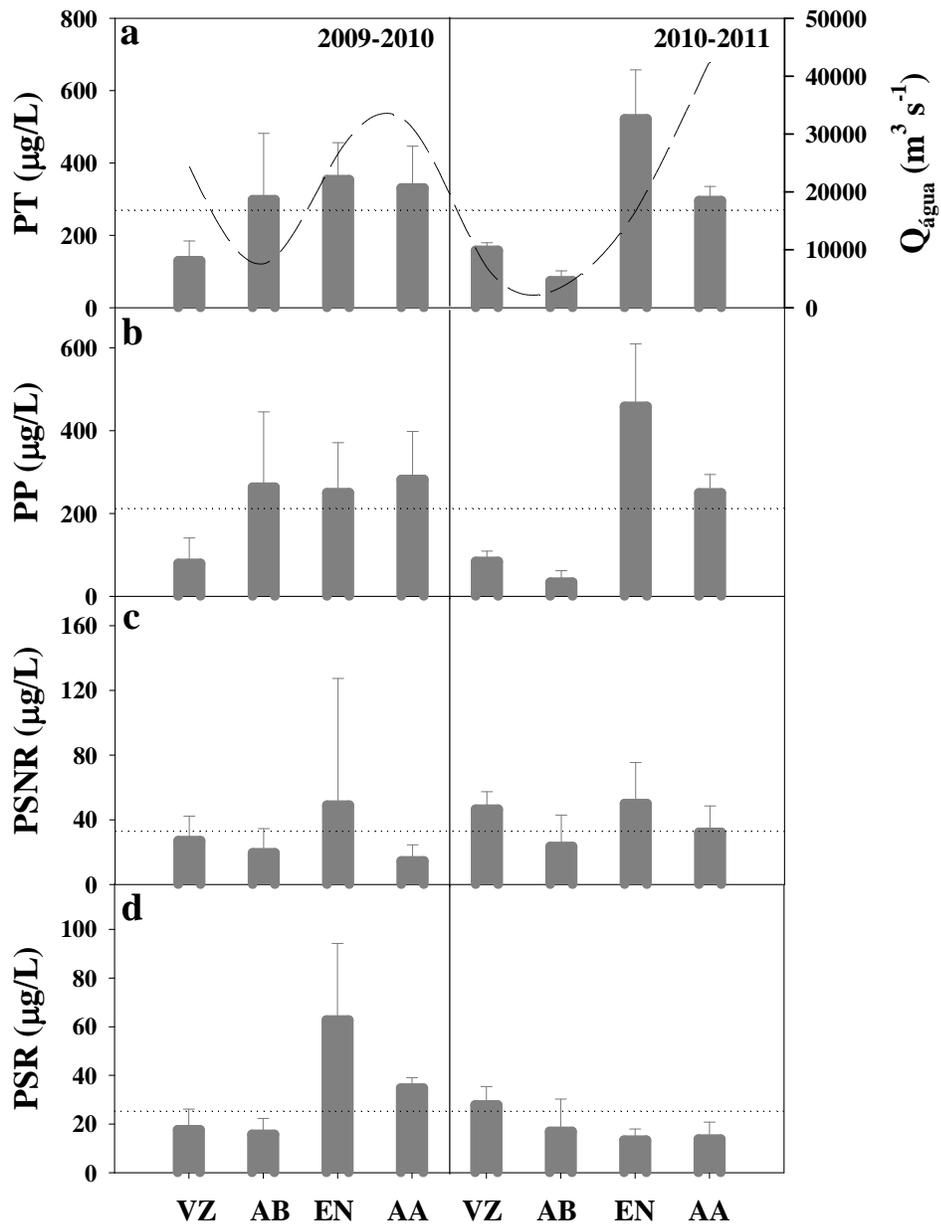


Gráfico 5: Valores médios e desvio padrão (barras e linhas cinzas, respectivamente) da variação sazonal das concentrações de (a) fósforo total (PT), (b) fósforo particulado (PP), (c) fósforo solúvel não reativo (PSNR) e (d) fósforo solúvel reativo (PSR). A curva pontilhada na figura "a" indica a variação da vazão e as linhas pontilhadas em cada gráfico indicam concentrações médias de cada fração. VZ = vazante, AB = águas baixas, EN = enchente e AA = águas altas.

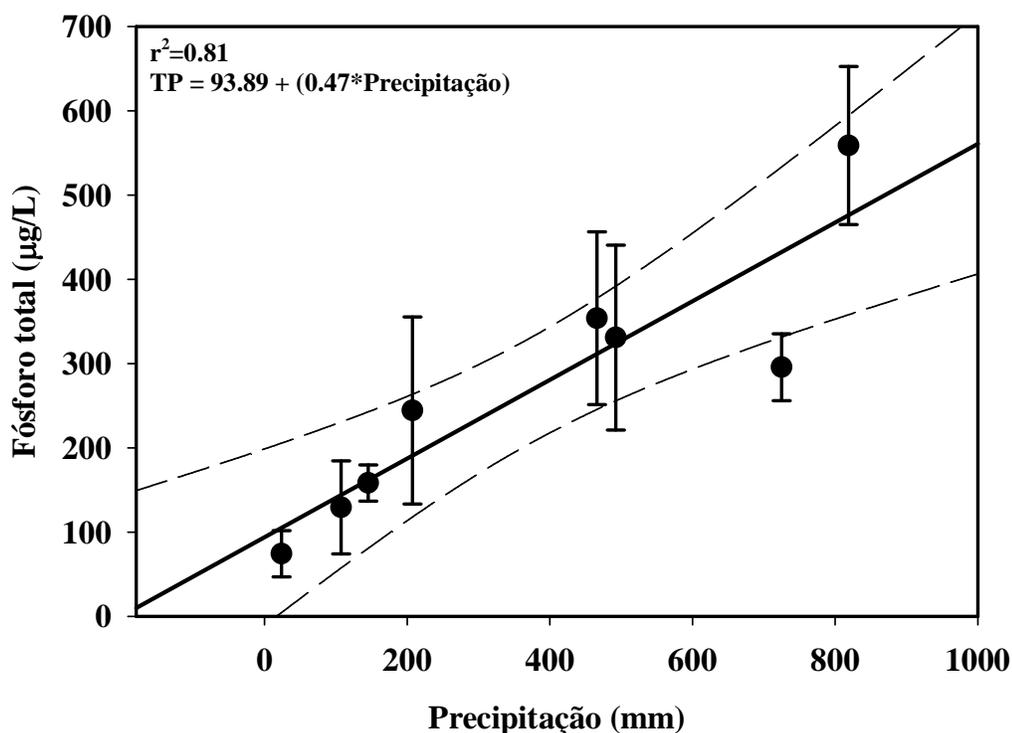


Gráfico 6: Regressão linear simples entre a precipitação em Cristal Mayu (Bolívia) e as concentrações de fósforo total em Porto Velho (Brasil), considerando um atraso de oito dias para que a água da chuva em Cristal Mayu chegue em Porto Velho. Ambas as variáveis apresentaram distribuição normal. As linhas pontilhadas indicam o intervalo de confiança de 95%. Os pontos indicam os valores médios e as linhas ao redor dos pontos indicam os desvios padrões.

Com base na descarga do rio Madeira em Porto Velho e nas concentrações de fósforo medidas, foi possível calcular que o transporte de PT do rio Madeira é de 182 Gg ano⁻¹. Deste total, 16 Gg ano⁻¹ são transportados na forma de PSR, 21 Gg ano⁻¹ na forma de PSNR e 145 Gg ano⁻¹ na forma de PP (Gráfico 7). Houve uma grande sazonalidade nas cargas de PT, com os períodos de enchente e águas altas apresentando valores mais elevados que na vazante e nas águas baixas (Gráfico 8).

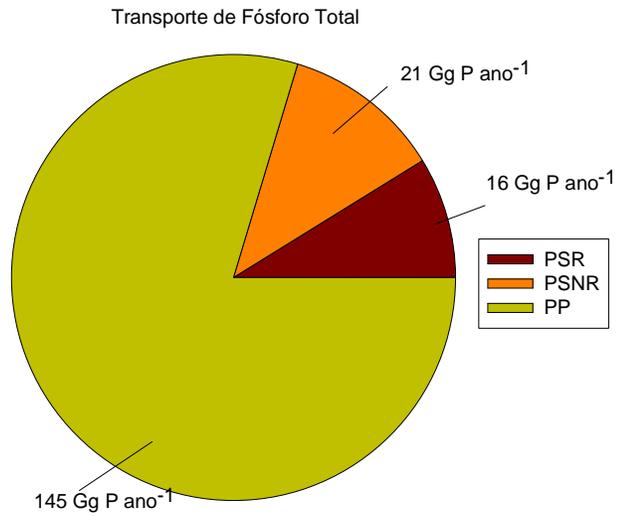


Gráfico 7: Transporte médio anual das diferentes frações de fósforo total do rio Madeira. PSR = fósforo solúvel reativo; PSNR = fósforo solúvel não reativo; PP = fósforo particulado.

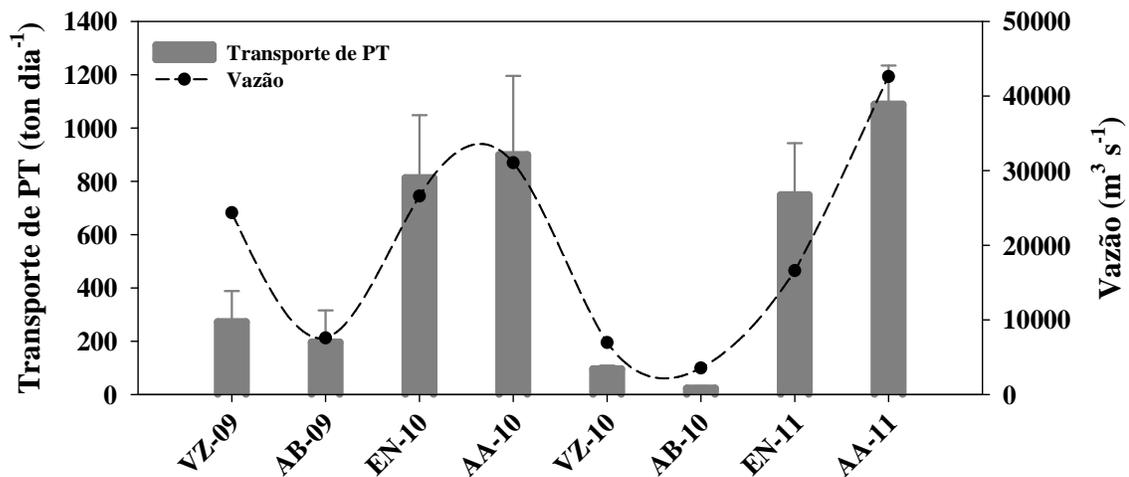


Gráfico 8: Variação sazonal do transporte de fósforo total (TP) e da vazão do rio Madeira entre 2009 e 2011. As barras e linhas em cinza indicam os valores médios e os desvios padrões, respectivamente. VZ = vazante, AB = águas baixas, EN = enchente, AA = água altas.

3.2. Potencial de Sedimentação do Fósforo

O experimento para avaliação do potencial de sedimentação de fósforo mostrou que há uma forte tendência de sedimentação do fósforo do rio Madeira com a inibição da turbulência. Duas horas após a incubação, ao fim do experimento, foi constatado que 75% do PT foi sedimentado. O experimento indicou que a queda mais acentuada nas concentrações de fósforo ocorre minutos após a inibição da turbulência, uma vez que em 30 minutos 65% do PT já havia sido sedimentado. Na hora e meia seguinte, até o fim do experimento, houve sedimentação de somente mais 10% do PT inicial. Todo o fósforo sedimentado foi particulado, visto que o PTD não se alterou ao longo do experimento. O experimento indicou que considerando o período até a primeira medição (30 minutos), há uma retirada média de 6 µg de fósforo por litro por minuto (Gráfico 9).

Na Fotografia 4, que apresenta registro fotográfico dos filtros utilizados para filtração das alíquotas para análise do conteúdo de fósforo dissolvido no momento da incubação, 30 minutos e duas horas após a incubação, é possível perceber que a quantidade de material retido nos filtros diminuiu consideravelmente com o tempo. A quantidade de partículas é bastante grande no filtro inicial, mas diminui bastante nos filtros utilizados para filtração das alíquotas de 30 minutos e duas horas. O material particulado que deixou de ser retido nos filtros de 30 minutos e duas horas foi para o fundo do frasco, como pode ser visto na Fotografia 5.

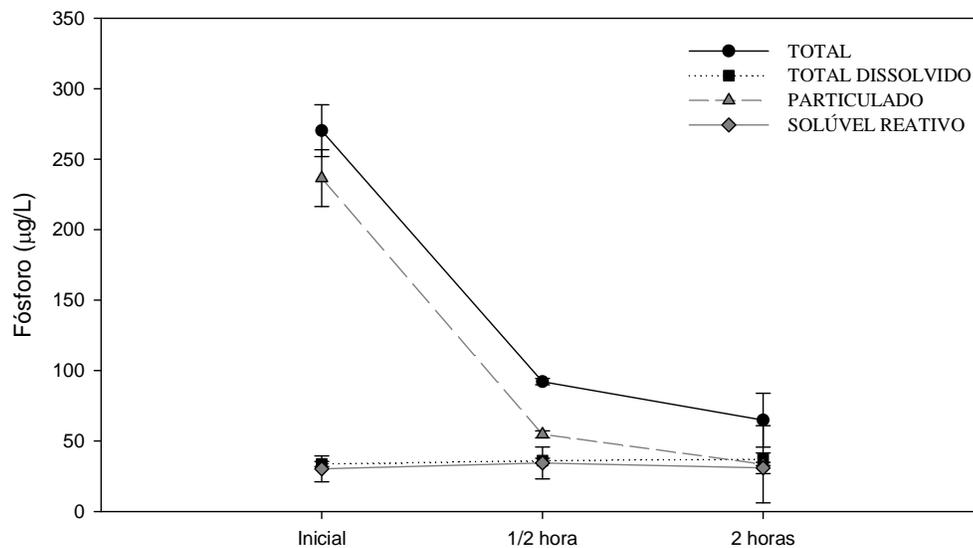


Gráfico 9: Mudanças nas concentrações de fósforo total (PT), fósforo total dissolvido (PTD), fósforo particulado (PP) e fósforo solúvel reativo (PSR) na água do rio Madeira ao longo de duas horas de incubação, onde as amostras foram mantidas livres de turbulência.



Fotografia 4: Fotografia do frasco utilizado no experimento sobre o potencial de sedimentação do fósforo do rio Madeira tirada duas horas após a incubação. A seta aponta a quantidade de material particulado que foi sedimentado nesse curto espaço de tempo.



Fotografia 5: Fotografia dos filtros utilizados para filtração das alíquotas do experimento sobre o potencial de sedimentação do fósforo do rio Madeira. (A) inicial; (B) 30 minutos após a incubação; (C) duas horas após a incubação.

4. DISCUSSÃO

4.1. Concentrações e Transporte de Fósforo no Rio Madeira

Em termos absolutos, a quantidade de fósforo que o rio Madeira transporta em Porto Velho equivale a 65% da quantidade de fósforo que o rio Amazonas entrega para o Oceano Atlântico, mesmo considerando que a vazão do rio Amazonas é dez vezes maior. Entretanto, em função da ausência de medições de fósforo na foz do rio Madeira, é impreciso dizer qual a descarga anual de fósforo do rio Madeira para o Amazonas e qual a porcentagem da carga de fósforo do Amazonas é proveniente do rio Madeira. Altas concentrações de fósforo e elevadas vazões tornam o rio Madeira um grande transportador de fósforo na bacia amazônica. Por exemplo, quando se compara as concentrações médias de fósforo total no rio Madeira com as do rio Jamari (40 µg/L, dados do “Programa de Monitoramento Limnológico da UHE Santo Antônio no rio Madeira”), o maior rio de águas claras localizado no trecho estudado, constata-se que o rio Madeira apresenta concentrações oito vezes superior.

Os resultados obtidos sugerem que a grande sazonalidade no transporte e nas concentrações de fósforo é regulada pela precipitação nos Andes. Durante o período chuvoso, o intemperismo físico de fósforo é intensificado devido às elevadas precipitações, conseqüentemente aumentando o transporte de fósforo pelos rios. Isso é corroborado pelo fato de o pico das concentrações de fósforo no rio Madeira ser observado durante a enchente, quando a precipitação nos Andes é máxima. O fato de a maior parcela do fósforo no rio Madeira originar do intemperismo de rochas nos Andes ajuda a explicar a dominância de fósforo adsorvido a partículas, como mostrado em resultados prévios no rio Amazonas, um rio de águas brancas como o rio Madeira (Berner e Rao, 1994). Adicionalmente, a correlação do fósforo com sedimentos em suspensão mais forte do que com o carbono orgânico total sugere a prevalência de fósforo de natureza inorgânica. Embora este resultado indique que a maior parte do fósforo no rio Madeira está biologicamente indisponível, a quantidade de fósforo potencialmente biodisponível pode ter sido subestimada. Isso se deve ao fato de o fósforo solúvel reativo apresentar tendência de adsorção reversível à superfície de partículas, o que é intensificado em rios com altas concentrações de sedimentos em suspensão (Muller, Stierli *et al.*, 2006). Além disso, 26% do fósforo disponível para organismos fitoplanctônicos no rio Amazonas é proveniente da fração particulada (Engle e Sarnelle, 1990).

Parte do fósforo transportado pelo rio Madeira é depositado no seu canal principal e em suas planícies inundáveis. O aporte de fósforo derivado dos rios de água branca nas planícies inundáveis é crucial para sustentar as altas taxas de produção primária (Fisher e Parsley, 1979; Forsberg, Devol *et al.*, 1988). Embora o fósforo seja majoritariamente particulado, ocasionalmente há liberação de fosfato das partículas, principalmente quando a salinidade é alta (Chase e Sayles, 1980;

Fox, Sager *et al.*, 1986). O fósforo que é depositado pode sofrer transformações em determinadas condições químicas, como variações de pH e oxigênio dissolvido, tornando-se disponível para organismos aquáticos e terrestres (Silva e Sampaio, 1998). Portanto, o rio Madeira vem continuamente preenchendo suas planícies inundáveis com sedimentos ricos em fósforo ao longo do tempo, possivelmente sustentando as altas taxas de produção primária (Mcclain e Naiman, 2008).

4.2. Mudanças na Precipitação nos Andes Alterando o Transporte de Fósforo no Rio Madeira

Apesar do importante papel que o rio Madeira desempenha no fornecimento de fósforo para suas planícies de inundação, possíveis mudanças no clima andino (Christensen, Hewitson *et al.*, 2007; Urrutia e Vuille, 2009) e os projetos de construção de hidrelétricas ao longo da bacia (Finer e Jenkins, 2012) podem alterar o transporte de fósforo pelo rio Madeira no futuro.

Em regiões montanhosas, variáveis climáticas, como temperatura e precipitação, mudam sistematicamente em poucos quilômetros (Christensen, Hewitson *et al.*, 2007; Villar, Ronchail *et al.*, 2009), e estas regiões apresentam grande complexidade climática. Desta forma, há grande variabilidade climática ao longo da cordilheira andina. Conseqüentemente, diferentes áreas dos Andes responderão de maneira distinta às mudanças no clima global, de modo que certas regiões podem apresentar tendência de aumento na precipitação ao passo que outras podem apresentar tendência de diminuição (Urrutia e Vuille, 2009). Em regiões com até 2000 metros de altitude nas montanhas do leste Andino, é projetado um aumento significativo na precipitação até 2100 (Urrutia e Vuille, 2009). Essas regiões são exatamente onde há maior pluviosidade e, por conseguinte, o aporte de

fósforo para os rios é mais intenso nessas localidades. Com base nas projeções de (Urrutia e Vuille, 2009), haverá um aumento de 18 mm mês^{-1} na precipitação na altitude onde a estação de controle da precipitação nos Andes utilizada no presente estudo (Cristal Mayu) está situada. Esse aumento representa um incremento de 4,5% na precipitação, considerando a média mensal de 397 mm. A partir dessa projeção e considerando a relação linear entre a precipitação nos Andes e a concentração média de fósforo total no rio Madeira medida em Porto Velho, é possível estimar que as concentrações serão aumentadas em 9% com o aumento de precipitação supracitado. Portanto, levando em conta que precipitação e a vazão do rio são diretamente proporcionais, o aumento projetado na precipitação nos Andes aumentaria o transporte de fósforo no rio Madeira em 25 Gg por ano.

4.3. Construção de Reservatórios na Amazônia Andina Alterando o Transporte de Fósforo no Rio Madeira

Atualmente, existem sete usinas hidrelétricas em operação na bacia andina do rio Madeira. Do total de usinas existentes, 70% possui capacidade de geração de energia inferior a 100 MW e possuem reservatórios de pequeno porte. Além disso, as usinas existentes são situadas em pequenos tributários, e nenhum rio importante foi barrado até o momento. Em contrapartida, 19 novas usinas estão projetadas para serem construídas na parte andina da bacia do rio Madeira até o ano de 2030 (Finer e Jenkins, 2012). Das novas usinas, 75% terão capacidade instalada superior a 100 MW, o que sugere que haverá possivelmente a formação de reservatórios de grande área. Como as concentrações de fósforo do rio Madeira

A forte relação positiva entre as concentrações de fósforo do rio Madeira e a precipitação na cordilheira dos Andes sugere que a disponibilidade do rio Madeira é

fortemente dependente do clima andino. Com base nas projeções de aumento de precipitação nos flancos do leste Andino nos próximos anos, é provável que o rio Madeira transporte mais fósforo proveniente da erosão do solo da bacia de drenagem no futuro. Todavia, o aumento de 270% no número de usinas hidrelétricas na bacia andina do rio Madeira tende a aprisionar uma parcela da carga de fósforo, de modo que o aumento causado pelo aumento da precipitação pode ser compensado pela construção de reservatórios.

Em média, bacias ocupadas por reservatórios de hidrelétrica apresentam uma redução de mais de 50% do transporte de sedimentos (Vorosmarty, Meybeck *et al.*, 2003). Considerando que 80% do fósforo total no rio Madeira é particulado e tendo em vista a facilidade com que o fósforo particulado sedimenta quando a turbulência é inibida, conforme indicado pelo experimento de sedimentação de fósforo, é razoável supor que a eficiência de sedimentação de 50% de causaria uma redução de 40% no transporte de fósforo. Isso significa que o transporte de fósforo total seria reduzido de 182 Gg para 109 Gg por ano.

O experimento sobre o potencial de sedimentação do fósforo no rio Madeira também sustenta a hipótese de que a construção de reservatórios ao longo da bacia aprisionará quantidades significativas deste nutriente. Embora as condições de inibição da turbulência promovidas em laboratório não retratem fidedignamente a realidade no caso de reservatórios em função da existência de correntes, o experimento apontou que o fósforo do rio Madeira é constituído majoritariamente de partículas pesadas, que tendem a sedimentar na ausência de turbulência. O experimento mostrou que há sedimentação exclusivamente de fósforo particulado. Além disso, o experimento fornece indicativos de que a construção de reservatórios com altos tempos de residência no rio Madeira ou em seus rios formadores pode

causar a sedimentação de mais de 50% da carga de fósforo. Desta forma, a construção de reservatórios com baixos tempos de residência, como os dois atualmente em construção no município de Porto Velho (Santo Antônio e Jirau), deve ser priorizada, a fim de que a sedimentação de fósforo seja amenizada.

O destino do fósforo sedimentado nos reservatórios pode ser tanto o enterramento permanente como a ciclagem via processos químicos e biológicos. Considerando que a maior parte do fósforo é inorgânico e adsorvido a elementos como o ferro (Berner e Rao, 1994), e que a liberação do fósforo das partículas é sensível às mudanças nas concentrações de oxigênio (Stumm e Morgan, 1996), para saber o destino do fósforo sedimento é fundamental que as condições de oxigenação do sedimento sejam conhecidas. Em reservatórios a fio d'água, com baixos tempos de residência e ocorrência de correnteza, a provável ausência de estratificação e a consequente ocorrência de um hipolímnio oxigenado pode favorecer o enterramento do fósforo em detrimento à ciclagem deste. Por outro lado, caso os sedimentos sejam anóxicos, a liberação de fósforo pode ser favorecido e este pode tornar-se biologicamente disponível.

4.4. Consequências da Construção de Reservatórios em Rios Andinos no Sequestro de Carbono nas Várzeas Amazônicas

Os resultados sobre a predominância de fósforo particulado no rio Madeira e a tendência que este apresenta em sedimentar na ausência de turbulência podem ser extrapolados para outros rios originados nos Andes (rios de água branca), como o próprio Solimões/Amazonas, já que a origem do fósforo é a mesma e esses rios

apresentam características semelhantes. Desta forma, é provável que a construção de reservatórios ao longo da cordilheira Andina provoque uma redução significativa no transporte de fósforo dos Andes para a planície amazônica.

Os países sul-americanos pretendem aumentar o número de reservatórios na Amazônia Andina em 300% nas próximas duas décadas, com o aumento mais expressivo acontecendo no número de grandes barragens (Finer e Jenkins, 2012). Atualmente, existem 48 usinas hidrelétricas em operação nos Andes Amazônicos, sendo que só existe uma com capacidade superior a 1000 MW. Todavia, 151 estão projetadas para os próximos 20 anos, sendo que 17 delas possuem capacidade superior a 1000 MW. Como muitas das usinas planejadas ainda não possuem projetos de engenharia bem estabelecidos, informações sobre a área dos reservatórios são escassas. Contudo, a informação de que haverá aumento expressivo no número de usinas de grande porte é um indicativo de que as novas usinas tendem a ocupar grandes áreas, mesmo que operem a fio d'água.

O transporte de grandes quantidades de nutrientes originados nos Andes, como o fósforo, é responsável por suportar altas taxas de produção primária por florestas de inundação e macrófitas aquáticas habitantes das várzeas de rios de água branca (Mcclain e Naiman, 2008). Desta forma, o aprisionamento de fósforo em reservatórios construídos na Amazônia Andina diminuirá a deposição de fósforo nas planícies de inundação, conseqüentemente reduzindo a produtividade primária.

As florestas de inundação de rios de água branca se estendem por aproximadamente 320.000 km² da planície amazônica (Melack e Hess, 2010). Essas florestas são extremamente produtivas, com a produção primária líquida podendo atingir 11,5 ton C ha⁻¹ ano⁻¹ (Melack e Forsberg, 2001). Considerando a área coberta por florestas de inundação de rios de água branca e sua produtividade, é possível

estimar que a produção primária é de cerca de 360 Tg C ano⁻¹. Em função da alta disponibilidade de nutrientes, as várzeas (florestas de inundação de rios de água branca) são até 35% mais produtivas que os igapós, que são florestas de inundação de rios de água preta, pobres em nutrientes (Melack e Forsberg, 2001). Se a construção de reservatórios diminuir as concentrações de fósforo como sugerido pelo experimento de sedimentação, a produtividade primária nas várzeas pode diminuir consideravelmente. A exata relação entre fósforo e produção primária não é conhecida para esses ambientes, mas se hipoteticamente a produção primária diminuir a níveis similares de rios de água clara e água preta, a produção primária da planície amazônica seria reduzida em 125 Tg C ano⁻¹. Para efeito de comparação, esse número é equivalente à produção primária de uma área de 500.000 km² de florestas de terra firme da Amazônia central (Grace e Malhi, 2002). Embora não sejam sabidos os verdadeiros valores de sequestro líquido de carbono (produtividade ecossistêmica líquida) nesses ecossistemas, este é provavelmente proporcional à produção primária líquida. Desta forma, qualquer redução na produção primária líquida devido à diminuição da disponibilidade de fósforo pode levar à redução de sequestro de carbono, que é menor que a produção primária líquida, mas comparável a esta.

O *boom* na construção de reservatórios nos Andes pode afetar também o sequestro de carbono por macrófitas aquáticas de maneira significativa. Essas plantas apresentam uma alta taxa de produção primária (25 ton ha⁻¹ ano⁻¹), sendo responsáveis por 34% do sequestro de carbono pela produção primária nas planícies da Amazônia central (Melack, Novo *et al.*, 2009). Adicionalmente, embora ocupem uma área quatro vezes menor que as florestas de inundação, as macrófitas aquáticas são duas vezes mais eficientes no que diz respeito ao sequestro de

carbono (Melack, Novo *et al.*, 2009). Em virtude da disponibilidade de nutrientes, as macrófitas proliferam rapidamente nas várzeas, com algumas espécies aumentando a biomassa em até 3000% por mês durante as cheias (Junk, 1984). Desta forma, a redução na disponibilidade de nutrientes, como o fósforo, em resposta à construção de hidrelétricas nos Andes irá inevitavelmente diminuir a taxa de crescimento das macrófitas aquáticas que habitam as várzeas, conseqüentemente reduzindo o sequestro de carbono na planície amazônica.

A fim de atenuar os efeitos da construção de reservatórios de hidrelétricas na Amazônia Andina na ciclagem de carbono nas várzeas, a priorização de usinas com pequenos reservatórios e com baixo tempo de residência da água é uma alternativa. Desta forma, o aprisionamento de fósforo seria minimizado. Alternativamente, os países andinos poderiam também priorizar a construção de reservatórios em bacias não-amazônicas, as quais também possuem potencial hidrelétrico (Finer e Jenkins, 2012).

5. CONCLUSÕES

Este estudo mostrou que o rio Madeira apresenta altas concentrações de fósforo total. A maior parte do fósforo está aderido a partículas, e a precipitação na cordilheira dos Andes é o principal fator regulador da variação sazonal das concentrações e do transporte desse elemento. Tendo em vista as projeções de aumento de precipitação nos flancos do leste andino, é provável que haja aumento no transporte de fósforo do rio Madeira. Em contrapartida, o aumento expressivo no número de reservatórios que está planejado para acontecer na parte andina da bacia tende a aprisionar uma boa parcela do fósforo, que tende a sedimentar facilmente quando há inibição da turbulência. Considerando os efeitos das

mudanças no clima e a construção de reservatórios, o rio Madeira pode transportar quase 30% menos fósforo no futuro. A queda do transporte de fósforo pode diminuir a deposição de fósforo nas planícies de inundação e, conseqüentemente, ocorrerá diminuição da produção primária e do sequestro de carbono. Em suma, reduções nas concentrações de fósforo do rio Madeira podem causar mudanças drásticas no ecossistema rio-planície de inundação.

6. REFERÊNCIAS

AALTO, R. et al. Episodic sediment accumulation on Amazonian flood plains influenced by El Niño/Southern Oscillation. **Nature**, v. 425, n. 6957, p. 493-497, Oct 2 2003. ISSN 0028-0836. Disponível em: <<Go to ISI>://000185648100040 >.

BABY, P.; GUYOT, J. L.; HERAIL, G. Tectonic control of erosion and sedimentation in the Amazon Basin of Bolivia. **Hydrological Processes**, v. 23, n. 22, p. 3225-3229, Oct 30 2009. ISSN 0885-6087. Disponível em: <<Go to ISI>://000271367800014 >.

BASTOS, W. R. et al. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). **Ecotoxicology**, v. 16, n. 3, p. 341-346, Apr 2007. ISSN 0963-9292. Disponível em: <<Go to ISI>://000245471300006 >.

BENNETT, E. M.; CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F. Human impact on erodible phosphorus and eutrophication: A global perspective. **Bioscience**, v. 51, n. 3, p. 227-234, Mar 2001. ISSN 0006-3568. Disponível em: <<Go to ISI>://000168710400008 >.

BERNER, R. A.; RAO, J. L. Phosphorus in Sediments of the Amazon River and Estuary - Implications for the Global Flux of Phosphorus to the Sea. **Geochimica Et Cosmochimica Acta**, v. 58, n. 10, p. 2333-2339, May 1994. ISSN 0016-7037. Disponível em: <<Go to ISI>://A1994NQ01200014 >.

CHASE, E. M.; SAYLES, F. L. Phosphorus in Suspended Sediments of the Amazon River. **Estuarine and Coastal Marine Science**, v. 11, n. 4, p. 383-391, 1980. ISSN 0302-3524. Disponível em: <<Go to ISI>://A1980KT63800003 >.

CHRISTENSEN, J. H. et al. Regional Climate Projections. In: SOLOMON, S.; QIN, D., et al (Ed.). **Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**: Cambridge University Press, 2007.

DEVOL, A. H.; RICHEY, J. E.; FORSBERG, B. R. **Phosphorus in the amazon river mainstem: concentrations, forms and transport to the ocean. Phosphorus cycle in terrestrial and aquatic ecosystems: Regional Workshop 3: South and Central America**: 9-23 p. 1991.

ENGLE, D. L.; SARNELLE, O. Algal Use of Sedimentary Phosphorus from an Amazon Floodplain Lake - Implications for Total Phosphorus Analysis in Turbid Waters. **Limnology and Oceanography**, v. 35, n. 2, p. 483-490, Mar 1990. ISSN 0024-3590. Disponível em: <<Go to ISI>://A1990DR94700022 >.

FILIPPELLI, G. M. The global phosphorus cycle. **Reviews in Mineralogy and Geochemistry**, v. 48, p. 391-425, 2002.

FINER, M.; JENKINS, C. N. Proliferation of Hydroelectric Dams in the Andean Amazon and Implications for Andes-Amazon Connectivity. **Plos One**, v. 7, n. 4, Apr 18 2012. ISSN 1932-6203. Disponível em: <<Go to ISI>://000305350600059 >.

FISHER, T. R.; PARSLEY, P. E. Amazon Lakes - Water Storage and Nutrient Stripping by Algae. **Limnology and Oceanography**, v. 24, n. 3, p. 547-553, 1979. ISSN 0024-3590. Disponível em: <<Go to ISI>://A1979GY59000017 >.

FORSBERG, B. R. et al. Factors Controlling Nutrient Concentrations in Amazon Floodplain Lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 33, n. 1, p. 41-56, Jan 1988. ISSN 0024-3590. Disponível em: <<Go to ISI>://A1988M521700004 >.

FOX, L. E.; SAGER, S. L.; WOFSY, S. C. The Chemical Control of Soluble Phosphorus in the Amazon Estuary. **Geochimica Et Cosmochimica Acta**, v. 50, n. 5, p. 783-794, May 1986. ISSN 0016-7037. Disponível em: <<Go to ISI>://A1986C380300012 >.

GRACE, J.; MALHI, Y. Global change - Carbon dioxide goes with the flow. **Nature**, v. 416, n. 6881, p. 594-595, Apr 11 2002. ISSN 0028-0836. Disponível em: <<Go to ISI>://000174901900025 >.

GUYOT, J. L. et al. Dissolved solids and suspended sediment yields in the Rio Madeira basin, from the Bolivian Andes to the Amazon. **Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives**, n. 236, p. 55-63, 1996. ISSN 0144-7815. Disponível em: <<Go to ISI>://A1996BG33F00006 >.

GUYOT, J. L.; WASSON, J. G. Regional Pattern of Riverine Dissolved Organic-Carbon in the Amazon Drainage-Basin of Bolivia. **Limnology and Oceanography**, v. 39, n. 2, p. 452-458, Mar 1994. ISSN 0024-3590. Disponível em: <<Go to ISI>://A1994NM67900025 >.

JUNK, W. J. Ecology of the *várzea*, floodplain of Amazonian white-water rivers. In: SIOLI, H. (Ed.). **The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin**: Dr W. Junk Publishers, v.56, 1984. (Monographiae Biologicae).

JUNK, W. J. et al. A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. **Wetlands**, v. 31, n. 4, p. 623-640, Aug 2011. ISSN 0277-5212. Disponível em: <<Go to ISI>://000296695000001 >.

LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C.; SINHA, R. Tropical rivers. **Geomorphology**, v. 70, n. 3-4, p. 187-206, Sep 1 2005. ISSN 0169-555X. Disponível em: <<Go to ISI>://000232318800002 >.

LEITE, N. K. et al. Intra and interannual variability in the Madeira River water chemistry and sediment load. **Biogeochemistry**, v. 105, n. 1-3, p. 37-51, Sep 2011. ISSN 0168-2563. Disponível em: <<Go to ISI>://000294501100004 >.

LYONS, W. B.; BIRD, D. A. Geochemistry of the Madeira River, Brazil - Comparison of Seasonal Weathering Reactions Using a Mass-Balance Approach. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 8, n. 1, p. 97-101, Jan 1995. ISSN 0895-9811. Disponível em: <<Go to ISI>://A1995QJ26000009 >.

MALM, O. et al. Mercury Pollution Due to Gold Mining in the Madeira River Basin, Brazil. **Ambio**, v. 19, n. 1, p. 11-15, Feb 1990. ISSN 0044-7447. Disponível em: <<Go to ISI>://A1990CP53700003 >.

MCCLAIN, M. E.; NAIMAN, R. J. Andean influences on the biogeochemistry and ecology of the Amazon River. **Bioscience**, v. 58, n. 4, p. 325-338, Apr 2008. ISSN 0006-3568. Disponível em: <<Go to ISI>://000254983300010 >.

MEIRELLES-FILHO, J. **O livro de ouro da Amazônia**. 5. Ediouro, 2006. 480 ISBN 978-85-0002-161-9.

MELACK, J.; FORSBERG, B. R. Biogeochemistry of Amazon floodplain lakes and associated wetlands. In: MCCLAIN, M. E.; VICTORIA, R. L., et al (Ed.). **The biogeochemistry of the Amazon basin**: Oxford University Press, Inc., 2001. p.235-274.

MELACK, J. et al. Floodplain ecosystem processes. In: KELLER, M.; BUSTAMANTE, M. M. C., et al (Ed.). **Amazonia and Global Change, Geophysical Monograph Series**. Washington, D.C.: AGU, v.186, 2009.

MELACK, J. M.; HESS, L. L. Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. In: JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F., et al (Ed.). **Amazon floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management**: Springer, 2010. p.43-59.

MEYBECK, M. Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Transport by World Rivers. **American Journal of Science**, v. 282, n. 4, p. 401-450, 1982. ISSN 0002-9599. Disponível em: <<Go to ISI>://A1982NL33100002 >.

MILLIMAN, J. D.; MEADE, R. H. World-Wide Delivery of River Sediment to the Oceans. **Journal of Geology**, v. 91, n. 1, p. 1-21, 1983. ISSN 0022-1376. Disponível em: <<Go to ISI>://A1983PY94200001 >.

MORTATTI, J.; PROBST, J. L. Silicate rock weathering and atmospheric/soil CO₂ uptake in the Amazon basin estimated from river water geochemistry: seasonal and spatial variations. **Chemical Geology**, v. 197, n. 1-4, p. 177-196, Jun 15 2003. ISSN 0009-2541. Disponível em: <<Go to ISI>://000183190400009 >.

MULLER, B.; STIERLI, R.; WUEST, A. Phosphate adsorption by mineral weathering particles in oligotrophic waters of high particle content. **Water Resources Research**, v. 42, n. 10, Oct 11 2006. ISSN 0043-1397. Disponível em: <<Go to ISI>://000241303300002 >.

O'NEIL, J. M. et al. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. **Harmful Algae**, v. 14, p. 313-334, Feb 2012. ISSN 1568-9883. Disponível em: <<Go to ISI>://000300818000018 >.

PFEIFFER, W. C. et al. Mercury in the Madeira River Ecosystem, Rondonia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 38, n. 3-4, p. 239-245, Feb 1991. ISSN 0378-1127. Disponível em: <<Go to ISI>://A1991FC49800009 >.

RICHEY, J. E. et al. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO₂. **Nature**, v. 416, n. 6881, p. 617-620, Apr 11 2002. ISSN 0028-0836. Disponível em: <<Go to ISI>://000174901900038 >.

SILVA, C. A. R.; SAMPAIO, L. S. Speciation of phosphorus in a tidal floodplain forest in the Amazon estuary. **Mangroves and Salt Marshes**, v. 2, p. 51-57, 1998.

SIOLI, H. Über Natur und Mensch im brasilianischen Amazonasgebiet. **Erdkunde**, v. 10, n. 2, p. 89-109, 1956.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters**. 3rd. John Wiley and Sons, Inc., 1996. 1022.

URRUTIA, R.; VUILLE, M. Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate model: Temperature and precipitation simulations for the end of the 21st century. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, v. 114, Jan 23 2009. ISSN 0148-0227. Disponível em: <<Go to ISI>://000262749300004 >.

VILLAR, J. C. E. et al. Spatio-temporal rainfall variability in the Amazon basin countries (Brazil, Peru, Bolivia, Colombia, and Ecuador). **International Journal of Climatology**, v. 29, n. 11, p. 1574-1594, Sep 2009. ISSN 0899-8418. Disponível em: <<Go to ISI>://000270006500005 >.

VOROSMARTY, C. J. et al. Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. **Global and Planetary Change**, v. 39, n. 1-2, p. 169-190, Oct 2003. ISSN 0921-8181. Disponível em: <<Go to ISI>://000186115500010 >.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses**. New York: Springer, 2000. 429.

Apêndice 1: Resultados brutos de sólidos em suspensão (SS), fósforo solúvel reativo (PSR), fósforo total dissolvido (PTD), fósforo total (PT), fósforo particulado (PP) e fósforo solúvel não reativo (PSNR) medidos em oito estações (S1 a S8) em oito campanhas realizadas entre 2009 e 2011.

Campanha	Período hidrológico	Estação	Data	SS	PSR	PTD	PT	PP	PSNR
				mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
8	águas altas/2011	S1	12/04/11	438	7	24	349	325	17
8	águas altas/2011	S2	12/04/11	271	8	27	253	226	19
8	águas altas/2011	S3	13/04/11	419	25	42	347	305	18
8	águas altas/2011	S4	13/04/11	277	13	42	247	206	28
8	águas altas/2011	S5	14/04/11	323	25	46	297	252	21
8	águas altas/2011	S6	15/04/11	376	9	61	277	215	52
8	águas altas/2011	S7	15/04/11	377	11	64	320	256	53
8	águas altas/2011	S8	17/04/11	161	12	62	275	213	50
7	enchente/2011	S1	11/01/11	336	8	55	410	355	47
7	enchente/2011	S2	11/01/11	284	11	90	-	-	79
7	enchente/2011	S3	12/01/11	332	14	112	495	382	98
7	enchente/2011	S4	12/01/11	488	10	54	560	505	45
7	enchente/2011	S5	13/01/11	390	12	36	666	630	24
7	enchente/2011	S6	13/01/11	402	20	50	566	516	30
7	enchente/2011	S7	13/01/11	426	21	60	679	619	39
7	enchente/2011	S8	16/01/11	333	11	49	536	487	38
6	águas baixas/2010	S1	24/09/10	61	17	25	66	40	8
6	águas baixas/2010	S2	24/09/10	52	8	34	57	23	26
6	águas baixas/2010	S3	25/09/10	58	21	41	53	12	21
6	águas baixas/2010	S4	25/09/10	35	6	37	52	15	31
6	águas baixas/2010	S5	26/09/10	60	13	27	77	50	14
6	águas baixas/2010	S6	26/09/10	48	11	30	57	28	18
6	águas baixas/2010	S7	27/09/10	43	48	114	124	10	66
6	águas baixas/2010	S8	28/09/10	65	12	15	109	93	3
5	vazante/2010	S1	17/07/10	50	41	104	137	32	63
5	vazante/2010	S2	17/07/10	55	32	60	162	102	28
5	vazante/2010	S3	17/07/10	75	23	60	142	82	37
5	vazante/2010	S4	16/07/10	44	25	72	145	73	47
5	vazante/2010	S5	16/07/10	61	34	87	200	113	54
5	vazante/2010	S6	18/07/10	88	19	74	156	83	54
5	vazante/2010	S7	18/07/10	79	20	62	145	83	42
5	vazante/2010	S8	20/07/10	100	29	74	179	105	46
4	águas altas/2010	S1	12/04/10	365	31	44	339	296	13
4	águas altas/2010	S2	12/04/10	136	28	42	328	286	14
4	águas altas/2010	S3	13/04/10	262	36	47	479	432	11
4	águas altas/2010	S4	13/04/10	215	31	44	466	422	13
4	águas altas/2010	S5	13/04/10	112	41	49	325	275	8
4	águas altas/2010	S6	14/04/10	169	39	42	342	300	3
4	águas altas/2010	S7	14/04/10	9	37	53	194	141	16
4	águas altas/2010	S8	16/04/10	125	35	72	173	101	37
3	enchente/2010	S1	13/01/10	506	111	149	435	286	38
3	enchente/2010	S2	13/01/10	422	100	112	343	231	12
3	enchente/2010	S3	14/01/10	461	60	76	518	442	16
3	enchente/2010	S4	14/01/10	560	43	56	341	285	13
3	enchente/2010	S5	14/01/10	281	-	241	321	80	-
3	enchente/2010	S6	15/01/10	466	29	73	354	281	44
3	enchente/2010	S7	15/01/10	450	36	48	361	313	12
3	enchente/2010	S8	17/01/10	144	60	76	157	81	16
2	águas baixas/2009	S1	02/10/09	173	26	63	406	343	37
2	águas baixas/2009	S2	02/10/09	187	4	47	230	183	43
2	águas baixas/2009	S3	03/10/09	202	15	31	369	338	16
2	águas baixas/2009	S4	03/10/09	172	22	31	254	223	9
2	águas baixas/2009	S5	04/10/09	99	13	31	200	169	19
2	águas baixas/2009	S6	04/10/09	172	13	26	-	-	13
2	águas baixas/2009	S7	04/10/09	167	14	18	102	88	4
2	águas baixas/2009	S8	06/10/09	152	15	38	148	110	23
1	vazante/2009	S1	02/06/09	159	12	60	83	24	48
1	vazante/2009	S2	02/06/09	75	37	46	125	79	9
1	vazante/2009	S3	03/06/09	102	15	48	133	85	33
1	vazante/2009	S4	03/06/09	152	14	50	171	121	36
1	vazante/2009	S5	04/06/09	223	13	45	46	1	32
1	vazante/2009	S6	04/06/09	127	17	49	106	56	33
1	vazante/2009	S7	04/06/09	137	-	-	142	-	-
1	vazante/2009	S8	06/06/09	156	16	42	228	187	25