

UFRRJ
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS

Dissertação

**Ciclagem de Nutrientes e Atributos Químicos do Solo de Florestas de Terra
Firme Alagadas pela Hidrelétrica de Balbina – Reserva Biológica do
Uatumã, Amazônia Central, Brasil**

GUILHERME HENRIQUE ALMEIDA PEREIRA

2013



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS

CICLAGEM DE NUTRIENTES E ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO
DE FLORESTAS DE TERRA FIRME ALAGADAS PELA
HIDRELÉTRICA DE BALBINA – RESERVA BIOLÓGICA DO
UATUMÃ, AMAZÔNIA CENTRAL, BRASIL

GUILHERME HENRIQUE ALMEIDA PEREIRA

Sob Orientação do Professor Dr.

Marcos Gervasio Pereira

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de concentração Conservação da Natureza.

Seropédica, RJ

Julho de 2013

634.909811

P436c

T

Pereira, Guilherme Henrique Almeida, 1987-
Ciclagem de nutrientes e atributos
químicos do solo de florestas de terra
firme alagadas pela Hidrelétrica de Balbina
- Reserva Biológica do Uatumã, Amazônia
Central, Brasil / Guilherme Henrique
Almeida Pereira. - 2013.
xiii, 83 f.: il.

Orientador: Marcos Gervasio Pereira.

Dissertação (mestrado) - Universidade
Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de
Pós-Graduação em Ciências Ambientais e
Florestais, 2013.

Bibliografia: f. 78-79.

1. Florestas tropicais - Amazônia -
Teses. 2. Solos - Inundação - Amazônia -
Teses. 3. Química do solo - Amazônia -
Teses. 4. Solos florestais - Fertilização
- Amazônia - Teses. 5. Usinas
hidrelétricas - Aspectos ambientais -
Amazônia - Teses. 6. Serapilheira - Teses.
I. Pereira, Marcos Gervasio, 1965- II.
Universidade Federal Rural do Rio de
Janeiro. Curso de Pós-Graduação em
Ciências Ambientais e Florestais. III.
Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS – CONSERVAÇÃO DA NATUREZA

GUILHERME HENRIQUE ALMEIDA PEREIRA

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências Ambientais e Florestais** no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM ___ / ___ / ___



Marcos Gervasio Pereira, Professor Dr. - Orientador
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro



Flávio Jesus Luizão, Pesquisador PhD.
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia



Luiz Fernando Duarte de Moraes, Pesquisador Dr.
Embrapa Agrobiologia

*À minha família,
a todos que contribuíram para esse projeto e
à fascinante Amazônia,
Dedico.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, por seu filho Jesus, pela perfeição que me fez, à sua imagem e semelhança, pela saúde que me dá todos os dias e por sua divina misericórdia.

A meus pais, Zenaide e Dinorato, e meus irmãos, Ângelo e Gustavo, pelo amor, carinho e apoio que sempre me deram e dedicaram para que eu chegasse até aqui.

Aos amigos pelos momentos de ânimo, zelo e oração dedicados, em especial, Aline Damasceno, Daniel Carvalho, Fábio Gonçalves, Geângelo Calvi, João Paulo Menezes, Josimara Teodoro, Maria Helena, Rodrigo Zucaratto, Samuel Toledano, Thaís Correa Neto e Thiago Amorim, que acompanharam mais de perto essa etapa da minha vida.

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) pelo financiamento do projeto, e à CAPES pela concessão da bolsa de Mestrado.

A Marcos Gervasio Pereira, pela amizade, aprendizado e orientação sempre dedicados, desde minha iniciação científica.

A José Luis Camargo e Fabrício Baccaro, pelas valiosas contribuições ao projeto; a todos do XX curso de Ecologia da Floresta Amazônica (EFA2011) pelas contribuições para meu eterno aprendizado; e ao Gilson Volpato, cujos livros sobre Método e Redação Científica romperam com minhas concepções epistemológicas de pesquisa.

À Ana Dantas, Reitora da UFRRJ, ao Roberto Lelis, Pró-Reitor de Pesquisa de Pós-Graduação, e aos professores e funcionários do curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais da UFRRJ, em especial, à Patrícia, pelo apoio.

À Reserva Biológica do Uatumã, pelo apoio na execução do projeto, na pessoa dos chefes Gilmar Klein e Branca Tressoldi e, em especial, à Joelson Nogueira, Rayanne Abreu, Efraim Assunção, Seu Chagas, Matheus Pantoja, Juliano e todo o pessoal da base WABA, pessoas especiais sem as quais esse projeto não teria se realizado.

A todos os amigos dos Laboratórios de *Gênese e Classificação do Solo* e *Indicadores Edafo-Ambientais* pelos bons momentos e, sobretudo a Anderson Diniz, Douglath Alves, Henos Knuipfer, Rafael Moura, Sandra Lima, Vanessa Vital e Vanessa Freo, pelo apoio na execução das intermináveis análises químicas.

Aos funcionários do Departamento de Solos, Cris Ferreira e Renata, pelo apoio e amizade; e Adriana e Jair, por todas as determinações de Ca e Mg.

E a todos, que pela emoção e nervosismo do momento fui impedido de lembrar,

Meu muito obrigado!



BIOGRAFIA

Guilherme Henrique Almeida Pereira é filho mais novo de Maria Zenaide de Almeida Pereira e José Dinorato Pereira. Nasceu aos seis dias do mês de dezembro de 1987, no município de Janaúba, MG. Concluiu o Ensino Fundamental, em 2002, na Escola Estadual José do Gorutuba (EEJG) e o Ensino Médio, em 2005, na Sociedade Educacional Janaubense (SEJAN), ambos na cidade onde nasceu. No ano seguinte, em 2006, ingressou na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), onde se graduou como Licenciado (2010) e Bacharel (2012) em Ciências Biológicas. Nesse período, se graduou também como Tecnólogo em Gestão Ambiental (2012) pela Faculdade de Educação Tecnológica do Estado do Rio de Janeiro (FAETERJ). Ao final das graduações, ingressou no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais da UFRRJ, onde defendeu essa dissertação e obteve o título de Mestre na área de Conservação da Natureza (2013).

RESUMO GERAL

PEREIRA, Guilherme Henrique Almeida. **Ciclagem de nutrientes e atributos químicos do solo de florestas de terra firme alagadas pela hidrelétrica de Balbina - Reserva Biológica do Uatumã, Amazônia Central, Brasil.** 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais, Conservação da Natureza). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

Devido ao potencial hidrelétrico da bacia Amazônica, extensas áreas de florestas de terra firme na Amazônia brasileira foram alagadas para criação de reservatórios e geração de energia. Nessas áreas, a variação do nível da água alaga as florestas adjacentes e, além disso, altera a dinâmica de seus igarapés. No período em que os reservatórios estão cheios, o nível dos igarapés se eleva e alaga as florestas de terra firme de suas margens. Isso deve influenciar a dinâmica do carbono e dos nutrientes entre a vegetação e o solo das florestas. Essa pesquisa investigou como o alagamento altera a ciclagem dos nutrientes e atributos químicos do solo de florestas tropicais de terra firme na Amazônia Central que se tornaram alagáveis após a criação de um reservatório para geração de energia pela Usina Hidrelétrica de Balbina. Dezesete sítios de amostragem foram alocados aleatoriamente em florestas de terra firme às margens de igarapés em áreas adjacentes ao reservatório. Cada sítio foi composto por dois pontos - um em floresta que é submetida ao alagamento e o outro em floresta que não é atingida por esse impacto. Coletores cônicos foram instalados para avaliar o aporte de serapilheira e nutrientes; e *litter bags* foram instalados para avaliar a decomposição da serapilheira e a liberação de nutrientes durante os períodos alagado e não-alagado. Além disso, amostras da serapilheira foram coletadas com gabarito para quantificar os estoques de serapilheira e nutrientes, e amostras de terra foram coletadas a 0-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m de profundidade para quantificar os atributos químicos dos solos antes e após o alagamento. Os dados foram comparados por ANOVA com medidas repetidas ($p < 0,05$). O alagamento reduziu substancialmente a velocidade de decomposição, fez as florestas de terra firme produzirem três vezes mais serapilheira, e reduziram os teores dos nutrientes foliares. Apesar disso, o alagamento aumentou o aporte de nutrientes, e não favoreceu o acúmulo de serapilheira e de nutrientes sobre o chão da floresta. Sobre o solo, o alagamento em curto prazo elevou a acidez, reduziu os teores de C-orgânico, mas aumentou a disponibilidade de N, P, K, Ca, Mg e Na. Em longo prazo, o alagamento reduziu a acidez do solo e a disponibilidade de K e Na, mas aumentou as perdas de C-orgânico e N ao longo do alagamento a que os solos são submetidos desde a criação da hidrelétrica. A maior queda de serapilheira durante o alagamento deve aumentar a produção líquida de carbono e potencializar as emissões de C da Amazônia, que ocorrerá na rápida decomposição no período não-alagado seguinte. Isso ficou evidente na redução dos teores de C no solo, que indicam maiores perdas de C pelas florestas de terra firme. Assim, a implantação de hidrelétricas na Amazônia faz com que as florestas de terra firme deixem de ser sorvedoras para serem emissoras de C para a atmosfera. Nesse sentido, a criação de hidrelétricas na bacia Amazônica poderá alterar o serviço que suas florestas desempenham para o ciclo do C global.

Palavras-chave: Floresta Tropical, impacto ambiental, serapilheira, solo.

GENERAL ABSTRACT

PEREIRA, Guilherme Henrique Almeida. **Nutrient cycling and soil chemical properties of upland forests flooded by Balbina hydroelectric dam - Uatumã Biological Reserve, Central Amazon, Brazil.** 2013. Dissertation (Master of Environmental and Forestry Science, Nature Conservation). Institute of Forestry, Rio de Janeiro Federal Rural University, Seropédica, RJ, 2013.

Due to the hydroelectric potential of the Amazon basin, upland forests in the Brazilian Amazon were have been flooded to create reservoirs for power generation. In these areas, the water level variation floods the adjacent forests and, in addition, may alter the dynamics of their streams. When the reservoirs are filled, it rises the streams level and flood the upland forests. This should influence the carbon and nutrient dynamics between vegetation and soil of forests. This research demonstrated how flooding alters nutrient cycling and soil chemical properties in upland tropical forests in Central Amazonia which became flooded after the creation of a reservoir for power generation by Balbina Hydroelectric Power Plant. The sampling sites were randomly placed along streams in upland forests adjacent to the reservoir. Each site consisted of two points - one in forest that is subject to flooding, and the other in forest that is not affected. Conical collectors were installed to evaluate the litter and nutrients fall; litterbags were installed to evaluate the decomposition and nutrient release in flooded and non-flooded periods. In addition, samples of litter were collected jig square for quantifying the litter and nutrients, and soil samples were collected at 0-0.05, 0.05-0.10 and 0.10-0.20 m depth to quantify the chemical attributes before and after flooding. Data were compared by two-way ANOVA with repeated measures ($p < 0.05$). Flooding reduced substantially the rate of decomposition, made the upland forests produce three times more litter and reduce foliar nutrients in leaf fall. Nevertheless, flooding has increased the supply of nutrients, and interestingly, did not favor the accumulation of litter or nutrients on the forest floor. Concerning the soil, in short term, the flooding have increased acidity, have reduced levels of organic C and have increased the availability of N, P, K, Ca, Mg and Na. However, in long term the flooding have reduced the acidity, the availability of Na and K and increased losses of C-organic and N. This condition is noticed since when the soils were subjected to the flooding by the hydroelectric power plant. The biggest litter fall during the flooding should increase the C net production and enhance the C emissions in the Amazon basin, in rapid decomposition during the non-flooded period. This was evident in the reduction of soil organic C, indicating greater losses of C in upland forests. Thus, the implementation of hydroelectric dam contributes to the Amazon forest land let to sequester to emit carbon into the atmosphere. Accordingly creating dams in the Amazon basin may change the service their forests in the global C cycle.

Key words: Tropical Rain Forest, Environmental impact, Litterfall, Soil.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Massa seca da serapilheira e de suas frações , com as respectivas proporções em relação à massa total de serapilheira, em florestas de terra firme alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central durante os meses dos períodos não-alagado e alagado 31
- Tabela 2.** Conteúdos e teores de nutrientes aportados nas folhas da serapilheira produzida em florestas de terra firme que são alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central durante os períodos não-alagado e alagado. 33
- Tabela 3.** Taxas de decomposição (k) e tempos de meia-vida ($t_{1/2}$) de folhas (F) e palitos de picolé (P), em florestas de terra firme que são alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central durante os períodos não-alagado e alagado. 36
- Tabela 4.** Massa seca de serapilheira e conteúdos de nutrientes estocados sobre o solo de florestas de terra firme alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central, antes e após alagamento. 39
- Tabela 5.** Granulometria em diferentes camadas do solo de florestas de terra firme alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central. 62
- Tabela 6.** Atributos químicos em diferentes camadas do solo de florestas de terra firme alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central, antes e depois de alagamento. 63

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Carta geográfica da Reserva Biológica do Uatumã (REBIO Uatumã), localizada a cerca de 140 km ao norte de Manaus, nos municípios de Presidente Figueiredo, São Sebastião do Uatumã e Urucara, Estado do Amazonas, Brasil..... 18
- Figura 2.** Médias mensais de temperatura e pluviosidade na bacia do Rio Uatumã, no período de janeiro a agosto de 2012. Dados de estação meteorológica à jusante do reservatório de Balbina, Estado do Amazonas, Brasil (LBA-DIS, 2013). 19
- Figura 3.** Ilhas de vegetação remanescente e florestas contínuas de terra firme que não foram alagadas pelo reservatório da hidrelétrica de Balbina, REBIO Uatumã, Amazônia Central, Brasil (Fotos: Eduardo Venticinque e Caio Pamplona)..... 20
- Figura 4.** Igarapé que é influenciado pelo reservatório da hidrelétrica de Balbina, ao longo de terra firme na Amazônia Central, no período de águas altas e no período de águas baixas. 20
- Figura 5.** Troncos mortos, remanescentes de florestas de terra firme que foram alagadas, associados a bancos de macrófitas e espécimes de *Genipa americana*, ao longo de igarapé na Reserva Biológica do Uatumã, Amazônia Central, Brasil..... 21
- Figura 6.** Floresta de terra firme à margem de igarapé que é submetida a alagamento periódico, adjacente a floresta de terra firme que não é alagada (controle), situada mais ao interior de floresta contínua na Amazônia Central, respectivamente. 21
- Figura 7.** Distribuição dos sítios e pontos pareados de amostragem em florestas de terra firme às margens de igarapés, na Reserva Biológica do Uatumã (REBIO Uatumã), que são submetidas a alagamento artificial, Amazônia Central, Brasil. 26
- Figura 8.** Instalação de coletores cônicos nas florestas de terra firme alagáveis e nas florestas controle, para avaliar o efeito do alagamento sobre a produção de serapilheira e o aporte de nutrientes em florestas de terra firme na Amazônia Central. 27
- Figura 9.** *Litter bags* instaladas nas florestas alagáveis e nas florestas controle, para avaliar o efeito do alagamento sobre a decomposição da serapilheira e a liberação de nutrientes em florestas de terra firme na Amazônia Central. 28
- Figura 10.** Coleta da camada de serapilheira nas florestas alagáveis e nas florestas controle, para avaliar o efeito do alagamento sobre os estoques de serapilheira e de nutrientes em florestas de terra firme na Amazônia Central. 29
- Figura 11.** Produção mensal de serapilheira e suas frações, no período de setembro de 2011 a agosto de 2012, em florestas de terra firme que são submetidas a alagamento e florestas controle na Amazônia Central. Áreas hachuradas indicam o período alagado; os pontos indicam as médias e barras verticais, os erros-padrão ($n=17$). 32

Figura 12. Aporte mensal de nutrientes nas folhas da serapilheira, produzida no período de setembro de 2011 a agosto de 2012, em florestas de terra firme que são alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central. Áreas hachuradas indicam o período alagado; pontos indicam as médias e barras verticais representam os erros-padrão ($n=17$).	34
Figura 13. Perda de massa na decomposição de folhas em florestas de terra firme que são alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central, nos períodos não-alagado e alagado. Os pontos indicam as médias e as barras verticais representam os erros-padrão.	36
Figura 14. Liberação de nutrientes na decomposição de folhas durante períodos não-alagado e alagado, em florestas de terra firme que são alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central. Os pontos indicam as médias e barras verticais representam os erros-padrão.	38
Figura 15. Distribuição dos sítios para avaliar o impacto do alagamento da hidrelétrica de Balbina a sobre atributos químicos do solo de florestas de terra firme na Reserva Biológica do Uatumã (REBIO Uatumã), Amazônia Central, Brasil.	60
Figura 16. Coleta de amostras de terra em florestas de terra firme alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central, Brasil.	61

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	vii
GENERAL ABSTRACT.....	viii
LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE FIGURAS.....	x
1. INTRODUÇÃO GERAL	14
2. JUSTIFICATIVA	16
3. OBJETIVOS	17
3.1. Objetivo geral.....	17
3.2. Objetivos específicos.....	17
4. MATERIAL E MÉTODOS	18
4.1. Área de estudo	18
CAPÍTULO I. FLUXOS DE CARBONO E NUTRIENTES EM FLORESTAS DE TERRA FIRME ALAGADAS POR HIDRELÉTRICA NA AMAZÔNIA CENTRAL.....	22
RESUMO	23
ABSTRACT	23
1. Introdução.....	24
2. Material e Métodos.....	26
2.1. Delineamento amostral	26
2.2. Produção de serapilheira e aporte de nutrientes.....	26
2.3. Decomposição da serapilheira e liberação dos nutrientes.....	27
2.4. Estoques de serapilheira e nutrientes	29
2.5. Análise dos dados	29
3. Resultados	31
3.1. Produção de serapilheira	31
3.2. Aporte de nutrientes.....	33
3.3. Decomposição da serapilheira	35
3.4. Liberação de nutrientes.....	37
3.5. Estoques de serapilheira e nutrientes	39
4. Discussão.....	40
4.1. Produção de serapilheira	40
4.2. Aporte de nutrientes.....	43
4.3. Decomposição da serapilheira	45
4.4. Liberação de nutrientes.....	46
4.5. Estoques de serapilheira e nutrientes	48
5. Conclusões	50
6. Referências Bibliográficas	51

CAPÍTULO II. QUÍMICA DO SOLO DE FLORESTAS DE TERRA FIRME ALAGADAS POR HIDRELÉTRICA NA AMAZÔNIA CENTRAL	57
RESUMO	58
ABSTRACT	58
1. Introdução.....	59
2. Material e Métodos.....	60
2.1. Delineamento e amostragem.....	60
2.2. Análises físicas e químicas	61
2.3. Análise dos dados	61
3. Resultados	62
3.1. Textura do solo	62
3.2. Atributos químicos.....	62
4. Discussão.....	65
4.1. Dinâmica de C e N.....	65
4.2. Acidez do solo	67
4.3. Disponibilidade de P e bases trocáveis	69
5. Conclusões	71
6. Referências Bibliográficas	72
5. CONCLUSÕES GERAIS	75
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	76
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
ANEXOS	79
Anexo A – Coordenadas Geográficas das áreas de estudo	79
Anexo B – Parâmetros estatísticos Capítulo I.....	80
Anexo C – Parâmetros estatísticos Capítulo II	82

1. INTRODUÇÃO GERAL

A dinâmica dos ciclos hidrológico e biogeoquímico na bacia Amazônica, em grande escala, tem grande contribuição na dinâmica do carbono e do clima global. Grande parte de suas florestas está sobre solos altamente intemperizados, ácidos e de baixa fertilidade natural. Apesar dessa condição edáfica pouco favorável ao desenvolvimento da vegetação, existe uma variabilidade de tipos florestais na Amazônia e, em sua maioria, uma alta biomassa e diversidade biológica.

Dentre as fitofisionomias da Amazônia, as florestas de terra firme são áreas de floresta ombrófila densa localizadas em terras que não estão sujeitas à inundação natural provocada por grandes rios. Elas ocupam a maior parte do bioma e tem uma diversidade vegetal de 117-300 espécies por hectare (WITTMANN et al., 2010). Outra fitofisionomia de destaque são as florestas alagáveis. Elas ocupam terras baixas ao longo dos principais rios amazônicos e são inundadas, sazonal ou permanentemente, devido à elevada precipitação e sua sazonalidade associada à inclinação pouco acentuada das terras baixas (PRANCE, 1979). A diversidade vegetal nas florestas alagáveis é de 84-157 espécies por hectare, com 20 a 34% de espécies em comum às florestas de terra firme (WITTMANN et al., 2010).

Apesar de as áreas alagáveis representarem uma área relativamente pequena da Amazônia, elas estão em expansão. Devido à crescente demanda energética brasileira para crescimento e desenvolvimento, aliada ao potencial sub-explorado que a bacia Amazônica tem para geração de energia, extensas áreas de floresta de terra firme têm sido convertidas em áreas alagadas para implantação de usinas hidrelétricas. Para implantação dessas usinas, grandes rios são barrados para criação de reservatórios. Isso resulta na inundação e perda de extensas áreas de floresta de terra firme.

Dentre as usinas existentes na Amazônia brasileira, a Hidrelétrica de Balbina inundou uma grande área de floresta de terra firme na Amazônia Central para criação de seu reservatório, em 1987. O reservatório foi criado pelo barramento do rio Uatumã, um afluente da margem esquerda do rio Amazonas, e inundou uma área de cerca de 2.930 km² de florestas de terra firme (COSTA et al., 2008). Entre os impactos provocados pela criação dessa hidrelétrica, foram relatados efeitos sobre populações de vertebrados e invertebrados (FERREIRA, 2007; BITTENCOURT, 2008; SOUZA, 2009), sobre a dinâmica do rio e de comunidades biológicas à montante e à jusante ao reservatório (NEVES, 2012) e a emissão de gases do efeito estufa (FEARNSIDE, 1995; KEMENES et al., 2007; KEMENES, 2011). Além desses impactos e da perda imediata das florestas que são inundadas, as florestas de terra firme que não foram submergidas pelo reservatório são influenciadas por sua hidrologia. As variações no nível da água no reservatório alteraram a dinâmica hídrica dos igarapés nessas florestas. Os igarapés desenvolveram um padrão sazonal não natural de cheias e secas que fez com que florestas de terra firme em suas margens se tornassem periodicamente alagadas.

O alagamento tem como uma das principais consequências a redução da oxigenação no solo. A água preenche os poros do solo e o oxigênio (O₂) remanescente é rapidamente consumido por organismos aeróbios (SOUZA et al., 2009). Como resultado, a camada superficial do solo fica deficiente em O₂ alguns dias após o início do alagamento. A ausência de O₂ estimula a atividade de organismos anaeróbios que realizam uma decomposição lenta da matéria orgânica (DAT et al., 2004). Além disso, a atividade desses organismos provoca redução de compostos no solo. Isso altera a acidez e ocasiona perdas de nutrientes (CAMARGO et al., 1999). Nesse sentido, o alagamento de florestas de terra firme altera a disponibilidade edáfica de nutrientes para vegetação.

Na vegetação o alagamento inibe a fotossíntese (SANTOS-JÚNIOR, 2008). Dessa forma, há diminuição da capacidade de assimilação de carbono pelas florestas de terra firme quando elas são alagadas. Somado a isso, o alagamento estimula a abscisão de órgãos vegetais na copa das árvores. Isso deve resultar em maior aporte de serapilheira e nutrientes nos períodos alagados.

Uma vez que a implantação de hidrelétricas envolve a criação de reservatórios que submetem as florestas remanescentes a eventos periódicos de alagamento, é provável que a implantação de hidrelétricas na Amazônia altere os ciclos biogeoquímicos da matéria orgânica e dos nutrientes nas florestas de terra firme, sobretudo do ciclo do carbono. Isso influenciará o clima regional e, em maior escala, poderá ter consequências nas mudanças do clima global. Nesse sentido, esse trabalho avaliou as respostas de ciclos biogeoquímicos de florestas de terra firme da Amazônia Central ao alagamento artificial ocasionado pela criação do reservatório da Usina Hidrelétrica de Balbina.

2. JUSTIFICATIVA

O planejamento de infra-estrutura do governo brasileiro (*Programa de Aceleração do Crescimento – PAC*) prevê a construção de uma série de barramentos para centrais e usinas hidrelétricas na Amazônia brasileira, para entrarem em funcionamento até 2016. Juntas, as usinas inundarão uma área aproximada de 100.000 km², o que corresponde a cerca de 3% da floresta Amazônica (FEARNSIDE, 1995; 2005b; 2006). Adicionalmente os reservatórios alagarão periodicamente áreas de florestas de terra firme adjacentes (GONÇALVES et al., 2012). Tendo em vista essa expansão da malha hidrelétrica na Amazônia, e dos impactos que esse empreendimento poderá exercer sobre os ciclos biogeoquímicos das florestas de terra firme que serão alagadas e sobre a dinâmica do carbono e do clima, é fundamental avaliar quais serão esses efeitos, uma vez que a ciclagem do carbono e dos nutrientes desempenha papel decisivo para a sustentabilidade florestal, sobretudo na Amazônia, cujas florestas estão na maior parte sobre solos tropicais ácidos e pobres em nutrientes.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Avaliar a influência do alagamento artificial, provocado pela implantação da Usina Hidrelétrica de Balbina, sobre os fluxos e estoques de carbono e dos nutrientes entre a vegetação e o solo de florestas de terra firme da Amazônia Central, na Reserva Biológica do Uatumã, Amazonas, Brasil. De modo particular, esse estudo objetiva fornecer dados inéditos sobre as respostas biogeoquímicas de florestas Amazônicas de terra firme ao alagamento artificial.

3.2. Objetivos específicos

- a) Quantificar o aporte de serapilheira e nutrientes nas florestas de terra firme;
- b) Estimar a taxa de decomposição e o tempo de meia-vida da serapilheira;
- c) Caracterizar e quantificar a liberação de nutrientes da serapilheira;
- d) Quantificar os estoques de serapilheira e seus nutrientes sobre o solo;
- e) Caracterizar a textura e quantificar atributos químicos do solo.

Para atender esses objetivos, essa dissertação foi organizada em dois capítulos. O Capítulo 1 intitula-se “Fluxos de carbono e nutrientes em florestas de terra firme que são alagadas por hidrelétrica na Amazônia Central”. Esse capítulo avalia e discute a influência do alagamento sobre a deposição de material formador de serapilheira e o aporte de nutrientes nas florestas de terra firme, bem como os processos de acúmulo e decomposição e a liberação dos nutrientes dessa camada. O Capítulo 2 intitula-se “Química do solo de florestas de terra firme que são alagadas por hidrelétrica na Amazônia Central”. Nesse sentido, tratará dos efeitos do alagamento sobre atributos químicos dos solos das florestas de terra firme.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em florestas de terra firme da Amazônia Central ($0^{\circ}50'$ a $1^{\circ}55'$ S, $58^{\circ}50'$ a $60^{\circ}10'$ W), localizadas na Reserva Biológica do Uatumã, a cerca de 140 km ao norte de Manaus, Estado do Amazonas, Brasil (Figura 1). As florestas estão sobre vertentes dos escudos cristalinos das Guianas e inseridas na bacia hidrográfica do rio Uatumã, um afluente da margem esquerda do rio Amazonas (COSTA et al., 2008). O relevo é acidentado, com áreas de baixio, vertente e platô, estes localizados nos pontos mais altos da paisagem (COSTA et al., 2008). Os solos predominantes são da classe dos Argissolos e dos Latossolos, sendo identificados como Argissolos Vermelho-Amarelos e Latossolos Vermelho-Amarelos (IBAMA, 1997 QUESADA et al., 2011).

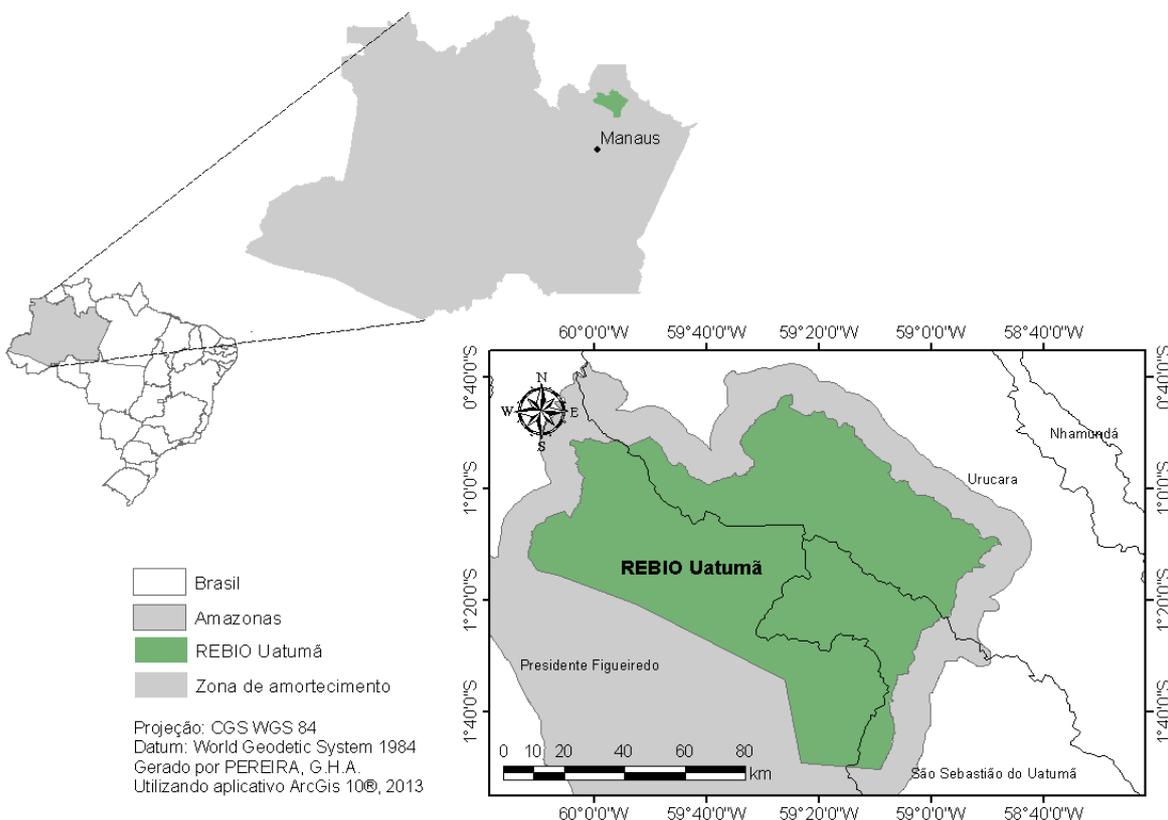


Figura 1. Carta geográfica da Reserva Biológica do Uatumã (REBIO Uatumã), localizada a cerca de 140 km ao norte de Manaus, nos municípios de Presidente Figueiredo, São Sebastião do Uatumã e Urucara, Estado do Amazonas, Brasil.

O clima da região é do tipo Amw, tropical chuvoso úmido e quente da classificação de Köppen (PEEL et al., 2007), com temperatura média mensal de 27°C e precipitação anual média de 2200 mm (GREENBERG, 2012). Março e abril geralmente são os meses mais chuvosos (>300 mm/mês) e, julho, agosto e setembro, os meses mais secos (~ 100 mm/mês) (GREENBERG, 2012). No período estudado, fevereiro e março foram os meses mais chuvosos, e junho, julho e agosto, os mais secos, e também os meses mais quentes (Figura 2).

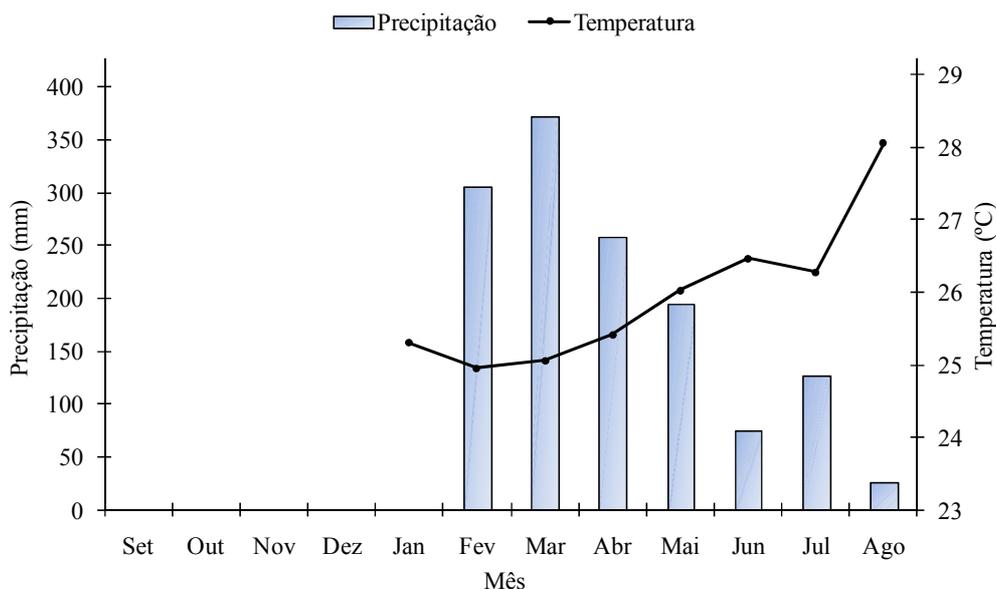


Figura 2. Médias mensais de temperatura e pluviosidade na bacia do Rio Uatumã, no período de janeiro a agosto de 2012. Dados de estação meteorológica à jusante do reservatório de Balbina, Estado do Amazonas, Brasil (LBA-INPA, 2013).

A vegetação de terra firme, classificada como Floresta Ombrófila Densa (COSTA et al., 2008), atinge até 40 metros de altura com árvores emergentes de até 50 m (ZUQUIM et al., 2008), como *Goupia glabra* Aubl. (Goupiaceae, “cupiúba”), *Eschweilera coriacea* (DC.) S.A.Mori (Lecytidaceae, “matá-matá”) e *Bertholletia excelsa* Bonpl. (Lecytidaceae, “castanha-do-brasil”) (AMARAL et al., 2000). Predominam árvores altas e finas, com diâmetro à altura do peito (DAP) variando entre 10-30 cm, mas ocorrem indivíduos com DAP \geq 80 cm (AMARAL et al., 2000). As palmeiras mais frequentes são *Oenocarpus bacaba* Mart. (Arecaceae, “bacaba”) e *Maximiliana maripa* (Arecaceae, “inajá”) (AMARAL et al., 2000). No extrato médio, a altura dos indivíduos varia entre 3 a 9 m e predomina o DAP de 15 cm. O sub-bosque é denso, predominam indivíduos de até 0,5 m de altura e ocorrem espécies como *Ischnosiphon ovatus* Körn (Marantaceae, “arumã”) e pequenas palmeiras como *Astrocaryum sociale* BarbRodr. (Arecaceae, “espinho-preto”) e *A. gynacanthus* Mart. (Arecaceae, “mumbaca”) (AMARAL et al., 2000). Além das florestas de terra firme, existem florestas de planícies inundáveis em baixios localizados à margem dos igarapés. As florestas de planícies inundáveis são florestas de terras baixas, à margem de igarapés, que estão sujeitas a alagamentos ocasionais provocados por altos índices pluviométricos (PRANCE, 1979). Elas são floristicamente similares a florestas de várzea estacional, mas várias espécies de terra firme ocorrem quando os eventos de alagamento são rápidos (PRANCE, 1979).

A REBIO Uatumã tem área aproximada de 943.000 ha e foi criada como uma medida de compensação aos impactos gerados pelo barramento do rio Uatumã para criação do reservatório da Usina Hidrelétrica de Balbina, em 1987 (FEARNSIDE 1990; COSTA et al., 2008). A criação do reservatório inundou cerca de 2.930 km² de florestas de terra firme de baixios e vertentes, e criou mais de 3500 ilhas de florestas de terra firme localizadas em platôs (COSTA et al., 2008) (Figura 3).



Figura 3. Ilhas de vegetação remanescente e florestas contínuas de terra firme que não foram alagadas pelo reservatório da hidrelétrica de Balbina, REBIO Uatumã, Amazônia Central, Brasil (Fotos: Eduardo Venticinque e Caio Pamplona).

Adjacente ao reservatório onde estão as ilhas existem florestas contínuas de terra firme que não foram inundadas (Figura 3). Apesar de não terem sido inundadas, essas florestas são submetidas à influência do reservatório. Na estação seca, a Usina fecha as comportas e isso eleva o nível da água no reservatório. Esse período, que abrange parte da estação seca, em geral, ocorre entre meses de abril e agosto e é o período de águas altas no reservatório (SANTOS-JÚNIOR, 2008). No entanto, à medida que o nível da água no reservatório se eleva, os igarapés se enchem acima do nível natural e alagam as florestas de planície e as florestas de terra firme em suas margens. Essas florestas permanecem alagadas por dois a quatro meses (neste estudo, entre final de março e agosto de 2012). Com a chegada da estação chuvosa, a Usina abre as comportas e o nível da água no reservatório abaixa. Esse período, que abrange a época chuvosa, é o período de águas baixas no reservatório. A água da floresta escoar para o reservatório e o nível da água nos igarapés abaixa substancialmente (nesse estudo, entre final de setembro de 2011 e março de 2012). O nível nos igarapés se torna tão baixo que mesmo as planícies inundáveis secam, macrófitas aquáticas que estavam presentes morrem e o capim (*Pariana* sp - Poaceae) se desenvolve. Nesse momento, as florestas que estavam alagadas, secam e retornam à condição natural de terra firme (Figura 4).



Figura 4. Igarapé que é influenciado pelo reservatório da hidrelétrica de Balbina, ao longo de terra firme na Amazônia Central, no período de águas altas e no período de águas baixas.

Ao longo dos anos, esses eventos de alagamento fizeram com que as árvores das florestas de planície morressem e fossem substituídas por espécies características de florestas alagáveis. Uma evidência desse processo é a existência de troncos mortos em pé, remanescentes da vegetação de terra firme, associados a bancos de macrófitas e árvores da espécie *Genipa americana* L. (Rubiaceae, “jenipapo”), no leito dos igarapés. A espécie *G. americana* é característica do estrato superior de florestas alagáveis na Amazônia, pois é tolerante a longos períodos de alagamento (MIELKE et al., 2003; WITTMANN et al., 2010) (Figura 5).



Figura 5. Troncos mortos, remanescentes de florestas de terra firme que foram alagadas, associados a bancos de macrófitas e espécimes de *Genipa americana*, ao longo de igarapé na Reserva Biológica do Uatumã, Amazônia Central, Brasil.

Nesse sentido, além do alagamento natural que ocorria ocasionalmente nas florestas de planície, uma extensão das florestas de terra firme também se tornaram alagáveis após a criação do reservatório. Assim, as flutuações no nível da água no reservatório da hidrelétrica, ao longo de períodos de águas altas (nas estações secas) e período de águas baixas (nas estações chuvosas), fazem com que existam florestas de terra firme que são submetidas a alagamento periódico adjacentes a florestas de terra firme que não são atingidas pelo alagamento, poucos metros mais adentro das áreas de florestas contínuas da Reserva Biológica do Uatumã (Figura 6).



Figura 6. Floresta de terra firme à margem de igarapé que é submetida a alagamento periódico, adjacente a floresta de terra firme que não é alagada (controle), situada mais ao interior de floresta contínua na Amazônia Central, respectivamente.

CAPÍTULO I

FLUXOS DE CARBONO E NUTRIENTES EM FLORESTAS DE TERRA FIRME ALAGADAS POR HIDRELÉTRICA NA AMAZÔNIA CENTRAL

RESUMO

A implantação de hidrelétricas na bacia Amazônica substituiu extensas florestas tropicais de terra firme por áreas alagadas. Nessas áreas, a variação periódica no nível da água faz com que as florestas adjacentes se tornem alagadas. Isso deve alterar os fluxos e estoques de C e nutrientes nessas florestas. Essa pesquisa avaliou como uma usina hidrelétrica na Amazônia Central altera a ciclagem dos nutrientes em florestas de terra firme. No período em que o reservatório estava cheio, o nível da água nos igarapés das florestas adjacentes se elevou e alagou as florestas de terra firme de suas margens. O alagamento fez as florestas produzirem três vezes mais folhas, reduziram os teores dos nutrientes nas folhas e reduziu substancialmente a decomposição da serapilheira. Apesar disso, o alagamento aumentou o aporte de nutrientes e, curiosamente, não favoreceu o acúmulo de serapilheira e de nutrientes sobre o solo das florestas de terra firme. A maior queda de serapilheira durante o alagamento aumenta a produção líquida de carbono. Isso deve potencializar as emissões de C na Amazônia, pois as florestas de terra firme reduzem a assimilação do C quando são alagadas. Nesse sentido, a implantação de usinas hidrelétricas na Amazônia pode alterar o serviço que suas florestas desempenham para o ciclo do C, pois faz com que elas deixem de ser sorvedoras para serem emissoras de C para a atmosfera. Isso, somado às emissões de gases estufa a partir dos reservatórios, poderá contribuir para as mudanças do clima no planeta.

Palavras-chave: ciclagem de nutrientes, impacto ambiental, estequiometria ecológica.

ABSTRACT

Upland tropical rain forests have been flooded due to the implantation of hydroelectric dam in the Amazon basin. In these areas, the water level variation too floods periodically the adjacent forests. This should influence the nutrient dynamics in this forest. This research demonstrated how a hydroelectric dam in the Central Amazonia alters nutrient cycling in upland tropical rain forests that became flooded after the create reservoir for power generation. When the reservoirs are filled, it rises the streams level and flood the upland forests margins. The flooding made forests produce three times more leaf, reduce foliar nutrients and substantially lowered the litter decomposition. Nevertheless, flooding increased nutrient input and, interestingly, did not favor litter and nutrients accumulation on the soil in the upland forests. The higher litter fall during the flooding is expected to increase the net production of C, since these forests reduce the assimilation of C when they are flooded. Accordingly, the implementation of hydroelectric dam in the Amazon basin may change the service that their forests play in the C cycle, because to the Amazon forest land let to sequester or emit C into the atmosphere. This, coupled with the emissions of greenhouse gases from reservoirs, could contribute to global climatic changes.

Key words: nutrient cycling, environmental impact, stoichiometric ecology.

1. Introdução

A bacia Amazônica é ocupada por uma diversidade de tipos de floresta que crescem sob condições climáticas e hidrológicas que variam mesmo em pequenas escalas (PRANCE, 1979; WITMANN et al. 2010; ZANCHI et al., 2011). Em geral, suas florestas se desenvolvem sobre solos tropicais profundamente intemperizados, ácidos e de baixa fertilidade natural (MARTINS e MATTHES, 1978; LUIZÃO et al., 2007a; QUESADA et al., 2010; QUESADA et al., 2011). Apesar dessa condição edáfica pouco favorável ao crescimento da vegetação, as florestas na Amazônia têm taxas de crescimento e produtividade altas, que exercem influência expressiva no orçamento global do carbono (CHAMBERS et al. 2001; MALHI et al., 2004; ARAGÃO et al., 2009; SCHÖNGART et al., 2010).

Uma parcela da floresta Amazônica ocupa terras baixas ao longo dos principais rios da bacia e são alagadas durante as estações chuvosas (PRANCE, 1979; JUNK e PIEDADE, 2010; WITMANN et al. 2010), mas a maior parte é ocupada por florestas de terra firme que não estão sujeitas a esse alagamento natural ocasionado pelos grandes rios (CONCEIÇÃO, 1977; HAUGAASEN e PERES, 2006). No entanto, essa maior cobertura de terra firme tem sido reduzida devido a mudanças no uso da terra na Amazônia, incluindo a implantação de usinas hidrelétricas (FEARNSIDE, 2005a; 2005b; 2006). Para implantação de hidrelétricas, reservatórios são criados para geração de energia. Isso resulta na substituição de extensas florestas de terra firme por áreas que são alagadas permanentemente (JUNK e MELO, 1987; KEMENES et al., 2007) e no alagamento periódico de florestas de terra firme adjacentes, que são alagadas devido à variação sazonal no nível da água nos reservatórios (GONÇALVES et al., 2012).

Quando a floresta de terra firme é alagada, as árvores ajustam o metabolismo para tentar sobreviver, pois não são adaptadas às novas condições (CONCEIÇÃO, 1977; SANTOS-JÚNIOR, 2008). Inicialmente, as árvores reduzem a respiração e a fotossíntese (FERREIRA et al., 2007; SANTOS-JÚNIOR, 2008). Isso diminui a capacidade de a floresta fixar carbono na biomassa (SANTOS-JÚNIOR, 2008; FERREIRA et al., 2009). Junto a essa redução na fixação do carbono, o alagamento estimula a senescência precoce de órgãos vegetais na copa das árvores (HE et al., 1996; COLLI e PURGATTO, 2008; TAIZ e ZEIGER, 2010). Assim, o alagamento deve aumentar a produção de serapilheira em florestas de terra firme e, dessa forma, aumentar também as perdas de nutrientes para o solo.

Além dos efeitos sobre a vegetação, durante o alagamento, a água preenche os poros do solo e o oxigênio remanescente é rapidamente consumido por organismos aeróbios (DAT et al., 2004; SOUZA et al., 2009). Como resultado, alguns dias após o início do alagamento, a disponibilidade de oxigênio se torna baixa na camada superficial do solo, podendo se tornar indisponível nas camadas inferiores (CAMARGO et al., 1999; UNGUER et al., 2009; SOUZA et al., 2010). No entanto, isso faz com que a matéria orgânica seja decomposta por organismos anaeróbios, que realizam uma lenta atividade de decomposição (DAT et al., 2004). Portanto, o alagamento deve retardar decomposição da serapilheira, a liberação dos nutrientes para o solo em florestas de terra firme e, dessa forma, o alagamento deve favorecer o acúmulo de serapilheira e de nutrientes sobre o solo dessas florestas.

Inúmeras hidrelétricas estão previstas no planejamento de infra-estrutura do governo brasileiro (*Programa de Aceleração do Crescimento* - PAC) para serem construídas na Amazônia brasileira. Tendo em vista que juntas essas usinas inundarão cerca de 100.000 km² de florestas de terra firme (JUNK e MELO, 1987; FEARNSIDE, 1995; 2005b; 2006) e adicionalmente criarão áreas adjacentes de floresta de terra firme periodicamente alagadas (GONÇALVES et al., 2012), essa pesquisa avaliou como o

alagamento por uma hidrelétrica influencia a ciclagem de nutrientes de florestas tropicais de terra firme na Amazônia. Foram testadas as hipóteses que (i) o alagamento aumenta a produção líquida de serapilheira nas florestas de terra firme, em especial de folhas, (ii) e, assim, aumenta o aporte de nutrientes nesse período; (iii) o alagamento retarda a decomposição da serapilheira e a liberação dos nutrientes dessa camada; e, dessa forma, (iv) a serapilheira e os nutrientes se acumulam sobre o solo das florestas de terra firme quando elas são alagadas.

2. Material e Métodos

2.1. Delineamento amostral

Para avaliar o impacto do alagamento sobre a ciclagem de nutrientes das florestas de terra firme, 17 sítios de amostragem foram alocados em florestas de terra firme situadas às margens direita e/ou esquerda de igarapés à montante do reservatório (igarapé Tucumari e igarapé da Pedra). Para alocação dos sítios, a extensão dos igarapés foi mensurada e tiveram uma extensão total de 3,5 km. Os 17 sítios foram sorteados nesse intervalo de distância (0-3,5 km). Como os igarapés tiveram extensões diferentes, 12 sítios foram alocados nas florestas situadas às margens do maior igarapé (Tucumari - 2,2 km) e cinco sítios foram alocados nas florestas às margens do menor igarapé (Pedra - 1,3 km). A distância mínima em linha reta entre os sítios de amostragem foi de 0,13 km. Cada sítio foi composto por dois pontos, um à margem do igarapé, em floresta de terra firme que é submetida ao alagamento (floresta alagável); e o outro em floresta de terra firme que não é atingida pelo impacto (floresta controle), situado a 20 m da floresta alagável. A distância máxima de 20 m foi definida, pois foi suficiente para amostrar as diferentes condições ambientais (alagável e não-alagável) e, ao mesmo tempo, atenuar variações naturais na vegetação e em condições físicas e químicas do ambiente. Assim, foram alocados 34 pontos de amostragem, 17 em florestas de terra firme alagáveis e 17 em florestas de terra firme controle (Figura 7, Anexo A).

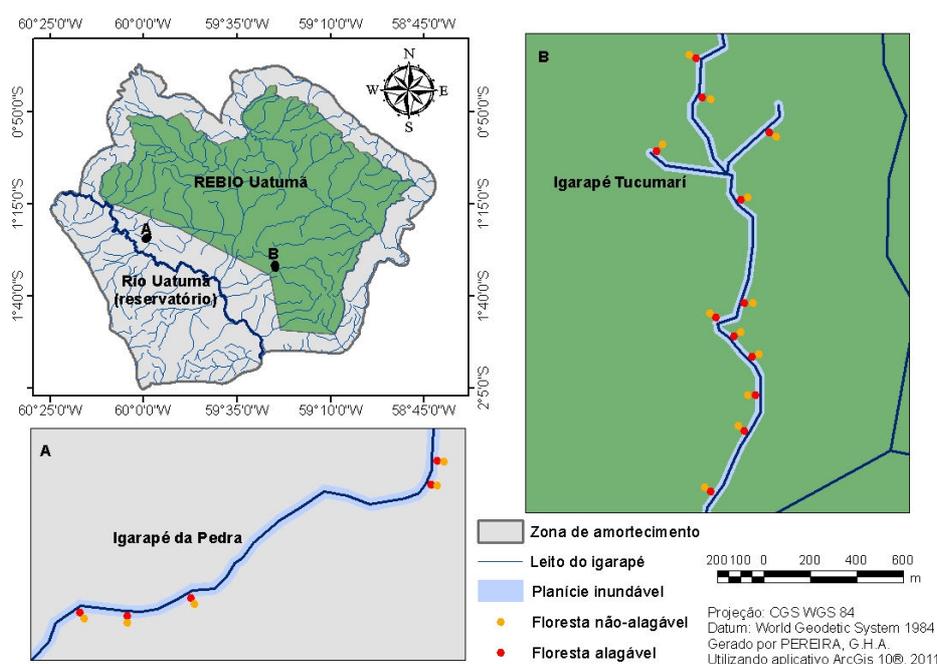


Figura 7. Distribuição dos sítios e pontos pareados de amostragem em florestas de terra firme às margens de igarapés, na Reserva Biológica do Uatumã (REBIO Uatumã), que são submetidas a alagamento artificial, Amazônia Central, Brasil.

2.2. Produção de serapilheira e aporte de nutrientes

Para avaliar a produção de serapilheira, em setembro de 2011 coletores cônicos com 0,6 m de diâmetro ($2,82 \times 10^{-1} \text{ m}^2$ de abertura) foram instalados para interceptar o material produzido pela vegetação (Figura 8). Em cada ponto de amostragem, um coletor foi fixado com a base sempre a um metro do solo. Assim, 34 coletores foram alocados, sendo 17 nas florestas alagáveis e 17 nas florestas controle.



Figura 8. Instalação de coletores cônicos nas florestas de terra firme alagáveis e nas florestas controle, para avaliar o efeito do alagamento sobre a produção de serapilheira e o aporte de nutrientes em florestas de terra firme na Amazônia Central.

Coletas mensais do aporte de serapilheira foram realizadas ao longo de um ano (outubro de 2011 a setembro de 2012). Nesse período, dos 17 pontos localizados nas florestas alagáveis, 10 pontos permaneceram alagados por quatro meses (maio a agosto de 2012), seis pontos permaneceram alagados por três meses (maio a julho de 2012) e um ponto ficou alagado por dois meses (maio a junho de 2012). A cada mês, as amostras foram previamente secadas em estufa a 65 °C por 72 h para evitar proliferação de microorganismos. Posteriormente, as amostras foram separadas em folhas (limbos e pecíolos), material lenhoso (galhos de até 2 cm de diâmetro), material reprodutivo (flores, sementes e frutos) e resíduos finos (resíduos orgânicos não identificados) a fim de avaliar a proporção de cada fração na produção de serapilheira. As frações foram secadas novamente em estufa a 65 °C até atingirem massa constante. Por fim, as amostras foram pesadas para quantificar a massa seca de cada fração e a produção total de serapilheira (SCORIZA et al., 2012).

Para avaliar o aporte de nutrientes, as folhas foram submetidas a análises químicas. A fração foliar foi definida para essa avaliação, pois a produção de folhas teve a maior contribuição na produção da serapilheira. A cada mês, as amostras de folhas foram moídas e submetidas à digestão sulfúrica. Posteriormente, o extrato obtido foi submetido a análises químicas para determinação dos teores de N, P, K, Ca e Mg. O teor de N foi obtido por oxidação úmida em destilação por arraste a vapor; o teor de P foi quantificado por espectrofotometria; o teor de K, por fotometria de chama; e os teores de Ca e Mg por absorção atômica (TEDESCO et al., 1995). Os conteúdos mensais aportados de cada nutriente foram quantificados multiplicando-se o teor do elemento pela massa seca de folhas do respectivo mês.

Os meses com e sem alagamento foram agrupados em dois períodos (alagado e não-alagado) para avaliar o efeito do alagamento na produção de serapilheira, na proporção de cada fração nessa produção e no teor ou conteúdo aportado de cada nutriente. O período alagado compreendeu os meses abril, maio, junho e julho; e o período não-alagado, os meses novembro, dezembro, janeiro e fevereiro. Os meses setembro, outubro, março e agosto foram considerados meses de transição.

2.3. Decomposição da serapilheira e liberação dos nutrientes

Para avaliar a decomposição da camada de serapilheira, *litter bags* foram utilizados (BOCOCK e GILBERT, 1957). O método consiste em acondicionar uma quantidade de material vegetal em sacolas com malha de tamanho conhecido e avaliar a perda de massa ao longo do tempo (LUIZÃO e SCHUBART, 1986). Os *litter bags* foram confeccionados em polivinil com 2 mm de abertura e 25 cm de lado.

Para o experimento, 10 dos 17 sítios de floresta de terra firme foram sorteados. Em cada sítio, amostras de folhas recém caídas foram coletadas em ambas as florestas de terra firme. Folhas foram utilizadas, pois a fração foliar foi a que mais contribuiu para a produção de serrapilheira nas florestas desse estudo e em outras florestas de terra firme na Amazônia Central (LUIZÃO e SCHUBART, 1986; LUIZÃO, 1989; LUIZÃO et al., 2004). As folhas foram secadas em estufa de circulação a 65 °C até atingirem massa constante. Posteriormente, como os conteúdos dos nutrientes em florestas tropicais variam consideravelmente mesmo em uma mesma espécie (CLEVELAND et al., 2006), as amostras de folhas foram completamente misturadas e compuseram uma amostra única para montagem dos *litter bags*. Em cada *litter bag*, 10 g de folhas secas foram acondicionados e uma quantidade das folhas íntegras foi reservada para compor amostras de material inicial, sem perda de massa e nutrientes (SCORIZA et al., 2012). Além das folhas, um material padrão (palito de picolé) foi colocado em cada *litter bag* para isolar o efeito da composição química na avaliação da dinâmica da decomposição.

Os *litter bags* foram instalados sobre o solo das florestas durante os períodos alagado (julho a outubro de 2012) e não-alagado (dezembro de 2011 a março de 2012). Em cada período, 80 *litter bags* foram instalados, sendo 40 nas florestas alagáveis e 40 nas florestas controle. No período alagado, os *litter bags* nas florestas de terra firme alagáveis foram imersos com cuidado na coluna d'água e fixados para impedir que fossem levadas durante o alagamento (Figura 9).



Figura 9. *Litter bags* instaladas nas florestas alagáveis e nas florestas controle, para avaliar o efeito do alagamento sobre a decomposição da serrapilheira e a liberação de nutrientes em florestas de terra firme na Amazônia Central.

Os *litter bags* foram coletados aos 30 dias ($n=10$), 60 dias ($n=10$), 90 dias ($n=9$) e 120 dias ($n=8$) no período alagado e não-alagado. No período alagado, aos 90 e 120 dias (setembro e outubro de 2012, respectivamente), os *litter bags* já não estavam sob condição de alagamento. Em laboratório, o material contido nos *litter bags* foi retirado e materiais estranhos (material lenhoso ou reprodutivo e, sobretudo, sedimentos nas florestas alagáveis e raízes finas nas florestas controle) foram cuidadosamente separados e removidos. A cada coleta, as folhas e palitos remanescentes foram secados a 65 °C até atingirem massa constante. Posteriormente, as massas secas remanescentes de folhas e de palitos foram quantificadas.

As massas remanescentes de folhas e palitos foram ajustadas conforme modelo exponencial simples para quantificação da taxa de decomposição ($n=3$), conforme a equação $X_t / X_0 = e^{-kt}$; sendo, X_t a massa remanescente após t dias; X_0 a massa inicial no tempo zero; e k a taxa de decomposição (OLSON, 1963; THOMAS e ASAKAWA, 1993). Esse modelo descreve o mecanismo de decomposição, que é inicialmente mais acelerado, devido à rápida lixiviação e perda de compostos hidrossolúveis, seguida de

redução da velocidade de perda de massa no tempo (LUIZÃO e SCHUBART, 1986; PEREIRA et al., 2014). Além da taxa de decomposição, os tempos de meia-vida ($t^{1/2}$) das folhas e dos palitos ($n=3$) foram estimados conforme a equação $t^{1/2} = \ln(2)/k$; sendo, k a taxa de decomposição (REZENDE et al., 1999). Essa estimativa fornece uma idéia do tempo de reciclagem (*turnover*) da camada de serapilheira, pois indica o tempo necessário para que metade do material se decomponha.

Para avaliar como o alagamento influencia a liberação de nutrientes, o material foliar inicial e remanescente nos *litter bags* foi submetido a análises químicas para determinação dos teores de N, P, K, Ca e Mg, conforme descrito nas análises para avaliação do aporte de nutrientes. Posteriormente, o conteúdo de cada nutriente foi quantificado multiplicando o teor pela respectiva massa foliar, inicial ou remanescente.

2.4. Estoques de serapilheira e nutrientes

A amostragem do estoque de serapilheira foi realizada nos mesmos sítios do experimento de decomposição. Duas coletas foram realizadas – antes do alagamento (março de 2012) e após o alagamento (novembro de 2011). Em cada sítio, amostras compostas de três amostras simples da camada de serapilheira foram coletadas nas florestas alagáveis e nas florestas controle ($n=10$). As amostras foram coletadas utilizando um gabarito quadrado de PVC com 30 cm de lado ($0,09 \text{ m}^2$) (Figura 10).



Figura 10. Coleta da camada de serapilheira nas florestas alagáveis e nas florestas controle, para avaliar o efeito do alagamento sobre os estoques de serapilheira e de nutrientes em florestas de terra firme na Amazônia Central.

As amostras foram secadas em estufa a $65 \text{ }^\circ\text{C}$ até atingirem massa constante. Posteriormente, as amostras foram pesadas em balança para quantificação dos estoques de serapilheira. Para avaliação da influencia do alagamento sobre os estoques de nutrientes, as amostras do estoque de serapilheira foram moídas e submetidas a análises químicas para determinação dos teores de N, P, K, Ca e Mg conforme descrito nas análises para avaliação do aporte e liberação de nutrientes da serapilheira. Posteriormente, o estoque de cada nutriente foi quantificado multiplicando-se o teor do elemento pela respectiva massa de serapilheira ($n=10$).

2.5. Análise dos dados

O desenho amostral da produção de serapilheira e aporte de nutrientes simulou um delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 2×12 , com duas florestas (alagável e controle) e doze meses (setembro de 2011 a agosto de 2012). Para a comparação dos atributos (produção total de serapilheira; produção e proporção de cada fração em relação à serapilheira total; teor e conteúdo produzido de cada nutriente) entre os períodos, o desenho amostral simulou um delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 2×2 , com duas florestas (alagável e controle) e dois períodos (alagado e não-alagado). Os atributos foram comparados por análise de variância (ANOVA) com medidas repetidas entre as florestas e entre os períodos ($p < 0,05$). O período foi considerado variável explicativa e as florestas, em um mesmo período, foram

consideradas medidas repetidas. Quando necessário, os dados foram transformados (transformação-ln, raiz quadrada, arcoseno ou inversa). Para comparação dos atributos, entre as florestas, em cada mês, foi aplicado teste *t* pareado ($p < 0,05$). Quando a transformação dos dados não normalizou a distribuição dos erros ou não homogeneizou as variâncias, o teste *Z* de Wilcoxon ($p < 0,05$) foi aplicado.

Para a decomposição e da liberação dos nutrientes, o desenho amostral também simulou um delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x2, com duas florestas (alagável e controle) e dois períodos (alagado e não-alagado). As taxas de decomposição e os tempos de meia-vida das folhas e dos palitos, a massa de folhas e os conteúdos dos nutrientes remanescentes nos *litter bags* entre as florestas e entre os períodos, foram comparados por ANOVA com medidas repetidas em cada coleta ($p < 0,05$). O período foi considerado variável explicativa e as florestas, em um mesmo período, foram consideradas medidas repetidas.

A ANOVA com medidas repetidas também foi utilizada para comparar os estoques de serapilheira e nutrientes ($p < 0,05$), segundo um Modelo Linear Generalizado (GLM), pois três réplicas de florestas controle após o alagamento foram perdidas. O desenho amostral também simulou um delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x2, com duas florestas (alagável e controle) e duas épocas (antes e após o alagamento). A época foi considerada variável explicativa e as florestas, em uma mesma época, foram consideradas medidas repetidas.

3. Resultados

3.1. Produção de serapilheira

As florestas de terra firme alagáveis produziram $6,50 \pm 1,10 \text{ Mg ha}^{-1}$ de serapilheira (\pm erro-padrão) e as florestas de terra firme controle, $8,33 \pm 1,65 \text{ Mg ha}^{-1}$. A produção de serapilheira entre as florestas alagáveis e as florestas controle foi semelhante ($p > 0,05$), independente do período ($p > 0,05$), mas a produção nas florestas alagáveis foi menor nos meses de outubro ($t = -2,72$; $gl = 12$; $p < 0,05$) e agosto ($Z = 2,27$; $gl = 15$; $p < 0,05$). Nos demais meses, as florestas produziram massa semelhante de serapilheira (Figura 11), mas as florestas aumentaram essa produção no período alagado, sendo que as florestas alagáveis produziram mais que o dobro de serapilheira quando estavam alagadas ($p < 0,001$) (Tabela 1, Anexo B).

Tabela 1. Massa seca da serapilheira e de suas frações, com as respectivas proporções em relação à massa total de serapilheira, em florestas de terra firme alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central durante os meses dos períodos não-alagado e alagado

Período	Floresta	Total	Foliar Lenhosa Reprodutiva Resíduos			
			----- média \pm ep (Mg ha ⁻¹ mês ⁻¹) (%) -----			
Não-alagado	Alagável	0,35 \pm 0,05 (100)	0,16 \pm 0,04 (57,0 \pm 3,5)	0,07 \pm 0,03 (13,6 \pm 1,8)	0,04 \pm 0,02 (15,2 \pm 2,3)	0,04 \pm 0,00 (14,2 \pm 1,15)
	Controle	0,45 \pm 0,05 (100)	0,25 \pm 0,04* (61,1 \pm 3,5)	0,09 \pm 0,03 (12,6 \pm 1,8)	0,03 \pm 0,02 (8,4 \pm 2,3)	0,07 \pm 0,00* (17,7 \pm 1,15)
Alagado	Alagável	0,74 \pm 0,05 [†] (100)	0,53 \pm 0,04 [†] (74,0 \pm 3,5) [†]	0,13 \pm 0,03 (14,1 \pm 1,8)	0,08 \pm 0,02 (3,8 \pm 2,3) [†]	0,04 \pm 0,00 (8,0 \pm 1,15) [†]
	Controle	0,88 \pm 0,05 [†] (100)	0,66 \pm 0,04* [†] (76,5 \pm 3,5) [†]	0,14 \pm 0,03 (10,2 \pm 1,8)	0,04 \pm 0,02 (4,3 \pm 2,3) [†]	0,06 \pm 0,00* (8,9 \pm 1,15) [†]

ep: erro-padrão das médias; * médias por fração que diferem entre florestas em cada período; [†]médias, por fração, que diferem entre períodos em cada floresta ($n=17$; ANOVA com medidas repetidas, $p < 0,05$).

A produção de folhas foi maior entre as frações, correspondendo a 64,5% nas florestas alagáveis ($4,01 \pm 0,67 \text{ Mg ha}^{-1}$) e 65,7% nas florestas controle ($5,34 \pm 0,70 \text{ Mg ha}^{-1}$). Esse padrão foi mais evidente nos meses de maio e junho, quando houve picos de produção de serapilheira, sobretudo de folhas, em ambas as florestas (Figura 11). Houve efeito aditivo do tipo de floresta e do período na produção e na proporção de folhas em relação à produção total de serapilheira ($p > 0,05$). As florestas alagáveis produziram menos folhas que as florestas controle ($p < 0,05$), em especial, em outubro ($t = -5,31$; $gl = 12$; $p < 0,001$), dezembro ($t = -2,17$; $gl = 16$; $p < 0,05$) e janeiro ($t = -3,78$; $gl = 14$; $p < 0,01$). Apesar disso, a proporção de folhas na massa total de serapilheira foi semelhante entre as florestas ($p > 0,05$). Entre os períodos, as florestas controle duplicaram a produção de folhas, enquanto as florestas alagáveis produziram três vezes mais folhas quando foram alagadas ($p < 0,001$). (Tabela 1, Anexo B).

Para a fração lenhosa, a produção mensal foi semelhante entre as florestas (Figura 11). As florestas alagáveis produziram 13,5% de material lenhoso ($1,23 \pm 0,64 \text{ Mg ha}^{-1}$) e as florestas controle, 13,8% ($1,41 \pm 0,63 \text{ Mg ha}^{-1}$). As florestas produziram massa semelhante de material lenhoso ($p > 0,05$) e com a mesma proporção em relação à produção total de serapilheira ($p > 0,05$). A produção e a proporção de material lenhoso também foram semelhantes entre os períodos ($p > 0,05$) (Tabela 1, Anexo B).

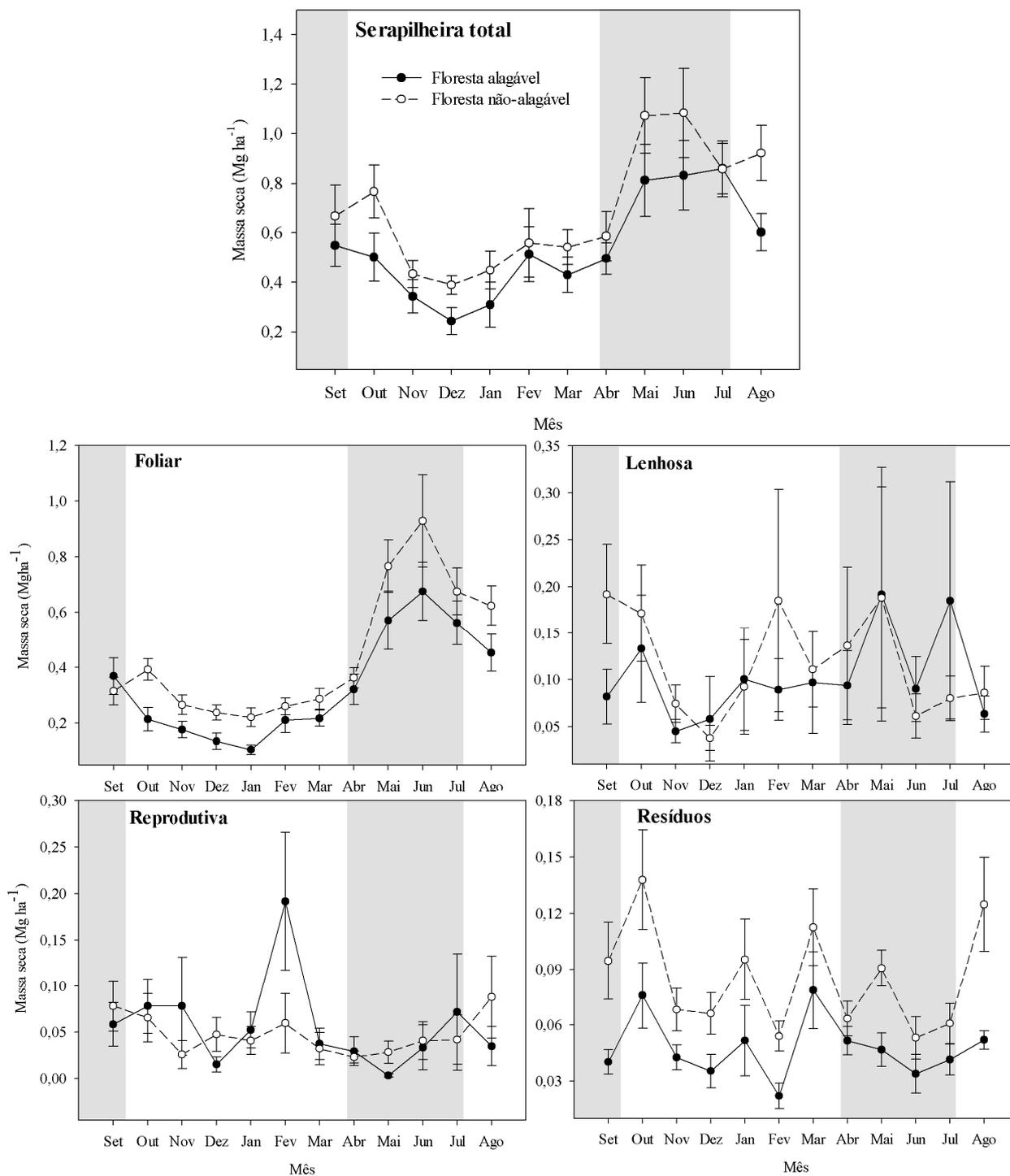


Figura 11. Produção mensal de serapilheira e suas frações, no período de setembro de 2011 a agosto de 2012, em florestas de terra firme que são submetidas a alagamento e florestas controle na Amazônia Central. Áreas hachuradas indicam o período alagado; os pontos indicam as médias e barras verticais, os erros-padrão ($n=17$).

Para a fração reprodutiva, a produção mensal também foi semelhante entre as florestas (Figura 11). As florestas alagáveis produziram 9,5% de material reprodutivo ($0,68 \pm 0,35 \text{ Mg ha}^{-1}$) e as florestas controle, 6,8% ($0,57 \pm 0,26 \text{ Mg ha}^{-1}$). As florestas produziram massa semelhante de estruturas reprodutivas ($p > 0,05$), independente do período ($p > 0,05$). A proporção da fração reprodutiva, em relação à produção total de serapilheira, foi semelhante entre as florestas ($p > 0,05$), e, ambas as florestas reduziram a proporção de estruturas reprodutivas na serapilheira produzida durante o período alagado, sendo que nas florestas alagáveis essa redução foi de quatro vezes ($p < 0,001$) (Tabela 1, Anexo B).

Para os resíduos finos, as florestas alagáveis produziram 12,3% ($0,57 \pm 0,13 \text{ Mg ha}^{-1}$), e as florestas controle, 14,3% ($1,2 \pm 0,19 \text{ Mg ha}^{-1}$). As florestas alagáveis produziram menos resíduos que as florestas controle nos meses de setembro ($t = -2,60$; $gl = 14$; $p < 0,05$), dezembro ($t = -2,18$; $gl = 16$; $p < 0,05$), janeiro ($Z = 2,10$; $gl = 14$; $p < 0,05$), fevereiro ($t = -3,75$; $gl = 16$; $p < 0,01$), maio ($t = -2,97$; $gl = 13$; $p < 0,05$) e agosto ($Z = 2,58$; $gl = 15$; $p < 0,01$). A produção e proporção de resíduos finos em relação à produção total de serapilheira foram semelhantes entre os períodos alagado e não-alagado ($p > 0,05$), independente da floresta ($p > 0,05$). mas as florestas alagáveis produziram menos resíduos que as florestas controle ($p < 0,05$). Em relação à proporção de resíduos na serapilheira total, a proporção foi semelhante entre as florestas ($p > 0,05$), mas ambas as florestas reduziram quase à metade a proporção de resíduos na serapilheira produzida durante o período alagado ($p < 0,001$) (Tabela 1, Anexo B).

3.2. Aporte de nutrientes

O aporte foliar de nutrientes (N+P+K+Ca+Mg \pm erros-padrão) nas florestas de terra firme alagáveis foi de $98,4 \pm 17,7 \text{ kg ha}^{-1}$ e de $138,6 \pm 20,9 \text{ kg ha}^{-1}$ nas florestas de terra firme controle. No período não-alagado, as florestas alagáveis aportaram $17,8 \pm 3,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ e as florestas controle, $27,2 \pm 3,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$. No período alagado, as florestas alagáveis aportaram $51,3 \pm 8,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$ e as florestas controle, $72,3 \pm 11,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$. Em ambas as florestas e períodos, a ordem de grandeza dos teores e conteúdos de nutrientes aportados foi N>Ca>K>Mg>P (Figura 12, Tabela 2).

Tabela 2. Conteúdos e teores de nutrientes aportados nas folhas da serapilheira produzida em florestas de terra firme que são alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central durante os meses de períodos não-alagado e alagado.

Período	Floresta	----- média \pm ep (kg ha ⁻¹ mês ⁻¹) (%) -----				
		N	Ca	K	Mg	P
Não-alagado	Alagável	2,43 \pm 0,59 (1,51 \pm 0,03)	1,30 \pm 0,34 (0,82 \pm 0,02)	0,49 \pm 0,14 (0,28 \pm 0,01)	0,26 \pm 0,04 (0,13 \pm 0,00)	0,08 \pm 0,02 (0,05 \pm 0,00)
	Controle	3,84 \pm 0,59* (1,59 \pm 0,03)*	1,91 \pm 0,34 (0,76 \pm 0,02)	0,64 \pm 0,14 (0,26 \pm 0,01)	0,35 \pm 0,04* (0,14 \pm 0,00)	0,05 \pm 0,02 (0,02 \pm 0,00)
Alagado	Alagável	6,76 \pm 0,59† (1,34 \pm 0,03)†	4,14 \pm 0,34† (0,81 \pm 0,02)	1,11 \pm 0,14† (0,19 \pm 0,01)†	0,42 \pm 0,04† (0,08 \pm 0,00)†	0,06 \pm 0,02 (0,01 \pm 0,00)†
	Controle	10,25 \pm 0,59*† (1,58 \pm 0,03)*	4,69 \pm 0,34† (0,73 \pm 0,02)	1,54 \pm 0,14† (0,21 \pm 0,01)†	0,61 \pm 0,04*† (0,09 \pm 0,00)†	0,08 \pm 0,02 (0,01 \pm 0,00)†

ep: erro-padrão; *médias na coluna que diferem entre as florestas em cada período; †médias na coluna que diferem entre os períodos em cada tipo de floresta ($n=17$; ANOVA com medidas repetidas, $p < 0,05$).

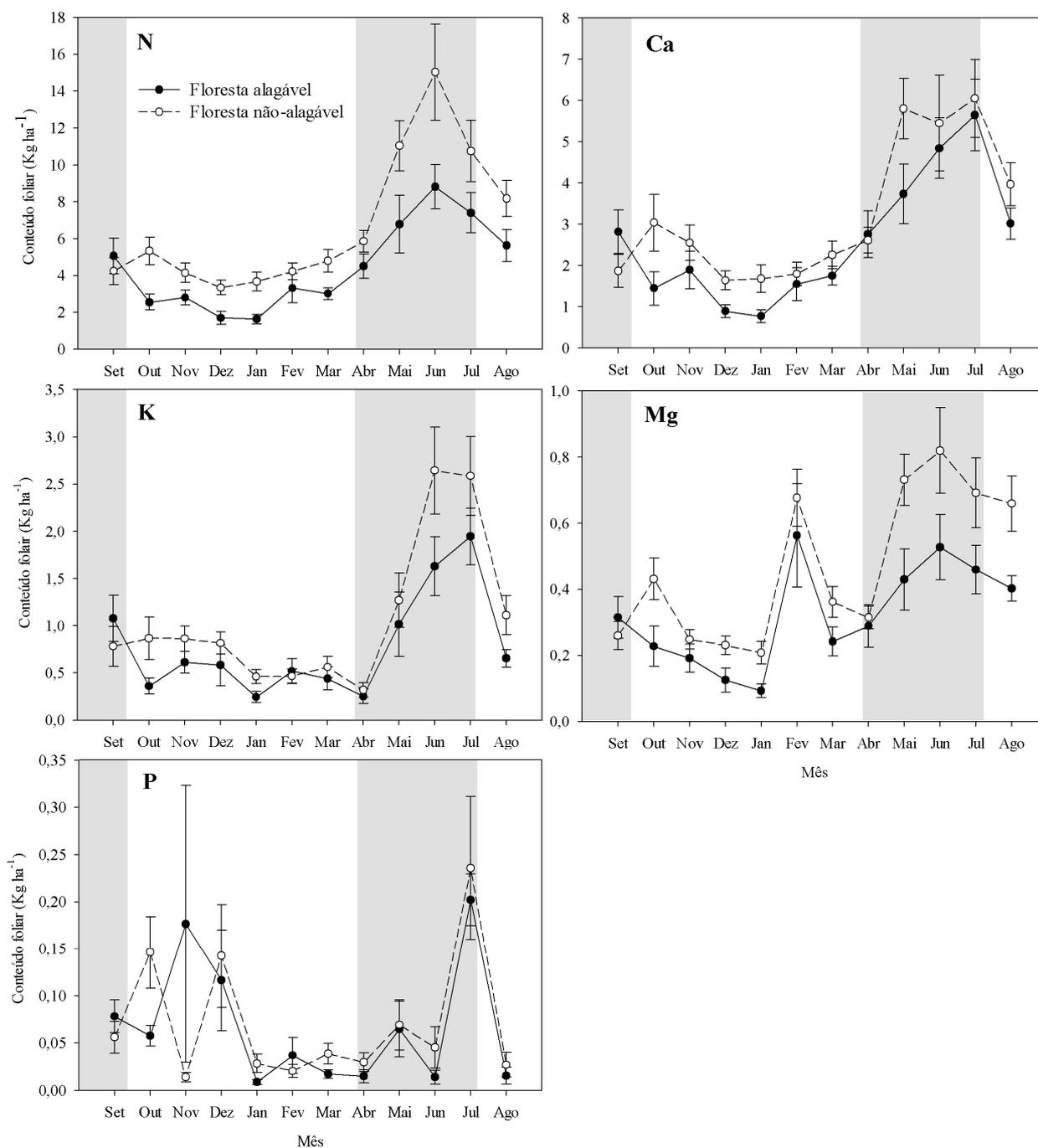


Figura 12. Aporte mensal de nutrientes nas folhas da serapilheira produzida no período de setembro de 2011 a agosto de 2012 em florestas de terra firme que são alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central. Áreas hachuradas indicam o período alagado; pontos indicam as médias e barras verticais representam os erros-padrão ($n=17$).

Para o aporte de N, as florestas alagáveis produziram $53,2 \pm 8,9 \text{ kg ha}^{-1}$ de N, enquanto as florestas controle produziram $80,6 \pm 11,1 \text{ kg ha}^{-1}$. Houve efeito aditivo do tipo de floresta e do período sobre os teores foliares e conteúdos de N aportado ($p > 0,05$). As florestas alagáveis produziram folhas com menores teores e conteúdos de N que as florestas controle ($p < 0,001$; $p < 0,05$, respectivamente), em especial, nos meses de outubro ($t = -4,29$; $gl = 12$, $p = 0,001$), dezembro ($t = -2,60$; $gl = 16$, $p < 0,05$), janeiro

($t = -4,13$; $gl = 14$, $p = 0,001$), março ($t = -2,76$; $gl = 16$, $p < 0,05$), maio ($t = -3,30$; $gl = 13$, $p < 0,01$), junho ($t = -2,20$; $gl = 15$, $p < 0,05$) e agosto ($t = -2,56$; $gl = 15$, $p < 0,05$). Entre os períodos, as florestas reduziram os teores foliares de N no período alagado ($p < 0,05$), mas aportaram mais que o dobro do conteúdo de N aportado no período não-alagado ($p < 0,001$) (Tabela 2, Anexo B).

Para o Ca, as florestas alagáveis aportaram $31,1 \pm 5,6$ kg ha⁻¹ de Ca e as florestas controle, $38,7 \pm 6,4$ kg ha⁻¹. Os teores e conteúdos de Ca nas folhas produzidas nas florestas alagáveis e as florestas controle foram semelhantes ($p > 0,05$), independente do período ($p > 0,05$), mas as florestas alagáveis aportaram menor conteúdo de Ca nos meses de outubro ($Z = 2,62$; $gl = 12$, $p < 0,05$), dezembro ($t = -2,55$; $gl = 16$, $p < 0,05$) e janeiro ($t = -2,93$; $gl = 14$, $p < 0,01$). Os teores foliares de Ca também foram semelhantes entre os períodos ($p > 0,05$). Apesar disso, o conteúdo de Ca aportado no período alagado foi mais que o dobro do conteúdo que foi aportado no período não-alagado ($p < 0,001$) (Tabela 2, Anexo B).

Para o K, as florestas alagáveis aportaram $9,3 \pm 2,1$ kg ha⁻¹ de K e as florestas controle, $12,7 \pm 2,4$ kg ha⁻¹. Os teores foliares e os conteúdos de K aportados entre as florestas alagáveis e as florestas controle foram semelhantes ($p > 0,05$), independente do período ($p > 0,05$), mas nas florestas alagáveis o conteúdo aportado foi menor em outubro ($t = -2,43$; $gl = 12$, $p < 0,01$), dezembro ($Z = 2,43$; $gl = 16$, $p < 0,05$) e agosto ($t = -2,15$; $gl = 15$, $p < 0,05$). As florestas reduziram os teores foliares de K no período alagado ($p < 0,05$). Apesar disso, o conteúdo de K aportado nesse período foi mais que o dobro do conteúdo aportado no período não-alagado ($p < 0,001$) (Tabela 2, Anexo B).

Para o Mg, as florestas alagáveis aportaram $3,8 \pm 0,8$ kg ha⁻¹ de Mg enquanto as florestas controle aportaram $5,6 \pm 0,7$ kg ha⁻¹. Independente do período ($p > 0,05$), as florestas aportaram folhas com teores semelhantes de Mg ($p > 0,05$), mas as florestas alagáveis aportaram um menor conteúdo desse elemento ($p < 0,05$), em especial, nos meses de outubro ($t = -2,83$; $gl = 12$, $p < 0,05$), dezembro ($Z = 2,72$; $gl = 16$, $p < 0,01$), maio ($t = -2,97$; $gl = 13$, $p < 0,05$) e agosto ($t = -3,39$; $gl = 15$, $p < 0,01$). Entre os períodos, ambas as florestas reduziram os teores foliares de Mg no período alagado ($p < 0,001$). Apesar disso, as florestas produziram um maior conteúdo de Mg durante o período alagado ($p < 0,001$). (Tabela 2, Anexo B).

Para o P, as florestas alagáveis aportaram $0,80 \pm 0,33$ kg ha⁻¹ de P, e as florestas controle $0,85 \pm 0,29$ kg ha⁻¹. As florestas produziram folhas com teores e conteúdos semelhantes de P ($p > 0,05$) independente do período ($p > 0,05$), mas as florestas alagáveis aportaram menor conteúdo em outubro ($t = -2,57$; $gl = 12$; $p < 0,05$), novembro ($Z = -1,98$; $gl = 15$; $p < 0,05$) e abril ($t = -2,19$; $gl = 15$; $p < 0,05$). O conteúdo também não diferiu entre os períodos ($p > 0,05$). No entanto, no período alagado as florestas reduziram os teores foliares de P, sendo que nas florestas alagáveis essa redução foi de cinco vezes ($p < 0,05$) (Tabela 2, Anexo B).

3.3. Decomposição da serapilheira

A taxa de decomposição das folhas entre os períodos foi semelhante nas florestas alagáveis e nas florestas controle ($p > 0,05$), mas dependeu do período ($p < 0,05$). No período não-alagado, a taxa de decomposição das folhas nas florestas alagáveis foi maior que nas florestas controle, enquanto no período alagado, as folhas nas florestas alagáveis se decomuseram a uma taxa quatro vezes menor ($p < 0,05$). Para os palitos, a taxa de decomposição foi sempre menor nas florestas alagáveis ($p < 0,05$), sobretudo no período alagado, quando a taxa de decomposição dos palitos foi cinco vezes menor nas florestas alagáveis que nas florestas controle ($p < 0,001$). No entanto, não houve efeito simples desses fatores ($p < 0,05$) (Tabela 3, Anexo B).

Tabela 3. Taxas de decomposição (k) e tempos de meia-vida ($t_{1/2}$) de folhas (F) e palitos de picolé (P), em florestas de terra firme que são alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central durante períodos não-alagado e alagado.

Período	Floresta	k_F	k_P	$t_{1/2F}$	$t_{1/2P}$
		--- g.g ⁻¹ dia ⁻¹ ---		--- dias ---	
Não-alagado	Alagável	0,0040	0,0008	174	905
	Controle	0,0037*	0,0010*	185	723
Alagado	Alagável	0,0009	0,0003 [†]	3704	2310
	Controle	0,0040*	0,0016** [†]	186	456

*médias, na coluna, que diferem entre florestas em cada período; [†]médias, na coluna, que diferem entre os períodos por floresta ($n=3$; ANOVA com medidas repetidas, $p<0,05$).

Para os tempos de meia-vida, diferenças não significativas ocorreram entre as florestas e os períodos para as folhas e os palitos ($p>0,05$). Nas florestas alagáveis, foi necessário um tempo vinte vezes maior para que metade das folhas se decompusesse quando estavam alagadas. Entre as florestas, o tempo de meia-vida no período não-alagado foi menor nas florestas alagáveis, enquanto no período alagado esse tempo foi cinco vezes maior que nas florestas controle. Para os palitos, o tempo de meia-vida das florestas alagáveis no período alagado foi mais que dobro do tempo de meia-vida no período não-alagado. Entre as florestas, o tempo de meia-vida dos palitos no período não-alagado foi maior nas florestas alagáveis, mas no período alagado foi cinco vezes maior que nas florestas controle (Tabela 3, Anexo B).

Para a dinâmica da decomposição, a massa remanescente após 30 dias diferiu entre os períodos e as florestas ($p<0,05$), mas não dependeu do período ($p>0,05$) ou do tipo de floresta ($p>0,05$). Após 60 dias, a massa remanescente foi semelhante entre as florestas ($p>0,05$), independente do período ($p>0,05$). e foi maior no período alagado ($p<0,05$). Após 90 dias, a massa remanescente diferiu entre os períodos alagado e não-alagado nas florestas alagáveis e nas florestas controle ($p<0,05$), mas não houve efeito isolado do período ou tipo de floresta ($p>0,05$). Aos 120 dias, a massa foliar remanescente foi semelhante entre os períodos ($p>0,05$) e dependeu do tipo de floresta ($p<0,05$). No período não-alagado, a massa remanescente foi menor nas florestas alagáveis, enquanto no período alagado a massa remanescente nessas florestas foi cerca de 30% maior que nas florestas controle ($p<0,05$) (Figura 13, Anexo B).

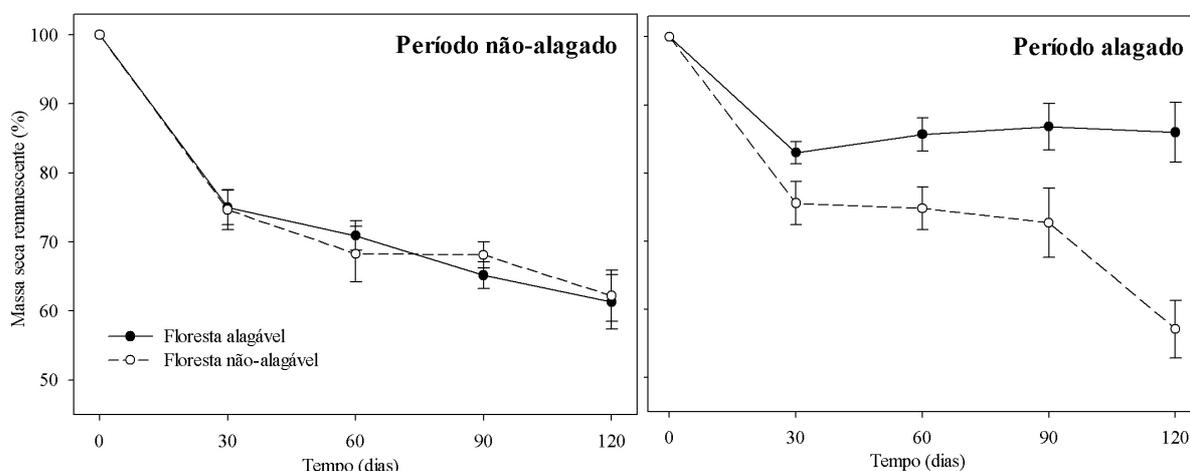


Figura 13. Perda de massa na decomposição de folhas em florestas de terra firme que são alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central, nos

períodos não-alagado e alagado. Os pontos indicam as médias e as barras verticais representam os erros-padrão.

3.4. Liberação de nutrientes

A ordem de grandeza de liberação dos nutrientes entre as florestas e os períodos foi, de maneira geral, $K > Mg > N > Ca$. Para o P, os teores nas amostras de folhas remanescentes foram, em geral, sempre zero. Nas florestas controle, houve acúmulo de $3,5 \times 10^{-5}$ g de P nas folhas aos 60 dias em ambos os períodos e nas florestas alagáveis, houve acúmulo de $5,7 \times 10^{-5}$ g de P aos 120 dias do período alagado.

Para o K, aos 30 e 60 dias, o conteúdo remanescente entre as florestas foi semelhante ($p > 0,05$), independente do período ($p > 0,05$), mas foi maior aos 30 dias do período alagado ($p < 0,001$). Aos 90 dias, o conteúdo de K diferiu entre as florestas e os períodos ($p < 0,05$), no entanto não dependeu de um fator isolado ($p < 0,05$). Aos 120 dias, o conteúdo de K remanescente entre as florestas alagáveis e controle foi semelhante ($p > 0,05$), independente do período ($p > 0,05$), mas no período alagado o conteúdo de K foi duas vezes maior nas florestas controle, enquanto nas florestas alagáveis foi quase quatro vezes maior ($p < 0,05$) (Figura 14, Anexo B).

Para o Mg, o conteúdo remanescente entre as florestas foi semelhante aos 30 dias ($p > 0,05$), independente do período ($p > 0,05$), e foi menor no período alagado ($p < 0,001$). Aos 60 dias, o conteúdo remanescente também foi semelhante entre as florestas ($p > 0,05$), independente do período ($p > 0,05$), e foi maior no período alagado ($p < 0,001$). Aos 90 dias, o conteúdo remanescente de Mg entre as florestas não diferiu ($p > 0,05$), mas dependeu do período ($p < 0,05$). Nas florestas controle, o conteúdo de Mg foi duas vezes menor no período alagado, enquanto nas florestas alagáveis essa diferença foi quatro vezes maior quando estavam alagadas ($p < 0,001$). Aos 120 dias, o conteúdo de Mg também não diferiu entre as florestas ($p > 0,05$), independente do período ($p > 0,05$), mas no período alagado o conteúdo foi quase o dobro do remanescente no período não-alagado ($p < 0,05$) (Figura 14, Anexo B).

Para a liberação de N, o conteúdo remanescente entre as florestas foi semelhante no período alagado e não-alagado aos 30 dias ($p > 0,05$), 60 dias ($p > 0,05$) e 90 dias ($p > 0,05$). Aos 120 dias, o conteúdo de N também não diferiu entre os períodos ($p > 0,05$), mas dependeu do tipo de floresta ($p < 0,05$). No período não-alagado, o conteúdo remanescente foi ligeiramente menor nas florestas alagáveis, enquanto no período alagado o conteúdo de N nessas florestas foi quase 25% maior que nas florestas controle ($p < 0,05$) (Figura 14, Anexo B).

Para a liberação do Ca, aos 30 e 60 dias o conteúdo remanescente foi semelhante entre as florestas alagáveis e controle no período alagado e no período não-alagado ($p > 0,05$). O conteúdo de Ca não diferiu entre as florestas aos 30 e 60 dias ($p > 0,05$), mas foi maior no período alagado ($p < 0,001$). Aos 90 e 120 dias, os conteúdos de Ca foram semelhantes entre as florestas alagáveis e controle e entre os períodos alagado e não-alagado ($p > 0,05$) (Figura 14, Anexo B).

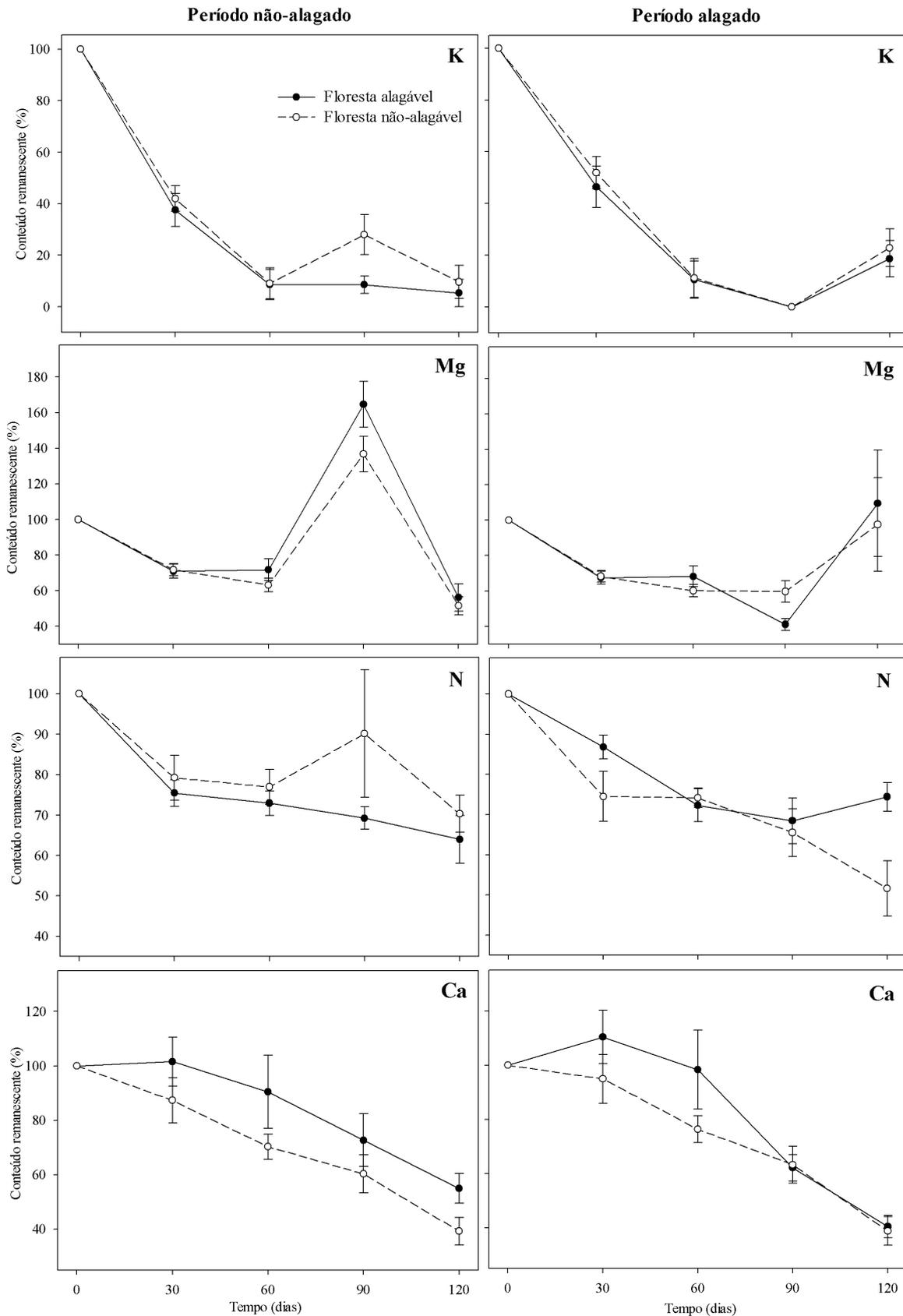


Figura 14. Liberação de nutrientes na decomposição de folhas durante períodos não-alagado e alagado, em florestas de terra firme que são alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central. Os pontos indicam as médias e barras verticais representam os erros-padrão.

3.5. Estoques de serapilheira e nutrientes

A massa de serapilheira estocada entre as florestas alagáveis e controle foi semelhante antes e após o alagamento ($p>0,05$). As florestas estocaram massas semelhantes de serapilheira ($p>0,05$), mas a massa de serapilheira estocada foi menor após o alagamento ($p<0,05$). Para os estoques dos nutrientes, a ordem de grandeza entre florestas antes e após o alagamento, em geral, foi $N>Ca>K>Mg>P$ (Tabela 4, Anexo B).

Tabela 4. Massa seca de serapilheira e conteúdos de nutrientes estocados sobre o solo de florestas de terra firme alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central, antes e após alagamento.

Época	Floresta	Massa seca	N	Ca	K	Mg	P
		Mg ha ⁻¹ ±ep	----- kg ha ⁻¹ ±ep -----				
Antes	Alagável	9,62±0,87	114,0±12,8	46,9±5,1	5,3±1,6	3,9±0,3	4,2±0,4
	Controle	9,85±0,87	113,7±12,8	58,4±5,1	9,0±1,6	5,4±0,3*	3,9±0,4
Depois	Alagável	7,84±0,87†	96,0±12,8	46,8±5,1	4,0±1,6	3,7±0,3	3,4±0,4†
	Controle	7,79±1,43†	91,3±21,1	69,9±8,4	9,9±2,6	6,1±0,5*	2,4±0,6†

ep:erro-padrão; *médias, por nutriente, que diferem entre florestas por período; †médias, por nutriente, que diferem entre os períodos por floresta (GLM:ANOVA com medidas repetidas, $p<0,05$).

Os conteúdos na serapilheira foram semelhantes entre as épocas e as florestas para o N ($p>0,05$), o Ca ($p>0,05$) e o K ($p>0,05$). Para o Mg, os conteúdos estocados não diferiram entre as épocas ($p>0,05$), mas foram sempre menores nas florestas alagáveis ($p<0,05$). Para P, os conteúdos estocados entre as florestas alagáveis e controle foram semelhantes antes e após o alagamento ($p>0,05$). Os conteúdos de P estocados na serapilheira não diferiram entre as florestas ($p>0,05$), no entanto, diminuíram após o alagamento ($p>0,05$) (Tabela 4, Anexo B).

4. Discussão

4.1. Produção de serapilheira

A produção de serapilheira e das frações, com maior contribuição das folhas, nas florestas de terra firme alagáveis e nas florestas de terra firme controle foi similar ao relatado para outras florestas de terra firme na Amazônia e ao padrão geral de florestas tropicais do Sul da América (LUIZÃO E SCHUBART, 1986; BARBOSA e FEARNSSIDE, 1996; LUIZÃO et al., 2004; CHAVE et al., 2010). Avaliando a produção de folhas e serapilheira total em florestas de terra firme também na Amazônia Central, Luizão e Schubart (1986) e Luizão (1989) relataram que a produção de serapilheira variou entre 5,5 e 8,3 Mg ha⁻¹ano⁻¹, respectivamente, e correspondeu a 59-85% da serapilheira total. Da mesma forma, Luizão et al. (2004) e Barbosa e Fearnside (1996) relataram que a produção de serapilheira variou entre 6,6 e 9,1 Mg ha⁻¹ano⁻¹, com contribuição de folhas entre 72-81% em florestas de terra firme na Amazônia Central e Norte, respectivamente.

A produção semelhante de serapilheira entre as florestas alagáveis e as florestas controle poderia indicar que os eventos de alagamento periódico não influenciaram a produção de serapilheira nas florestas de terra firme. No entanto, a maior produção de serapilheira nas florestas alagáveis, sobretudo de folhas, durante o período que estavam alagadas, apesar de também ocorrer nas florestas controle, corroborou a hipótese que o alagamento aumentou a produção de serapilheira nas florestas de terra firme, em especial, a produção de folhas.

Quando as florestas são alagadas, a água preenche os poros do solo e o oxigênio molecular remanescente é consumido pelos organismos aeróbios (DAT et al., 2004). Como esse gás tem baixa difusão na água, a entrada via atmosfera é relativamente pequena (SOUZA et al., 2010). Assim, a disponibilidade de O₂ no solo pode chegar a níveis próximos de zero alguns dias após o alagamento (DAT et al., 2004; UNGER et al., 2009). A baixa disponibilidade de O₂ no solo estimula as raízes das árvores a produzirem precursores de etileno (SMITH e RUSSELL, 1969; HE et al., 1996). O etileno é um hormônio relacionado ao fechamento estomático e à senescência precoce e abscisão das folhas na parte aérea (PIMENTA et al., 1994; COLLI e PURGATTO, 2008). No entanto, sua síntese envolve reações de oxidação e, assim, depende da presença de O₂ (TAIZ e ZEIGER, 2010). Como a disponibilidade desse gás é baixa no solo alagado, os precursores são transportados para a copa das árvores e oxidados a etileno (COLLI e PURGATTO, 2008). O etileno estimula o fechamento dos estômatos nas folhas, impedindo as trocas gasosas das plantas com o ambiente (DAT et al., 2004; COLLI e PURGATTO, 2008). Isso faz as florestas de terra firme estudadas reduzirem substancialmente a fotossíntese e a transpiração quando são alagadas (SANTOS-JÚNIOR, 2008). Com a evolução do período alagado, o etileno desencadeia a senescência e abscisão precoce das folhas nas copas (COLLI e PURGATTO, 2008; TAIZ e ZEIGER, 2010), para manutenção do equilíbrio hídrico nas árvores (SANTOS-JÚNIOR, 2008). Como resultado, as florestas de terra firme que são atingidas pelo alagamento perderam três vezes mais folhas quando foram alagadas. O período alagado abrangeu a estação seca na região. Assim, o alagamento potencializou a produção de serapilheira nas florestas de terra firme durante a estação seca.

No caso das florestas controle, o comportamento ecofisiológico similar também foi devido a estresse hídrico. No entanto, o estresse não foi devido à saturação pela água, mas pela deficiência desse recurso. O período alagado coincidiu com o início da estação seca, época em que florestas de terra firme na Amazônia naturalmente aumentam a produção de serapilheira (LUIZÃO, 1989; SCOTT et al. 1992; BARBOSA e FEARNSSIDE, 1996). Nessa época, os dias foram mais quentes e ocorreram os

menores índices pluviométricos (Figura 2). Essas condições resultaram em menor umidade do ar (LBA-INPA, 2013) e, possivelmente, em menor disponibilidade de água no solo. No entanto, a redução na disponibilidade hídrica exerce efeito similar à deficiência de O₂ no solo saturado (SANTOS-JÚNIOR, 2008), pois desencadeia a síntese do etileno (COLLI e PURGATTO, 2008; TAIZ e ZEIGER, 2010). Da mesma forma, o etileno estimula o fechamento estomático e provoca a abscisão das folhas na para redução imediata da perda de água via transpiração (COLLI e PURGATTO, 2008; TAIZ e ZEIGER, 2010). Como consequência, as florestas controle perderam mais folhas e, assim, também produziram mais serapilheira nos meses correspondentes ao período alagado.

Com a chegada do período de águas baixas no reservatório, a regressão da água nos igarapés possibilitou a re-oxigenação do solo das florestas de terra firme. Esse restabelecimento das condições aeróbicas no solo sinaliza redução na produção de etileno e, assim, uma menor abscisão foliar (COLLI e PURGATTO, 2008; TAIZ e ZEIGER, 2010). Consequentemente, as florestas de terra firme produziram três vezes menos folhas quando não estavam alagadas. Esse padrão foi mais intenso nos meses imediatamente subsequentes aos períodos de alagamento (outubro de 2011 e agosto de 2012), quando as florestas de terra firme alagáveis produziram uma menor quantidade de serapilheira que as florestas controle, devido à redução na produção de folhas (em outubro de 2011) e resíduos finos (em agosto de 2012).

No caso das florestas controle, os meses sem alagamento coincidiram com a época chuvosa, época em que as florestas tropicais de terra firme naturalmente reduzem a produção de serapilheira (LUIZÃO, 1989; LUIZÃO e SCHUBART, 1986; BARBOSA e FEARNSIDE, 1996). As temperaturas são mais amenas e ocorrem índices pluviométricos maiores que na época seca (GREENBERG, 2012). Essas condições devem ter proporcionado uma maior disponibilidade hídrica, o que diminui a produção do etileno, já que as árvores não necessitam reduzir as perdas de água (COLLI e PURGATTO, 2008; TAIZ e ZEIGER, 2010). Como consequência, as florestas controle perderam menos folhas e, assim, também reduziram a produção de serapilheira durante o período não-alagado. A maior produção de folhas nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro, contrário ao padrão da serapilheira, deve ter resultado dos maiores índices pluviométricos, uma vez que a velocidade dos ventos foi menor nesse período (LBA-INPA, 2013). Fortes chuvas podem aumentar a remoção de folhas devido ao impacto físico das gotas de água (LUIZÃO, 1989).

Para a fração lenhosa, a produção foi semelhante a outras florestas de terra firme na Amazônia (LUIZÃO, 1989; BARBOSA e FEARNSIDE, 1996), mas geralmente coincide com as épocas de menor produção de folhas (LUIZÃO, 1989). Isso deveria ter ocorrido no período não-alagado, quando houve a redução na produção de folhas em ambas as florestas. Como nesse período não foi registrada maior produção de material lenhoso, é possível que essa fração tenha se acumulado na copa das árvores, como relatado por Couto-Santos e Luizão (2010). Segundo os autores, componentes lenhosos da serapilheira se acumulam no dossel em florestas de terra firme na Amazônia por serem menos susceptíveis à ação dos ventos. No entanto, a semelhança na produção e na contribuição das estruturas lenhosas na serapilheira total entre os períodos e as florestas indicou que o alagamento não deve exercer efeito sobre a produção dessa fração.

Para a fração reprodutiva, a semelhança na massa produzida entre as florestas e os períodos também indicou que o alagamento imediato ou os eventos de alagamento que ocorrem após a criação da hidrelétrica talvez não alteram a fenologia das florestas de terra firme. Contudo, a menor contribuição dessa fração na serapilheira total durante o período alagado indicou uma redução no investimento reprodutivo em ambas as

florestas. Essa redução poderia ser devido ao simples aumento na contribuição relativa das folhas durante o período alagado. No entanto, a redução nas florestas alagáveis foi quase duas vezes maior que nas florestas controle, onde a produção de folhas foi sempre maior. Isso indicou que o alagamento fez as florestas de terra firme reduzirem o investimento reprodutivo quando foram alagadas.

A fenologia de florestas que são naturalmente alagadas na Amazônia é bastante relacionada ao alagamento, com picos de floração e frutificação durante esse período (PAROLIN et al., 2010a). Nessas florestas, as sementes e as plântulas de algumas espécies permanecem viáveis mesmo após um longo período sob alagamento (PAROLIN et al., 2010b). No entanto, esse não é o caso de espécies de florestas de terra firme. Em florestas de terra firme, as sementes geralmente perdem a viabilidade após períodos de submersão e as plântulas, quando são recrutadas, geralmente não sobrevivem (HOOK, 1984; FERREIRA et al., 2005; FERREIRA et al., 2009). Nesse sentido, as florestas de terra firme aumentaram o investimento reprodutivo quando não estavam alagadas para compensar os prejuízos que o período de alagamento seguinte exercerá sobre a sucessão florestal. Além disso, a fenologia nessas florestas é bastante influenciada pela fertilidade do solo. Florestas tropicais que crescem sobre solos pobres, especialmente com deficiência de P, investem menos na alocação de carbono para construção de estruturas reprodutivas (CHAVE et al., 2010), pois a produção dessas estruturas demanda maiores quantidades de P (BARBOSA e FEARNSSIDE, 1996). A disponibilidade de P na camada superficial do solo aumentou após o alagamento, sobretudo nas florestas alagáveis (Capítulo 2, Tabela 6). Essa maior disponibilidade de P possibilitou maior investimento reprodutivo das florestas de terra firme quando não estavam alagadas. Isso ficou evidente na redução do teor foliar de P durante o período alagado anterior (Tabela 2) e deve ser uma estratégia de conservação desse elemento para o investimento reprodutivo no período não-alagado seguinte. Assim, o investimento das florestas de terra firme na produção de estruturas reprodutivas, quando as árvores não estavam alagadas, decorreu da conservação do P pela vegetação durante o alagamento e pela maior disponibilidade edáfica desse elemento após esse período.

Para os resíduos finos, a produção em florestas de terra firme na Amazônia geralmente coincide com uma menor produção de folhas e tem relação com a ocorrência de chuvas (LUIZÃO, 1989). Ao contrário desse padrão, houve uma menor produção de resíduos nas florestas alagáveis, onde houve também uma menor produção de folhas. Já nas florestas controle, houve maior produção de resíduos finos e folhas. Isso indicou que a produção de resíduos finos, na verdade, pode não estar relacionada à produção de folhas. No entanto, a contribuição duas vezes maior dos resíduos finos no período não-alagado confirmou o padrão sazonal indicado por Luizão (1989), uma vez que o período alagado coincidiu com a época chuvosa e os maiores índices pluviométricos (GREENBERG, 2012).

Assim, o alagamento potencializou a produção de serapilheira pelas florestas de terra firme durante a época seca, sobretudo devido ao aumento na produção de folhas quando as árvores foram alagadas. No entanto, 45-47% da biomassa de serapilheira nessas florestas é constituída de carbono (BARBOSA e FEARNSSIDE, 1996; FYLLAS et al., 2009). Nesse sentido, o alagamento reduz a assimilação de C pela floresta (SANTOS-JÚNIOR, 2008), ao mesmo tempo em que aumenta a produção líquida de C via serapilheira. Além disso, parece que os eventos de alagamento após a criação da hidrelétrica fizeram as florestas de terra firme mudar a estratégia de alocação do C, aumentando o investimento reprodutivo quando não estão alagadas. Isso foi sustentado pela conservação do P na biomassa viva da floresta quando ainda estava alagada e pela maior disponibilidade edáfica de P provocada pelo alagamento. Essa estratégia deve ser

uma adaptação para compensar prejuízos que os eventos de alagamento podem ocasionar ao sucesso reprodutivo das florestas de terra firme, já que suas sementes e plântulas não são adaptadas a essa condição ambiental (FERREIRA et al., 2009).

4.2. Aporte de nutrientes

O aporte dos nutrientes foliares foi semelhante ao padrão relatado para outras florestas de terra firme na Amazônia, com um maior aporte de N e Ca, seguidos de K e Mg e menor aporte de P (CUEVAS e MEDINA, 1988; LUIZÃO, 1989; SCOTT et al., 1992; BARBOSA e FEARNSSIDE, 1996). O aporte dos nutrientes seguiu a produção de folhas e, em geral, foi duas vezes maior no período alagado, à exceção do P. Apesar do maior aporte de nutrientes no período alagado, a redução no teor dos elementos nas folhas durante no mesmo período indica uma estratégia das florestas de terra firme para reduzir a perda de nutrientes. Esse padrão foi mais forte para o P, cujo teor nas folhas das florestas de terra firme alagáveis foi cinco vezes menor quando as árvores estavam alagadas. Além disso, o menor aporte de N e Mg nessas florestas indicou que os eventos de alagamento exerceram maior influência na dinâmica desses elementos que dos demais nutrientes após a criação da hidrelétrica.

A redução nos teores foliares de N, P, K e Mg durante o período alagado poderia ser devido à simples remoção via água das chuvas entre os períodos de cada coleta das folhas (LUIZÃO, 1989). No entanto, além de o período alagado coincidir com os meses menos chuvosos, a redução da concentração de nutrientes foliares devido ao alagamento é um mecanismo conhecido (TOPA e CHEESEMAN, 1993; CHEN et al., 2005; SANTOS-JÚNIOR, 2008). Avaliando o efeito do alagamento sobre a eficiência do uso dos nutrientes nas florestas de terra firme da região desse estudo, Santos-Júnior (2008) relatou que as árvores reduziram os teores foliares de N, P e Ca após dois meses de alagamento. Para os teores de K e Mg, o autor não observou redução em função do alagamento.

Durante o alagamento, as condições do solo saturado resultam em maior desnitrificação e maior mobilização de bases para a solução (CAMARGO et al., 1999; UNGUER et al., 2009; SOUZA et al., 2010). Assim, o alagamento deve reduzir a disponibilidade de nutrientes para serem absorvidos pelas florestas de terra firme. A absorção dos nutrientes nessas florestas é realizada principalmente por um tapete de raízes finas que cresce sobre o solo (STARK e JORDAN, 1978; LUIZÃO e SCHUBART, 1986; CUEVAS e MEDINA, 1988; LUIZÃO et al., 2007b). Contudo, o alagamento inibe o crescimento dessas raízes (CUEVAS e MEDINA, 1988) e compromete a absorção dos nutrientes. Durante o alagamento, a baixa concentração de O₂ no solo estimula a redução do Fe e do Mn (LIMA et al., 2005) e a produção de ácidos na lenta decomposição da matéria orgânica (CAMARGO et al., 2001). Essa maior concentração de Fe e Mn reduzidos e de ácidos orgânicos afetam a absorção dos nutrientes pelas raízes (CAMARGO et al., 2001; SOUZA et al., 2010). Nesse sentido, o alagamento deve ocasionar redução na absorção de nutrientes do solo pelas árvores das florestas de terra firme. Isso faz com que elas reduzam o teor foliar dos elementos quando estão alagadas (SANTOS-JÚNIOR, 2008) e produzam folhas com um menor teor de nutrientes, sobretudo de P.

A redução no teor dos elementos nas folhas deve ser um mecanismo de conservação dos nutrientes (VITOUSEK, 1984), para reduzir as perdas devido à maior queda de folhas que aconteceu quando as florestas estavam alagadas. Esse mecanismo foi mais evidente para o P, Mg e o N, com um menor aporte durante os meses de abril, maio e junho do período alagado, respectivamente, e também nos meses imediatamente subsequentes ao alagamento (outubro e agosto). Nesses meses, as florestas que estavam

alagadas reduziram o aporte de nutrientes em relação às florestas controle, via redução na produção de folhas, sobretudo no mês de outubro. O contrário ocorreu nas florestas controle nos meses de dezembro e janeiro do período não-alagado, quando a uma maior queda de folhas resultou no maior aporte dos nutrientes nessas florestas.

A redução do teor do P nas folhas foi maior entre os elementos, pois o P é um nutriente limitante em florestas tropicais, como as florestas de terra firme na Amazônia (VITOUSEK, 1984; CHAVE et al., 2010). Nessas florestas, os solos geralmente são ácidos e pobres em nutrientes, e a disponibilidade de P é baixa em relação aos demais elementos (Capítulo 2, Tabela 6). Isso acontece, pois nesses solos o P está imobilizado em óxidos e hidróxidos de Fe e Al (LIMA et al., 2005). Como resultado, o mecanismo de conservação quando as florestas foram alagadas foi maior para o P que para os outros nutrientes. Para o K e o Mg, Santos-Júnior (2008) não observou redução nos teores em função do alagamento, pois seus resultados corresponderam a florestas que foram alagadas por apenas dois meses. Nesse estudo, as florestas permaneceram até quatro meses alagadas e as folhas avaliadas já haviam caído das árvores. Isso indica que o alagamento não deve exercer efeito imediato sobre o K e o Mg, mas pelo menos dois meses após seu início. Para o Ca, o padrão de não redução do teor durante o alagamento foi contrário ao relatado por Santos-Júnior (2008). O autor observou menores teores de Ca nas folhas após dois meses de alagamento. Isso indica que o alagamento reduziu os teores foliares de Ca apenas nos primeiros meses, estabilizando em seguida.

Para N, os menores teores nas folhas que caíram nas florestas alagáveis indicou que a redução no aporte de N não resultou apenas da menor produção de folhas, mas talvez dos eventos de alagamento periódico que ocorrem desde a criação da hidrelétrica. Quando o solo é alagado, microorganismos anaeróbios reduzem o N a óxido nitroso ou nitrogênio molecular, que são perdidos para a atmosfera (UNGER et al., 2009; SOUZA et al., 2010). Assim, o alagamento aumenta a desnitrificação e perda de N do solo (BACKER et al., 2001; LUIZÃO et al., 2004; SOUZA et al., 2010; KERN et al., 2010). Como os eventos de alagamento acontecem de maneira periódica há mais de 20 anos, eles resultaram em menor disponibilidade de N no solo das florestas de terra firme após a criação da hidrelétrica (Capítulo 2, Tabela 6). Consequentemente, as florestas alagáveis reduziram o teor de N nas folhas para evitar grandes perdas desse nutriente, em comparação às florestas controle. Nessas florestas, o padrão semelhante de maior aporte dos nutrientes no período alagado (época seca) foi devido à maior produção de folhas, com redução semelhante nos teores foliares dos nutrientes para compensar as perdas. Já no período não-alagado (época chuvosa), a redução na produção de folhas nessas florestas resultou no aporte de nutrientes também, em geral, duas vezes menor, mas de folhas com maiores teores dos elementos.

Assim, apesar de o alagamento, em geral, aumentar o aporte dos nutrientes devido ao aumento na produção de folhas, ele induziu as florestas de terra firme a reduzirem os teores dos nutrientes nas folhas, sobretudo do P. Nesse período, o aumento na produção de folhas pelas árvores faz com que as florestas percam uma maior quantidade líquida dos nutrientes, ao mesmo tempo em que o alagamento reduz a disponibilidade dos nutrientes no solo e a absorção desses pelas raízes das plantas (CAMARGO et al., 1999; UNGER et al., 2009). Esse mecanismo deve ser uma estratégia estequiométrica das florestas para evitar um colapso nutricional na biomassa viva.

4.3. Decomposição da serapilheira

A velocidade de decomposição foliar cinco vezes menor nas florestas alagáveis que nas florestas controle, durante o período alagado, indica que o alagamento retardou a decomposição da serapilheira nas florestas de terra firme. Esse padrão foi mais evidente aos 60 e 120 dias do período alagado, quando as menores velocidades de decomposição resultaram em menores perdas de massa de folhas nas florestas alagáveis e no *turnover* vinte vezes maior. Já no período sem alagamento, a velocidade de decomposição das folhas ligeiramente maior nas florestas alagáveis indica que outro fator também influenciou o processo de decomposição nessas florestas. Isso ficou evidente aos 120 dias do período não-alagado, quando a maior velocidade de decomposição resultou na perda de massa ligeiramente maior nas florestas alagáveis. Por fim, as diferenças na velocidade de decomposição dos palitos entre os períodos alagado e não-alagado confirmou a influência que o alagamento exerce sobre o processo de decomposição.

A velocidade de decomposição da serapilheira em florestas Amazônicas que estão sujeitas a alagamento tende a ser menor que em florestas livres dessa condição (LUIZÃO e SCHUBART, 1986; CUEVAS e MEDINA, 1988; LUIZÃO et al., 2004), pois os processos hidrológicos exercem grande influência na decomposição da serapilheira de florestas alagáveis (BAKER et al., 2001). Durante o alagamento, a decomposição inicial dos resíduos orgânicos é realizada principalmente por fungos associados a uma fauna bêntica que coloniza esses resíduos imediatamente após a submersão (WALKER, 1986). Nesse período, a baixa disponibilidade de oxigênio no solo estimula mecanismos anaeróbicos para decomposição dos resíduos orgânicos (CUEVAS e MEDINA, 1988; UNGER et al., 2009). Como esses mecanismos são mais lentos (CLEVELAND et al., 2006), houveram menores perdas de massa e, conseqüentemente, uma menor velocidade de decomposição nas florestas de terra firme quando elas estavam alagadas.

Para as florestas controle, a maior velocidade de decomposição dos palitos durante o período alagado (estação seca) foi contrário ao esperado para florestas tropicais de terra firme. A decomposição da serapilheira nessas florestas é menor nas estações secas que em estações chuvosas (LUIZÃO e SCHUBART, 1986; CUEVAS e MEDINA, 1988), pois a baixa umidade nas estações secas não é favorável à atividade de microorganismos e animais invertebrados que atuam no processo de decomposição (CLEVELAND et al., 2006; MENEZES et al., 2009). Contudo, a maior velocidade de decomposição nas florestas controle durante o período alagado indica, na verdade, maior atividade desses organismos na época seca. Isso pode ser devido à migração de invertebrados decompositores das florestas de terra firme alagáveis para as florestas controle, pois o alagamento em florestas na Amazônia faz com que populações de invertebrados da fauna do solo migrem das florestas que serão alagadas para as florestas adjacentes (ADIS, 1977; ADIS, 1997). Isso contribuiu para a maior velocidade de decomposição dos palitos nas florestas controle durante o período alagado.

Com a regressão do alagamento, a velocidade de decomposição dos palitos quase três vezes maior nas florestas alagáveis indicou estímulo à decomposição. O estímulo foi tão forte, que as folhas se decompueram a uma velocidade maior inclusive que nas florestas controle, com perda de massa superior aos 120 dias. Após o alagamento, há restabelecimento da oxigenação do solo e uma maior umidade, que criam um ambiente favorável para a decomposição aeróbica (BAKER et al., 2001; UNGER et al., 2009). Isso contribuiu para a maior velocidade de decomposição durante o período não-alagado (época chuvosa). Além disso, alterações de atributos químicos do solo devido ao alagamento também devem ter favorecido a decomposição. A decomposição da matéria

orgânica em florestas tropicais é estimulada por maior disponibilidade de P e menores teores de N no solo (CLEVELAND et al., 2006). O teor superficial de P no solo das florestas alagáveis foi maior que nas florestas controle, sobretudo após o alagamento, enquanto o teor de N foi menor (Capítulo 2, Tabela 6). Nesse sentido, a maior velocidade de decomposição nas florestas de terra firme quando não estavam alagadas foi uma função entre as boas condições de oxigenação e ao status do P e do N no solo após o alagamento.

Para as florestas controle, as maiores perdas de massa no período não-alagado (época chuvosa) devem ter resultado de uma intensa lixiviação do carbono na forma de matéria orgânica. Em florestas tropicais, especialmente com serapilheira solúvel em abundância, a elevada precipitação conduz transferências substanciais de carbono por lixiviação da serapilheira para o solo (LUIZÃO et al., 2004; CLEVELAND et al., 2006). Isso contribuiu para aumentar a perda de massa e o aumento consequente na velocidade de decomposição nas florestas controle também durante o período não-alagado. Além desse efeito, épocas chuvosas favorecem o desenvolvimento de raízes finas na serapilheira (LUIZÃO e SCHUBART, 1986). Uma maior proliferação das raízes finas foi observada nos *litter bags* das florestas controle durante o período chuvoso. Essa maior atividade de raízes finas em florestas de terra firme já foi apontada como responsável por aumentar a perda de massa da serapilheira durante épocas chuvosas (LUIZÃO e SCHUBART, 1986; CUEVAS e MEDINA, 1988). Isso poderia ter ocasionado as maiores perdas de massa nas florestas controle durante a estação chuvosa. No entanto, experimentos recentes em florestas tropicais de terra firme de campina e campinarana demonstraram que a maior proliferação dessas raízes durante os períodos chuvosos não ocasiona maior perda de massa (LUIZÃO et al., 2007b).

Assim, o alagamento ocasionou redução direta da perda de massa da serapilheira e, conseqüentemente, redução na velocidade com que essa camada se decompõe. Posteriormente, com a regressão da água, o alagamento estimulou indiretamente o aumento substancial da velocidade de decomposição, por meio de alterações nos atributos químicos do solo. Como os períodos de águas altas e baixas nos reservatórios de hidrelétricas acontecem de maneira inversa à sazonalidade das chuvas, a criação de hidrelétricas em florestas de terra firme na Amazônia pode alterar a dinâmica do carbono. Durante o período de águas altas, as florestas alagadas produzem duas vezes mais serapilheira, contendo três vezes mais folhas (Tabela 1). Como 45-47% da massa de serapilheira é carbono (BARBOSA e FEARNSTIDE, 1998; FYLLAS et al., 2009), há aumento consequente do aporte de C durante o período alagado. Todo esse C será decomposto no período de águas baixas seguinte, quando a época chuvosa inicia. Nessa época, o rápido *turnover* da camada de serapilheira deve potencializar as emissões de C pelas florestas de terra firme, uma vez que a perda de C em florestas alagáveis tem padrão semelhante à perda de massa (BAKER et al., 2001). Isso, somado às emissões de C que são naturalmente maiores na Amazônia durante estações chuvosas (SALESKA et al., 2003; DOFF SOTTA et al., 2004) pode alterar os fluxos de carbono nessas florestas.

4.4. Liberação de nutrientes

Os padrões de liberação de cada nutriente, em geral, semelhantes entre as florestas e entre os períodos indicaram que o alagamento artificial parece não retardar a liberação dos nutrientes durante a decomposição das folhas nas florestas de terra firme. No entanto, o alagamento provocou acúmulo ocasional de alguns nutrientes ao longo da decomposição das folhas. Dentre os efeitos que o alagamento exerceu, nos primeiros 30 dias ele reduziu a liberação de K, estimulou acúmulo de Ca e mineralização de Mg. No entanto, a liberação de Ca e também de Mg foram reduzidas aos 60 dias, quando houve

acúmulo de P. Aos 90 dias, a regressão do alagamento estimulou novamente a mineralização do Mg, mas ao final dos 120 dias ocasionou acúmulo de Mg e K e também de N e P nas folhas em decomposição nas florestas alagáveis.

A liberação rápida do K é um fato conhecido na decomposição da serapilheira nas florestas de terra firme da Amazônia (LUIZÃO e SCHUBART, 1986; CUEVAS e MEDINA, 1988). O potássio é um elemento que não faz parte da estrutura dos órgãos vegetais (ANDRADE et al., 1999). Por isso, ele é rapidamente removido por lavagem e lixiviação a uma velocidade que, em geral, suplanta a perda de massa da serapilheira (CUEVAS e MEDINA, 1988). Nesse sentido, seria esperado que a liberação do K no início da decomposição fosse mais rápida durante o período alagado, quando há uma maior lavagem das folhas pela água. No entanto, a liberação inicial de K mais rápida durante o período não-alagado (época chuvosa) indicou que o alagamento foi menos efetivo na liberação de K que a atuação das chuvas. Aos 90 dias do período não-alagado, o acúmulo de K nas florestas controle, e ao final dos 120 dias do período alagado em ambas as florestas, possivelmente, foi devido à entrada de sedimentos, principalmente nas florestas alagáveis, após regressão do alagamento.

Diferindo do K, o Ca e o Mg são elementos que fazem parte da estrutura dos órgãos vegetais (ANDRADE et al., 1999). A liberação desses elementos na serapilheira ocorre em resposta à absorção direta das árvores via raízes finas (via micorrizas) e à decomposição biológica, realizada por microorganismos e invertebrados do solo (CUEVAS e MEDINA, 1988; LUIZÃO, 1989; LUIZÃO et al., 2007b). Nesse sentido, a liberação de Ca e Mg geralmente acompanha a perda de massa da serapilheira. Aos 30 dias, quando a perda de massa no período alagado foi menor, a liberação de Ca foi semelhante entre as florestas, mas o Ca se acumulou nas florestas alagáveis. Esse padrão de acumulação do Ca foi relatado por Luizão e Schubart (1986), avaliando a dinâmica da decomposição em florestas de terra firme também na Amazônia Central. Segundo esses autores, o aumento relativo do conteúdo de Ca resulta da perda de massa inicial. Para o Mg, apesar de ser um elemento estrutural, a mineralização líquida aos 30 dias do período alagado ocorreu, pois o Mg é passível de lixiviação inicial (LUIZÃO e SCHUBART, 1986). Mas não pode ser descartada a possibilidade de a decomposição anaeróbica ter favorecido mineralização líquida inicial do Mg, já que as folhas estavam submetidas a essa via de decomposição.

Aos 60 dias, a redução na perda de massa em ambas as florestas se refletiu na redução da liberação de Ca e Mg. Para as florestas alagáveis, essa redução foi decorrente do alagamento que, além de inibir o desenvolvimento de raízes finas (CUEVAS e MEDINA, 1988), retardou a perda de massa e, conseqüentemente, a liberação desses nutrientes para o solo. Para as florestas controle, a redução semelhante deve estar relacionada à atividade de raízes finas no período alagado (época seca). As raízes finas tem papel fundamental na liberação de Ca e Mg em florestas de terra firme na Amazônia por meio da absorção direta via micorrizas a partir da serapilheira (LUIZÃO e SCHUBART, 1986; CUEVAS e MEDINA, 1988; LUIZÃO et al., 2007b). Contudo, a atividade dessas raízes em florestas de terra firme é baixa em épocas secas (STARK e JORDAN, 1978; CUEVAS e MEDINA, 1988; LUIZÃO, 1989). Assim, a redução na liberação de Ca e Mg nas florestas controle durante o período alagado, possivelmente, também foi devido a uma menor atividade de raízes finas. Aos 90 e 120 dias, os acúmulos de Mg nos períodos não-alagado e alagado, respectivamente, indicaram imobilização por organismos decompositores. No caso do período alagado, o acúmulo do Mg coincidiu com a regressão do alagamento. Isso em parte pode resultar da entrada e sedimentação de resíduos do solo (LUIZÃO et al., 2007b). No entanto, como no fim do período alagado há um pico de atividade biológica (BAKER et al.,

2001). Assim, a maior parte do acúmulo de Mg deve ter resultado de imobilização por microorganismos sobre as folhas em decomposição.

Para o N, diferente do Ca e do Mg, a liberação não é mais rápida na presença de raízes finas (LUIZÃO et al., 2007b). A acumulação nas florestas alagáveis, aos 120 dias do período alagado (estação seca) também deve estar relacionada à imobilização microbiana. Esse padrão foi observado por Luizão e Schubart (1986) e Baker et al. (2001) avaliando a liberação de nutrientes em florestas de terra firme na Amazônia Central e em florestas alagáveis nos Estados Unidos, respectivamente. Luizão e Schubart (1986) relataram que os conteúdos de N nas folhas em decomposição aumentaram ao final da estação seca. Baker et al. (2001) relataram acúmulo de N e também de P ao final do período de alagamento. Os autores atribuíram esses acúmulos à imobilização por microorganismos decompositores sobre o material em decomposição, como já havia sido sugerido por Cuevas e Medina (1986). Isso também aconteceu para o P, que se acumulou nas folhas aos 60 e aos 120 dias, após regressão do alagamento. Mas a entrada e sedimentação de detritos contendo P também não são descartadas (BAKER et al., 2001). Para o período não-alagado (época chuvosa), a mineralização líquida de N nas florestas alagáveis, ao final dos 120 dias, acompanhou a perda de massa. Esse padrão também foi relatado por Cuevas e Medina (1986) em florestas Amazônicas de terra firme, na Venezuela. Os autores observaram mineralização líquida de N após 120 dias de decomposição. Isso indica a ação conjunta dos mecanismos de lixiviação pelas chuvas e da ação de organismos decompositores atuando intensamente sobre o material e removendo o N (LUIZÃO e SCHUBART, 1986).

4.5. Estoques de serapilheira e nutrientes

Os estoques de serapilheira das florestas de terra firme, foram maiores que os relatados por LUIZÃO et al. (2007b) em outras florestas de terra firme na Amazônia Central, apesar de reduzirem após o alagamento. Essa redução nas florestas de terra firme alagáveis indica que o alagamento não favoreceu a acumulação da serapilheira nessas florestas, ao contrário do que se previu. No entanto, a redução semelhante no estoque de serapilheira das florestas controle indica um efeito indireto do alagamento.

Durante o alagamento, ambas as florestas aumentaram a deposição de serapilheira, em especial, devido maior produção de folhas (Tabela 1). Isso poderia resultar em espessamento da serapilheira. O espessamento serapilheira é uma função entre a deposição e a decomposição do material vegetal acumulado sobre o solo (MASON, 1980; HAAG, 1985; ANDRADE et al., 1999). Nas florestas alagáveis, a velocidade de decomposição foi mais lenta quando elas estavam alagadas, já nas florestas controle a velocidade de decomposição nesse período foi maior (Tabela 3). Nesse sentido, seria razoável esperar acúmulo de serapilheira no solo das florestas alagáveis após o alagamento já que, além de as folhas predominarem na camada de serapilheira dessas florestas (COUTO-SANTOS e LUIZÃO, 2010), a maior deposição de folhas associada a uma lenta decomposição espessaria essa camada (LUIZÃO, 1989). No entanto, o menor acúmulo de serapilheira após o alagamento indica que outros mecanismos foram mais importantes que a deposição e a decomposição das folhas para a acumulação da serapilheira nas florestas alagáveis.

Durante o alagamento, as florestas alagáveis produziram serapilheira contendo 74% de folhas (Tabela 1). Folhas são mais leves que materiais lenhosos e, por isso, são mais susceptíveis de serem transportadas pela ação de mecanismos físicos em florestas de terra firme na Amazônia (COUTO-SANTOS e LUIZÃO, 2010). Nesse sentido, é provável que maior parte das folhas que caem sobre a coluna d'água não atinja o solo, mas seja transportada pelo fluxo do igarapé durante os quatro meses em que as florestas

permanecem alagadas. O fluxo da água em igarapés de florestas de terra firme na Amazônia Central transporta grandes quantidades de matéria orgânica, sobretudo na forma de carbono orgânico dissolvido (WATERLOO et al., 2006; MONTEIRO et al., 2013). Além disso, com o fim do período alagado e chegada da estação chuvosa, o escoamento da água associada à maior ocorrência de chuvas no período podem ter contribuído para remoção de resíduos da camada de serapilheira que estava submersa (CLEVELAND et al., 2006). Esse mecanismo já foi relatado em florestas de terra firme na Amazônia Central. Avaliando a camada de serapilheira em florestas de terra firme de platô e de baixio, Luizão et al. (2007b) não observaram diferenças no acúmulo e na decomposição da serapilheira entre as florestas. Segundo os autores, isso foi devido à lixiviação do carbono acumulado sobre o solo por intensos eventos de precipitação e alagamento nas florestas de baixio (LUIZÃO et al., 2007b). É possível também que a serapilheira esteja sendo depositada em sub-superfície ao longo dos eventos periódicos de alagamento (F. J. LUIZÃO, comunicação pessoal), processo que pode levar a formação de novos solos no fundo dos igarapés (CHAUVEL et al., 1996).

Assim, além de o período de alagamento relativamente longo impedir a deposição das folhas sobre o solo das florestas de terra firme, ao final desse período, o escoamento da água e as chuvas também contribuíram remoção de parte dos resíduos da serapilheira. Como resultado, os estoques de serapilheira nas florestas alagáveis foi menor após o alagamento. No caso das florestas controle, a redução semelhante indicou que a maior velocidade de decomposição foi um mecanismo mais importante na acumulação de serapilheira que a deposição a partir da cobertura vegetal.

Para os estoques dos nutrientes, o maior aporte foliar de N, Ca, K e Mg no período alagado poderia aumentar os estoques desses nutrientes nas florestas controle e também nas florestas alagáveis, caso as folhas estivessem sendo depositadas no fundo do igarapé. Nas florestas controle, o aumento do estoque seria evidente para o K e o Mg que tenderam a se acumular ao final da decomposição no período alagado. No entanto, a semelhança nos estoques dos nutrientes antes e após o alagamento indicou que a acumulação dos nutrientes é regida pelos mesmos mecanismos que atuam na serapilheira, tanto nas florestas alagáveis e como nas florestas controle. Para o Mg, os menores estoques nas florestas alagáveis resultaram da menor deposição desse nutriente nessas florestas, quando comparadas às florestas controle. Para o P, os maiores estoques em ambas as florestas antes do alagamento resultaram da produção de folhas com maiores teores desse elemento ao longo dos quatro meses do período não-alagado.

5. Conclusões

O alagamento provocado pela hidrelétrica não ocasionou acúmulo de serapilheira e nutrientes sobre o solo das florestas de terra firme, apesar de reduzir substancialmente a velocidade de decomposição e potencializar a produção de serapilheira, sobretudo devido a uma maior produção de folhas, como previsto. Essa maior produção de serapilheira pode retardar a evolução das florestas de terra firme, pois resultou em maiores perdas de nutrientes, em especial de P. Apesar disso, as árvores reduziram os teores foliares dos elementos quando estavam alagadas, possivelmente para evitar um colapso na biomassa florestal. Esse mecanismo foi mais evidente para o P, pois florestas tropicais são bastante limitadas por esse elemento.

Além disso, a produção primária três vezes maior durante o alagamento deve aumentar a produção líquida de carbono, já que cerca de metade da massa de serapilheira é constituída de C. Nesse sentido, a criação de hidrelétricas em florestas de terra firme pode ter efeito potencial sobre a dinâmica do C na Amazônia, já que os períodos de águas altas e baixas nos reservatórios acontecem de maneira inversa à sazonalidade das chuvas. Todo o C produzido no período alagado será liberado na rápida decomposição da serapilheira que acontece no período não-alagado seguinte, quando inicia a estação chuvosa. Isso deve aumentar as emissões de C nas florestas, pois a liberação de C acompanha a perda de massa da serapilheira e, em estações chuvosas, as florestas tropicais da Amazônia liberam maior quantidade de C.

6. Referências Bibliográficas

- ADIS, J. Programa mínimo para análises de ecossistemas: Artrópodos terrestres em florestas inundáveis da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 7(2): 223-229, 1977.
- ADIS, J. Estratégias de sobrevivência de invertebrados terrestres em florestas inundáveis da Amazônia Central: uma resposta à inundação de longo período. **Acta Amazonica**, 1(27): 43-54, 1997.
- ANDRADE, A. G.; CABALLERO, S. S. U.; FARIA, A. M. **Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais**. Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos, Documentos n. 13, 1999. 22p.
- ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; METCALFE, D. B.; SILVA-ESPEJO, J. E.; JIMÉNEZ, E.; NAVARRETE, D.; ALMEIDA, S.; COSTA, A. C. L.; SALINAS, N.; PHILLIPS, O. L.; ANDERSON, L. O.; ALVAREZ, E.; BAKER, T. R.; GONCALVEZ, P. H.; HUAMÁN-OVALLE, J.; MAMANI-SOLÓRZANO, M.; MEIR, P.; MONTEAGUDO, A.; PATIÑO, S.; PEÑUELA, M. C.; PRIETO, A.; QUESADA, C. A.; ROZAS-DÁVILA, A.; RUDAS, A.; SILVA JR, J. A.; VÁSQUEZ, R. Above- and below-ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils. **Biogeosciences**, 6: 2759–2778, 2009. www.biogeosciences.net/6/2759/2009/
- BAKER, T. T.; LOCKABY, B. G.; CONNER, W. H.; MEIER, C. E.; STANTURF, J. A.; BURKE, M. K. Leaf litter decomposition and nutrient dynamics in four southern forested floodplain communities. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 65: 1334–1347, 2001.
- BARBOSA, R. I.; FEARNSIDE, P. M. Carbon and nutrient flows in a Amazonia Forest: Fine litter production and composition at Apiaú, Roraima, Brazil. **Tropical Ecology**, 37(1): 115-125, 1996.
- BOCOCK, K. L.; GILBERT, O. J. W. The disappearance of litter under different woodland conditions. **Plant and Soil**, 9(2): 179-185, 1957.
- CAMARGO, F. A. O.; SANTOS, G. A.; ZONTA, E. Alterações eletroquímicas em solos inundados. **Ciência Rural**, 29(1): 171-180, 1999.
- CAMARGO, F. A. O.; ZONTA, E.; SANTOS, G. A.; ROSSIELLO, R. O. P. Aspectos fisiológicos e caracterização da toxidez de ácidos orgânicos voláteis em plantas. **Ciência Rural**, 31(3): 523-529, 2001.
- CHAMBERS, J. Q.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; HIGUCHI, N. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in Central Amazon forest. **Forest Ecol. Manag.** 152: 73-84, 2001.
- CHAUVEL, A.; WALKER, I.; LUCAS, Y. Sedimentation and pedogenesis in a Central Amazonian black water basin. **Biochemistry** (Easton), 33: 77-95, 1996.
- CHAVE, J.; NAVARRETE, D.; ALMEIDA, S.; ÁLVAREZ, E.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BONAL, D.; CHÂTELET, P.; SILVA-ESPEJO, J. E.; GORET, J. Y.; VON HILDEBRAND, P.; JIMÉNEZ, E.; PATIÑO, S.; PEÑUELA, M. C.; PHILLIPS, O. L.; STEVENSON, P.; MALHI, Y. Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. **Biogeosciences**, 7: 43–55, 2010.
- CHEN, H.; QUALLS, R. G.; BLANK, R. R. Effect of soil flooding on photosynthesis, carbohydrate partitioning and nutrient uptake in the invasive exotic *Lepidium latifolium*. **Aquatic Botany**, 82: 250–268, 2005.
- CLEVELAND, C. C.; REED, S. C.; TOWNSEND, A. R. Nutrient regulation of organic matter decomposition in a Tropical Rain Forest. **Ecology**, 87(2): 492-503, 2006.
- COLLI, S.; PURGATTO, E. Etileno. In: Kerbauy, G. B. **Fisiologia Vegetal**. 2.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 2008. p.271-294.
- CONCEICAO, P. N. Alguns aspectos ecofisiológicos da floresta tropical úmida de terra firme. **Acta Amazonica**, 7(2): 157-178, 1977.

COUTO-SANTOS, F. R.; LUIZÃO, F. J. Fine litter accumulation in Central Amazonian Tropical Rainforest canopy. **Acta Amazonica**, 40(4): 781- 786, 2010.

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

DAT, J. F.; CAPELLI, N.; FOLZER, H.; BOURGEADE, P.; BADOT, P. Sensing and signalling during plant flooding. **Plant Physiology and Biochemistry**, 42: 273-282, 2004. doi:10.1016/j.plaphy.2004.02.003

DOFF SOTTA, E.; MEIR, P.; MALHI, Y.; NOBRE, A D.; HODNETT, M.; GRACE, J. Soil CO₂ efflux in a tropical forest in the central Amazon. **Global Change Biology**, 10: 601-617, 2004. doi:10.1111/j.1529-8817.2003.00761.x

FEARNSIDE, P. M. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of greenhouse gases. **Environmental Conservation**, 22(1): 7-19, 1995.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates and Consequences. **Conservation Biology**, 19(3): 680-688, 2005a.

FEARNSIDE, P. M. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. **Environmental Management**, 35(1): 1-19, 2005b.

FEARNSIDE, P.M. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's hydroelectric development of Xingu river basin. **Environmental Management**, xx(x), 1-13, 2006.

FERREIRA, C. S.; PIEDADE, M. T. F.; FRANCO, A. C.; GONÇALVES, J. F. C.; JUNK, W. J. Adaptive strategies to tolerate prolonged flooding in seedlings of floodplain and upland populations of *Himatanthus sucuuba* a Central Amazon tree. **Aquatic Botany**, 90: 246–252, 2009. doi:10.1016/j.aquabot.2008.10.006

FERREIRA, C. S.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J.; PAROLIN, P. Floodplain and upland populations of Amazonian *Himatanthus sucuuba*: Effects of flooding on germination, seedling growth and mortality. **Environ. Exp. Bot.**, 60: 477-483, 2007.

FERREIRA, C. S.; PIEDADE, M. T. F.; PAROLIN, P.; BARBOSA, K. M. Tolerância de *Himatanthus sucuuba* Wood. (Apocynaceae) ao alagamento na Amazônia Central. **Acta bot. bras.**, 19(3): 425-429. 2005.

FYLLAS, N. M.; PATIÑO, S.; BAKER, T. R.; BIELEFELD-NARDOTO, G.; MARTINELLI, L. A.; QUESADA, C. A.; PAIVA, R.; SCHWARZ, M.; HORNA, V.; MERCADO, L. M.; SANTOS, A.; ARROYO, L.; JIMÉNEZ, E. M.; LUIZÃO, F. J.; NEILL, D. A.; SILVA, N.; PRIETO, A.; RUDAS, A.; SILVIERA, M.; VIEIRA, I. C.; G.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MALHI, Y.; PHILLIPS, O. L.; LLOYD, J. Basin-wide variations in foliar properties of Amazonian forest: phylogeny, soils and climate, **Biogeosciences**, 6: 2677–2708, 2009.

GONÇALVES, J. F. C.; MELO, E. G. F.; SILVA, C. E. M.; FERREIRA, M. J.; JUSTINO, G. C. Estratégias no uso da energia luminosa por plantas jovens de *Genipa spruceana* Steyererm submetidas ao alagamento. **Acta Botanica Brasilica** 26(2): 391-398, 2012

GREENBERG, J. P. **LBA-ECO TG-02 Biogenic VOC Emissions from Brazilian Amazon Forest and Pasture Sites**. Data set. Available on-line [http://daac.ornl.gov] from Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A. 2012. <http://dx.doi.org/10.3334/ORNLDAAAC/1110>

HAAG, H. P. **Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais**. Campinas: Cargill, 1985. 144p.

HAUGAASEN, T.; PERES, C. A. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purús region of central Amazonia, Brazil. **Acta Amazonica**, 36(1): 25-36, 2006.

HE, C. J.; MORGAN, P. W.; DREW, M. C. Transduction of an ethylene signal is required for cell death and lysis in the root cortex of maize during aerenchyma formation induced by hypoxia. **Plant Physiology**, 112: 463–472, 1996.

HOOK D. D. Adaptations to flooding with fresh water. In: Kozłowski T. T. (ed) **Flooding and plant growth**. Orlando: Academic Press 1984. p. 265–294.

JUNK, W. J.; MELLO, J A. N. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. **Tübinger Geographische Studien**, 95: 367-385, 1987.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. An Introduction to South American Wetland Forests: Distribution, Definitions and General Characterization. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (eds). **Amazonian Floodplain: Forests Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management**. Ecological studies, v.210. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer. 2010. [doi:10.1007/978-90-481-8725-6](https://doi.org/10.1007/978-90-481-8725-6)

KEMENES, A.; FORSBERG, B. R.; MELACK, J. M. Methane release below a tropical hydroelectric dam. **Geophysical Research Letters**, 34: 1-5, 2007.

KERN, J.; KREIBICH, H.; KOSCHORRECK, M.; DARWICH, A. Nitrogen Balance of a Floodplain Forest of the Amazon River: The Role of Nitrogen Fixation. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (eds). **Amazonian Floodplain: Forests Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management**. Ecological studies, v.210. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer. 2010. p.106-126. [doi:10.1007/978-90-481-8725-6](https://doi.org/10.1007/978-90-481-8725-6)

LAURANCE, W. F.; ALBERNAZ, A. K. M.; FEARNSIDE, P. M.; VASCONCELOS, H. L.; FERREIRA, L. V. Deforestation in Amazonia. **Science**, 304: 1109-1111, 2004.

LBA-DIS. **Programa de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia**. 2013.

LIMA, H. N.; MELLO, J. W. V.; SCHAEFER, C. E. G. R.; KER, J. K. Dinâmica da mobilização de elementos em solos da Amazônia submetidos à inundação. **Acta Amazonica**, 35(3): 317-330, 2005.

LUIZÃO, F. J. Litter production and mineral element input to the forest floor in a central Amazonian forest. **GeoJournal**, 19: 407-417, 1989.

LUIZÃO, F. J.; LUIZÃO, R. C.C.; PROCTOR, J. Soil acidity and nutrient deficiency in central Amazonian heath forest soils. **Plant Ecology**, 192: 209-224, 2007a. [DOI 10.1007/s11258-007-9317-6](https://doi.org/10.1007/s11258-007-9317-6)

LUIZÃO, F. J.; SCHUBART, H. O. R. Produção de decomposição de liteira em floresta de terra firme da Amazônia Central. **Acta Limnol. Brasil**. 1: 575-600, 1986.

LUIZÃO, R. C. C.; LUIZÃO, F. J.; PAIVA, R. Q.; MONTEIRO, T. F.; SOUSA, L. S.; KRUIJT, B. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian Forest. **Global Change Biology**, 10: 592-600, 2004.

LUIZÃO, R. C.C.; LUIZÃO, F. J.; PROCTOR, J. Fine root growth and nutrient release in decomposing leaf litter in three contrasting vegetation types in central Amazonia. **Plant Ecology**, 192: 225-236, 2007b. [DOI 10.1007/s11258-007-9307-8](https://doi.org/10.1007/s11258-007-9307-8)

MALHI, Y.; BAKER, T. R.; PHILLIPS, O. L.; ALMEIDA, S.; ALVAREZ, E.; ARROYO, L.; CHAVE, J.; CZIMCZIK, C. I.; DI FIORI, A.; HIGUCHI, N.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F.; LEWIS, S. L.; MONTOYA, L. M. M.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D. A.; VARGAS, P. N.; PATIÑO, S.; PITMAN, N. C. A.; QUESADA, C. A.; SALOMÃO, R.; SILVA, J. N. M.; LEZAMA, A. T.; MARTÍNEZ, R. V.; TERBORGH, J.; VINCETI, B.; LLOYD, J. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots, **Global Change Biology**, 10: 563–591, 2004.

MARTINS, F. R.; MATTHES, L. A. F. Respiração edáfica e nutrientes na Amazônia: Floresta arenícola, campinarana e campina. **Acta Amazonica**, 8(2): 233-244, 1978.

MASON, C. F. **Decomposition**. Temas de Biologia, v.18. São Paulo: EPU, 1980. 64p.

MENEZES, C. E. G.; CORREIRA, M. E. F.; PEREIRA, M. G.; BATISTA, I.; RODRIGUES, K. M.; COUTO, W. H.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, I. P. Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual e pastagem mista em Pinheiral (RJ). **Rev. Brasileira de Ciência do Solo**, 33: 1647-1656, 2009.

MOÇO, M. K. S.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; CORREIA, M. E. F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região Norte Fluminense. **Rev. Brasileira de Ciência do Solo**, 29: 555-564, 2005.

MONTEIRO, M. T. F.; OLIVEIRA, S. M.; LUIZÃO, F. J.; CANDIDO, L. A.; ISHIDA, F. Y.; TOMASELLA, J. Dissolved organic carbon concentration and its relationship to electrical conductivity in the waters of a stream in a forested Amazonian blackwater catchment. **Plant Ecology & Diversity** (Print), 2013.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, 44: 322-331, 1963.

PAROLIN, P.; WALDHOFF, D.; PIEDADE, M. T. F. Fruit and Seed Chemistry, Biomass and Dispersal. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (eds). **Amazonian Floodplain: Forests Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management**. Ecological studies, v.210. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer. 2010b. doi:10.1007/978-90-481-8725-6

PAROLIN, P.; WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J. Tree Phenology in Amazonian Floodplain Forests. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (eds). **Amazonian Floodplain: Forests Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management**. Ecological studies, v.210. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer. 2010a. doi:10.1007/978-90-481-8725-6

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, 11: 1633–1644, 2007.

PEREIRA, G. H. A.; PEREIRA, M. G. P.; ANJOS, L. H. C.; AMORIM, T. A.; MENEZES, C. E. G. Decomposição da serrapilheira, diversidade e funcionalidade de invertebrados do solo em um fragmento de floresta Atlântica. **Bioscience Journal** (aceito) 2014.

PIMENTA, J. A.; ORSI, M. M.; MEDRI, M. E. Aspectos morfológicos e fisiológicos de *Coleus blumei* Benth. submetido à inundação e à aplicação de ethrel e cobalto. **Rev. Bras. Biol.**, 53(4): 427-433, 1994.

PRANCE, G. T. A. Notes on the vegetation of Amazonia. III. Terminology of Amazonian forest types subjected to inundation. **Brittonia**, 31, 26-38, 1979.

QUESADA, C. A.; LLOYD, J.; ANDERSON, L. O.; FYLLAS, N. M.; SCHWARZ, M.; CZIMCZIK, C. I. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. **Biogeosciences**, 8: 1415-1440, 2011. www.biogeosciences.net/8/1415/2011/

QUESADA, C. A.; LLOYD, J.; SCHWARZ, M.; PATIÑO, S.; BAKER, T. R.; CZIMEZIK, C.; FYLLAS, N. M.; MARTINELLI, L.; NARDOTO, G. B.; SCHMERLER, J.; SANTOS, A. J. B.; HODNET, M. G.; HERRERA, R.; LUIZÃO, F. J.; ARNETH, A.; LLOYD, G.; DEZZEO, N.; HILKE, I.; KUHLMANN, I.; RAESSLER, M.; BRAND, W. A.; GEILMANN, H.; MORAES FILHO, J. O.; CARVALHO, F. P.; ARAUJO FILHO, R. N.; CHAVES, J. E.; CRUZ JUNIOR, O. F.; PIMENTEL, T. P.; PAIVA, R. Variations in chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their genesis, **Biogeosciences**, 7: 1515–1541, 2010.

REZENDE, C. P.; CANTARUTTI, R. B.; BRAGA, J. M.; GOMIDE, J. A.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; TARRE, R.; MACEDO, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; CADISCH, G.; GILLER, K. E.; BODDEY, R. M. Litter deposition and disappearance

in *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 54: 99-112, 1999.

SALESKA, S. R.; MILLER, S. D.; MATROSS, D. M.; GOULDEN, M. L. WOFSY, S. C.; ROCHA, H. R.; CAMARGO, P. B.; CRILL, P.; DAUBE, B. C.; FREITAS, H. C.; HUTYRA, L.; KELLER, M.; KIRCHHOFF, V.; MENTON, M.; MUNGER, J. W.; PYLE, E. H.; RICE, A. H.; SILVA, H. Carbon in Amazon Forests: Unexpected Seasonal Fluxes and Disturbance-Induced Losses. **Science**, 302: 1554-1557, 2003. [doi:10.1126/science.1091165](https://doi.org/10.1126/science.1091165)

SANTOS-JÚNIOR, U. M. **Fisiologia e indicadores de estresse em árvores: estado nutricional, trocas gasosas e desempenho fotossintético em espécies arbóreas crescendo em ambientes alagados na Amazônia Central**. (Tese de Doutorado). INPA: Manaus, 2008. 161p.

SCHÖNGART, J.; WITTMANN, F.; WORBES, M. Biomass and Net Primary Production of Central Amazonian Floodplain Forests. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (eds). **Amazonian Floodplain: Forests Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management**. Ecological studies, v.210. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer. 2010. doi:10.1007/978-90-481-8725-6

SCORIZA, R. N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D. L.; SILVA, E. M. R. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Série Técnica (Floresta e Ambiente)**, 2(2): 01-18, 2012.

SCOTT, D. A.; PROCTOR, J.; THOMPSON, J. Ecological studies on lowland evergreen rain forest on Maracá Island. Roraima. Brazil. II. Litterfall and nutrient cycling. **Journal of Ecology**, 80: 705-717, 1992.

SMITH K. A., RUSSELL R. S. Occurrence of ethylene and its significance in anaerobic soil. **Nature**, 222: 769-771, 1969.

SOUZA, R.; CAMARGO, F. A. O.; VAHL, L. C. Solos alagados. In: Meurer, E. J. (ed.) **Fundamentos de Química do solo**. 4ed. Viçosa: SBCS, 2010. p.171-195.

SOUZA, R. O.; VAHL, L. C.; OTERO, X. L. Química dos solos alagados. In: Melo, V. F.; Alleoni, L. R. F. (eds.) **Química e Mineralogia do solo**. v.2 aplicações. Viçosa: SBCS, 2009. p.485-527.

STARK, N. M.; JORDAN, C. F. Nutrient Retention by the Root Mat of an Amazonian Rain Forest. **Ecology**, 59(3): 434-437, 1978.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant Physiology**, 5.ed. Sunderland: Sinauer Associates Inc, 2010. 782p.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Boletim técnico, n.5. 2.ed. Porto Alegre: UFRS. 174p. 1995.

THOMAS, R. J.; ASAKAWA, N. M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. **Soil Biol. & Biochem.**, 25: 1351-1361, 1993.

TOPA, M. A.; CHEESEMAN, J. M. P uptake and transport to shoots in *Pinus serotina* seedlings under aerobic and hypoxic growth conditions. **Physiol. Plant**, 87: 125-133, 1993.

UNGER, M. I.; MOTAVALLI, P. P.; MUZIKA, R. M. Changes in soil chemical properties with flooding: A field laboratory approach. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 131: 105-110, 2009.

VITOUSEK, P. M. Nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology**, 65(1): 285-198, 1984.

WALKER, I. Sobre a ecologia e a biologia da decomposição matéria orgânica em águas amazônicas. **Acta Limnol. Brasil.**, 1: 557-573, 1986.

WATERLOO, M. J.; OLIVEIRA, S. M.; DRUCKER, D. P.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; HODNETT, M. G.; LANGEDIJK, I.; JANS, W. W. P.; TOMASELLA, J.; ARAÚJO, A. C.; PIMENTEL, T. P.; J. C. M. ESTRADA. Export of organic carbon in run-off from an Amazonian rainforest blackwater catchment. **Hydrol. Process**, 20: 2581–2597, 2006. DOI: 10.1002/hyp.6217

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; BRITO, J. M.; WITTMANN, A. O.; PIEDADE, M. T. F.; PAROLIN, P.; JUNK, W. J.; GUILLAUMET, J. L. **Manual of trees from Central Amazonian varzea floodplains: taxonomy, ecology and use**. Manaus: Editora INPA. 2010. 286p.

ZANCHI, F. B.; WATERLOO, M. J.; DOLMAN, A. J.; GROENENDIJK, M.; KESSELMEIER, J.; KRUIJT, B.; BOLSON, M. A.; LUIZÃO, F. J.; MANZI, A. O. Influence of drainage status on soil and water chemistry, litter decomposition and soil respiration in central Amazonian forests on sandy soils. **Ambi-Agua**, 6(1): 6-29, 2011.

CAPÍTULO II

QUÍMICA DO SOLO DE FLORESTAS DE TERRA FIRME ALAGADAS POR HIDRELÉTRICA NA AMAZÔNIA CENTRAL

RESUMO

A implantação de hidrelétricas na bacia Amazônica substituiu extensas florestas de terra firme por áreas alagadas. Nessas áreas, a variação hídrica faz com que as florestas adjacentes se tornem alagadas. Isso altera o estado de oxirredução do solo e deve influenciar a disponibilidade dos elementos para essas florestas. Essa pesquisa avaliou como uma usina hidrelétrica na bacia Amazônica altera atributos químicos do solo de florestas de terra firme na Amazônia Central. No período em que o reservatório estava cheio, o nível da água nos igarapés nas florestas adjacentes se elevou e alagou as florestas de terra firme de suas margens. O alagamento tornou o solo mais ácido e reduziu os teores de C-orgânico, mas aumentou a disponibilidade de N, P, K, Ca, Mg e Na em curto prazo. Em longo prazo, o alagamento reduziu a acidez do solo e a disponibilidade de Na e K, mas aumentou as perdas de C-orgânico e N ao longo dos ciclos de alagamento a que os solos são submetidos desde a criação da hidrelétrica. Nesse sentido, a criação de usinas hidrelétricas na Amazônia, em longo prazo, altera a dinâmica do C e do N no solo, que devem ser perdidos para a atmosfera na forma de CO₂ e N₂O. Isso, associado à menor assimilação de C pela floresta quando está alagada, somado às emissões massivas e contínuas de gases estufa a partir dos reservatórios, em maior escala, poderá contribuir para as mudanças do clima no planeta.

Palavras-chave: Floresta tropical, impacto ambiental, atributos químicos do solo.

ABSTRACT

Upland tropical rain forests have been flooded due to the implantation of hydroelectric dam in the Amazon basin. In these areas, the water level variation too floods periodically the adjacent forests. This should influence the soil oxidation status and may alter the soil elements available in these forests. This research demonstrated how a hydroelectric dam in the Amazon basin alter soil chemical properties of upland forests in Central Amazonia. In the period when the reservoir is filled, the streams level increase and flood the adjacent upland forests. In short term, the flooding the soil more acid and reduced the levels of organic C, increased the N, P, K, Ca, Mg and Na availability. In the long term, flooding reduced the acidity of the soil and the Na and K availability, increased losses of organic C and N. This condition is noticed since when the soils were subjected to the flooding by the hydroelectric power plant. In this sense, the hydroelectric dams in the Amazon, in the long term, changes the dynamics of organic C and N in the soil, which is lost to the atmosphere as CO₂ and N₂O. This, coupled with lower assimilation and C while the forest is flooded, added to the emissions of greenhouse gases from the reservoirs, in a larger scale, could contribute to climate change on the planet.

Key words: Tropical Rain Forest, Environmental impact, Soil chemical properties.

1. Introdução

A maior parte da bacia Amazônica é ocupada por florestas de terra firme sempre verde que não são sujeitas ao alagamento ocasionado pelos grandes rios (CONCEIÇÃO, 1977; HAUGAASEN e PERES, 2006). Apesar de essas florestas ocuparem maior parte da Amazônia, sua área de cobertura tem sido reduzida devido a mudanças no uso da terra, incluindo a implantação de usinas hidrelétricas (FEARNSIDE, 2005; 2006). A implantação de usinas hidrelétricas na bacia Amazônica ocasiona perda imediata de extensas áreas de florestas de terra firme que são substituídas por áreas alagadas permanentemente nos reservatórios (JUNK e MELO, 1987; KEMENES et al., 2007). Além disso, a variação no nível da água nessas áreas alaga florestas de terra firme adjacentes (SANTOS-JÚNIOR, 2008; GONÇALVES et al., 2012). Dessa forma, a criação de hidrelétricas na Amazônia reduz a extensão das florestas de terra firme ao mesmo tempo em que aumenta a proporção de áreas que são submetidas a alagamento.

Durante o alagamento, a água preenche os poros do solo e o oxigênio remanescente é consumido por organismos aeróbios (DAT et al., 2004; SOUZA et al., 2009). Como resultado, alguns dias após o início do alagamento, a disponibilidade de oxigênio no solo se torna muito baixa e até indisponível em camadas sub-superficiais (CAMARGO et al., 1999; UNGUER et al., 2009; SOUZA et al., 2010). A baixa disponibilidade de O₂ estimula a atividade de organismos anaeróbios que realizam uma decomposição mais lenta da matéria orgânica (DAT et al., 2004). Isso favorece a acumulação de carbono no solo (UNGER et al., 2009). Além desse efeito, a ausência do O₂ também ocasiona a redução de óxidos de Fe e Mn e das formas de N (CAMARGO et al., 1999; LIMA et al., 2005; UNGER et al., 2009). Essas reações ocorrem mediante consumo líquido de íons de H, o que eleva o pH do solo (CAMARGO et al., 1999; SOUZA et al., 2009). Além disso, as formas de N reduzidas são volatilizadas para atmosfera e há uma maior mobilização de bases e outros íons para a solução do solo (LIMA et al., 2005; UNGER et al., 2009; SOUZA et al., 2009). No entanto, esses elementos podem ser perdidos por lixiviação ou translocação no perfil do solo durante o alagamento (LIMA et al., 2005). Assim, o alagamento de florestas de terra firme na Amazônia, devido à criação de hidrelétricas, deve alterar a dinâmica do carbono e do nitrogênio, ao mesmo tempo em que reduz a acidez e a disponibilidade de bases e outros elementos no solo.

O planejamento de infra-estrutura do governo brasileiro (*Plano de Aceleração do crescimento* - PAC) prevê a construção de inúmeras hidrelétricas na bacia Amazônica, que inundarão cerca de 100.000 km² da floresta (JUNK e MELO, 1987; FEARNSIDE, 1995; 2005; 2006). Adicionalmente essas hidrelétricas alagarão periodicamente outras florestas de terra firme adjacentes (GONÇALVES et al., 2012). Nesse sentido, essa pesquisa demonstrou como o alagamento por uma hidrelétrica na bacia Amazônica altera a química do solo de florestas de terra firme. A hipótese foi que o alagamento altera a acidez e a dinâmica dos elementos no solo dessas florestas em curto e longo prazo.

2. Material e Métodos

2.1. Delineamento e amostragem

Para avaliar o efeito do alagamento sobre a química do solo das florestas de terra firme, 10 sítios de amostragem foram alocados em florestas situadas às margens direita e/ou esquerda de igarapés da Reserva (igarapé Tucumari e igarapé da Pedra). Os igarapés tiveram extensão total de 3,5 km. Dez pontos foram sorteados nesse intervalo de distância (0-3,5 km) para alocação dos sítios de amostragem. Como a extensão dos igarapés foi diferente, sete sítios foram alocados nas florestas às margens do maior igarapé (Tucumari, 2,2 km) e três sítios foram alocados nas florestas às margens do menor igarapé (igarapé da Pedra, 1,3 km). A distância mínima em linha reta entre os sítios de amostragem foi 0,16 km. Cada sítio foi composto por dois pontos, um na margem do igarapé, em floresta de terra firme que é submetida ao alagamento (floresta alagável), e o outro em floresta de terra firme que não é atingida por esse impacto (floresta controle), situado a 20 m da floresta alagável. A distância máxima de 20 m foi definida, pois foi suficiente para amostrar as diferentes condições (alagável e não-alagável) e, ao mesmo tempo, atenuar variações naturais na vegetação e em condições físicas e químicas do ambiente. Assim, foram alocados 20 pontos de amostragem, sendo 10 em florestas de terra firme alagáveis e 10 de florestas controle (Figura 15).

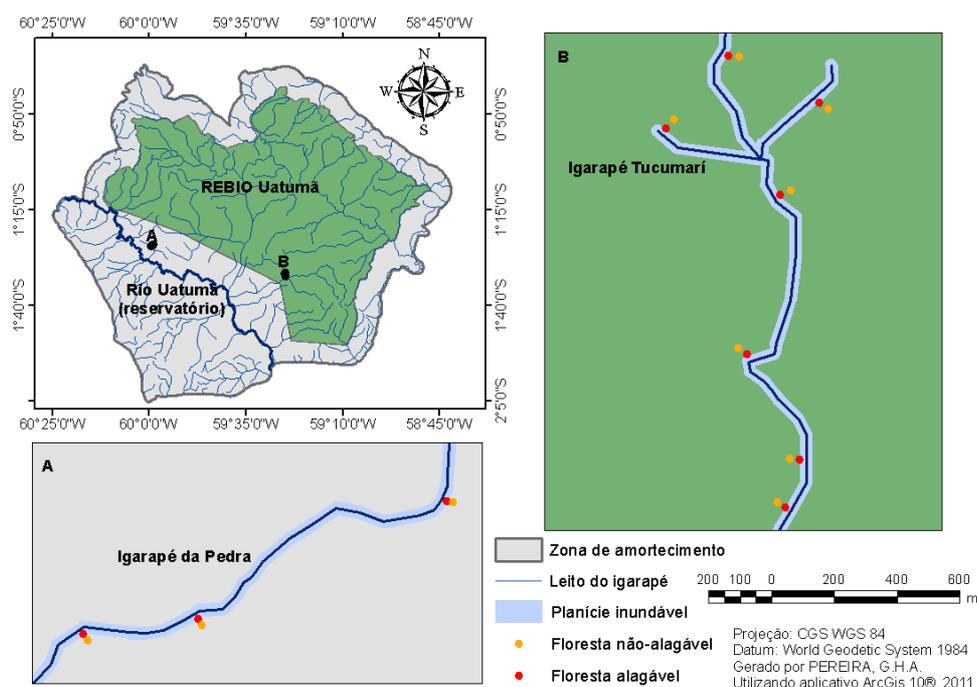


Figura 15. Distribuição dos sítios para avaliar o impacto do alagamento da hidrelétrica de Balbina a sobre atributos químicos do solo de florestas de terra firme na Reserva Biológica do Uatumã (REBIO Uatumã), Amazônia Central, Brasil.

Foram realizadas duas coletas de solo, um mês imediatamente antes do início de um período de alagamento (março de 2012), e a outra um mês após o fim de um período de alagamento (novembro de 2011). Para amostragem dos solos, mini-trincheiras foram abertas em cada ponto. Amostras compostas de terra foram coletadas para avaliação granulométrica e de atributos químicos do solo nas profundidades 0-0,05; 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m. Cada amostra de terra foi composta de três amostras simples, em cada profundidade (Figura 16).



Figura 16. Coleta de amostras de terra em florestas de terra firme alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central, Brasil.

2.2. Análises físicas e químicas

As amostras de terra foram secadas ao ar. Posteriormente, as amostras foram destorroadas e passadas por peneira com 2 mm de abertura para obtenção de terra fina (EMBRAPA 2009). As amostras de terra fina foram submetidas à análise granulométrica para quantificação dos teores de argila, areia e silte entre as florestas de terra firme, pois a textura do solo pode influenciar a dinâmica dos elementos no solo. O teor de argila foi determinado na suspensão, pelo método da pipeta; as frações de areia fina e grossa foram separadas por tamisação, em peneiras de malhas 0,2 e 0,053 mm de abertura, respectivamente; e o silte foi obtido por diferença (EMBRAPA, 2009).

Posteriormente, as amostras de terra fina foram submetidas a análises para determinação dos teores de carbono orgânico e nitrogênio totais. Após digestão sulfúrica das amostras de terra fina, os teores de C foram obtidos por oxidação da matéria orgânica do solo via úmida (YEOMANS e BREMNER, 1988) e os teores de N, por oxidação úmida em destilação por arraste a vapor (TEDESCO et al., 1995). As amostras de terra fina também foram submetidas a análises para determinação da acidez ativa (pH em água) e alumínio trocável (Al^{3+}); fósforo assimilável (P); e teores de bases trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+). O pH do solo foi determinado em potenciômetro; os teores de Al^{3+} foram obtidos por volumetria com hidróxido de sódio (NaOH); o P foi determinado por espectrofotometria; os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , por volumetria de complexação com ácido etilenodiamino-tetracético (EDTA); e os teores de Na^+ e K^+ , por fotometria de chama (EMBRAPA, 2009).

2.3. Análise dos dados

O desenho amostral simulou um delineamento experimental inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x2, com duas florestas (alagável e controle) e duas épocas (antes e após alagamento), tendo dez repetições por tipo de floresta por época. Quando a distribuição dos erros não foi normal ou as variâncias não foram homocedásticas, os dados foram transformados (raiz quadrada, inversa e logaritmo-ln). As diferenças nos teores de argila, areia e silte entre as florestas alagáveis e as florestas controle foram testadas por teste *t* pareado ($n=10$; $p<0,05$). Para avaliar o efeito do alagamento sobre a química do solo, os atributos químicos foram comparados entre as florestas e as épocas por análise de variância (ANOVA) com medidas repetidas ($n=10$; $p<0,05$). A época foi considerada variável explicativa e as florestas em cada época foram consideradas medidas repetidas. Diferenças nos atributos químicos do solo nas florestas alagáveis entre as épocas (antes e após alagamento) serão consideradas efeito de curto prazo; diferenças nos atributos químicos do solo entre as florestas (alagáveis e controle) serão consideradas efeitos a longo prazo.

3. Resultados

3.1. Textura do solo

Os teores de argila, areia e silte foram semelhantes entre o solo das florestas de terra firme alagáveis e florestas controle nas diferentes camadas, à exceção da fração areia fina a 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m. Nessas camadas, os teores de areia fina foram maiores nas florestas alagáveis ($t= 5,15$; $gl= 9$; $p<0,001$; $t= 3,71$; $gl= 9$; $p<0,01$; respectivamente) (Tabela 5).

Tabela 5. Granulometria em diferentes camadas do solo de florestas de terra firme alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central.

Floresta	Argila	Areia total	Areia fina	Areia grossa	Silte
0-0,05 m					
Alagável	179±19	526±41	284±18	242±28	294±26
Controle	184±30	522±50	275±22	246±33	293±22
0,05-0,10 m					
Alagável	193±21	519±43	294±14	224±31	288±27
Controle	199±28	490±50	253±17 [†]	236±35	300±22
0,10-0,20 m					
Alagável	201±25	494±40	295±17	199±25	304±25
Controle	227±22	464±47	248±23 [†]	216±27	296±24

ep:erro-padrão da média; na: não avaliado; [†]médias, por atributo, que diferem entre os tipos de floresta em cada camada ($n=10$; Teste- t pareado, $p<0,05$).

3.2. Atributos químicos

O teor de carbono orgânico no solo das florestas de terra firme alagáveis e controle foi sempre menor após o alagamento e, em geral, diminuiu em profundidade (Tabela 6). Na camada de 0-0,05 m, o teor de C entre as florestas foi semelhante ($p>0,05$), independente da época ($p>0,05$), e diminuiu substancialmente após o alagamento ($p<0,001$). Para a camada de 0,05-0,10 m, independente da época ($p>0,05$), o teor de C foi menor nas florestas alagáveis ($p<0,01$). Entre as épocas, o teor de C diminuiu após o alagamento, sobretudo nas florestas alagáveis onde foi reduzido a menos da metade ($p<0,001$). Para a camada de 0,10-0,20 m, o teor de C também foi menor nas florestas alagáveis ($p<0,05$), independente da época ($p>0,05$), e reduziu após o alagamento em especial nas florestas alagáveis, onde o teor de C foi três vezes menor ($p<0,001$) (Tabela 6, Anexo C).

Para o N no solo, o teor em geral aumentou após o alagamento, mas diminuiu em profundidade. Na camada de 0-0,05 m, o teor de N foi menor no solo das florestas alagáveis ($p<0,05$) e, independente da floresta ($p>0,05$), o teor de N aumentou após o alagamento ($p<0,01$). Para a camada de 0,05-0,10 m, o teor de N também foi sempre menor no solo das florestas alagáveis ($p<0,01$) e, independente da floresta ($p>0,05$), o teor de N aumentou após o alagamento ($p<0,01$). Para a camada de 0,10-0,20 m, o teor de N permaneceu menor nas florestas alagáveis ($p<0,05$), mas independente da floresta ($p>0,05$), o teor de N não variou com o alagamento ($p>0,05$) (Tabela 6, Anexo C).

Tabela 6. Atributos químicos em diferentes camadas do solo de florestas de terra firme alagadas por hidrelétrica e florestas controle na Amazônia Central, antes e depois de alagamento.

Época	Floresta	C	N	pH	Al ³⁺	P	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺
		--- g kg ⁻¹ ±ep ---			cmol _c ±ep	mg kg ⁻¹ ±ep	---- cmol _c ±ep ----	-- molc dm ³ ±ep --		
0-0,05 m										
Antes	Alagável	21,0±1,0	1,27±0,18	4,33±0,04	1,33±0,07	1,3±0,2	0,13±0,02	0,23±0,07	0,50±0,01	0,42±0,03
	Controle	23,9±1,0	1,56±0,18*	4,07±0,04*	2,00±0,07*	1,7±0,2	0,21±0,02	0,27±0,07	0,73±0,01*	0,52±0,03*
Depois	Alagável	13,5±1,0 [†]	2,50±0,18 [†]	3,93±0,04 [†]	2,04±0,07 [†]	4,3±0,2 [†]	0,56±0,02 [†]	0,99±0,07 [†]	0,78±0,01 [†]	0,56±0,03 [†]
	Controle	11,8±1,0 [†]	2,58±0,18 ^{*†}	3,88±0,04 ^{*†}	2,79±0,07 ^{*†}	2,4±0,2 [†]	0,46±0,01 [†]	1,03±0,07 [†]	1,02±0,01 ^{*†}	0,71±0,03 ^{*†}
0,05-0,10 m										
Antes	Alagável	14,1±0,4	0,67±0,09	4,52±0,03	1,26±0,06	1,4±0,1	0,06±0,02	0,07±0,14	0,13±0,03	0,35±0,05
	Controle	16,3±0,4*	0,96±0,09*	4,19±0,03*	2,05±0,06*	1,4±0,1	0,06±0,02	0,13±0,14*	0,18±0,03*	0,35±0,05
Depois	Alagável	6,4±0,4 [†]	1,12±0,09 [†]	4,22±0,03 [†]	1,70±0,06 [†]	1,6±0,1	0,42±0,02 [†]	0,76±0,14 [†]	0,14±0,03 [†]	0,34±0,05
	Controle	9,1±0,4 ^{*†}	1,43±0,09 ^{*†}	3,96±0,03 ^{*†}	2,72±0,06 ^{*†}	1,2±0,1	0,47±0,02 [†]	1,05±0,14 ^{*†}	0,50±0,03 ^{*†}	0,54±0,05
0,10-0,20 m										
Antes	Alagável	11,7±0,4	0,49±0,08	4,63±0,03	1,24±0,05	1,0±0,1	0,00±0,03	0,12±0,09	0,26±0,02	0,60±0,01
	Controle	14,3±0,4*	0,79±0,08*	4,35±0,03*	1,92±0,05	1,0±0,1	0,03±0,03	0,10±0,09	0,31±0,02*	0,57±0,01
Depois	Alagável	3,4±0,4 [†]	0,68±0,08	4,46±0,03 [†]	1,54±0,05	0,9±0,1	0,43±0,03 [†]	1,00±0,09 [†]	0,05±0,02 [†]	0,33±0,01 [†]
	Controle	6,5±0,4 ^{*†}	0,79±0,08*	4,22±0,03 ^{*†}	2,52±0,05	1,1±0,1	0,38±0,03 [†]	0,72±0,09 [†]	0,28±0,02 ^{*†}	0,34±0,01 [†]

ep:erro-padrão; *médias, por atributo, que diferem entre as florestas por época em cada camada; [†]médias, por atributo, que diferem entre as épocas por tipo de floresta em cada camada (n=10; ANOVA com medidas repetidas, p<0,05).

O pH aumentou em profundidade e foi maior no solo das florestas alagáveis nas três camadas 0-0,05 ($p<0,01$), 0,05-0,10 ($p<0,01$) e 0,10-0,20 m ($p<0,05$), mas diminuiu após o alagamento ($p<0,001$) independente da floresta ($p>0,05$), nas três profundidades. A diferença de pH a 0-0,05 m entre as épocas foi de 0,2 no solo das florestas controle e de 0,4 no solo das florestas alagáveis. Entre as camadas 0-0,05 e 0,10-0,20 m, a diferença de pH antes e após o alagamento foi de 0,3 nas florestas controle, enquanto nas florestas alagáveis essa variação foi de 0,3 antes para 0,5 após o alagamento (Tabela 6, Anexo C).

O teor de Al^{3+} diminuiu em profundidade. A 0-0,05 e 0,05-0,10 m o teor de Al^{3+} foi menor no solo das florestas alagáveis ($p<0,05$) e aumentou após o alagamento ($p<0,001$) independente da floresta ($p>0,05$). Para a camada 0,10-0,20 m, o teor de Al^{3+} nas florestas alagáveis também foi menor e aumentou após o alagamento, mas não houve efeito simples desses fatores ($p<0,05$) (Tabela 6, Anexo C).

O P assimilável decresceu em profundidade e variou apenas na camada de 0-0,05 m. Nessa camada, o teor de P foi semelhante entre as florestas ($p>0,05$), mas entre as épocas dependeu da floresta ($p<0,01$). Nas florestas controle, houve ligeiro aumento do teor de P após o alagamento, enquanto nas florestas alagáveis esse aumento foi três vezes maior ($p<0,001$). Para as camadas de 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m, o teor de P foi semelhante entre as florestas e as épocas ($p>0,05$) (Tabela 6, Anexo C).

Para as bases trocáveis, os teores decresceram em profundidade, e aumentaram após o alagamento. A 0-0,05 m, os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram semelhantes entre as florestas ($p>0,05$) e aumentaram após o alagamento ($p<0,001$). O Ca^{2+} dependeu do tipo de floresta ($p<0,01$), mas o Mg^{2+} não dependeu ($p>0,05$). Nas florestas controle, o teor de Ca^{2+} duplicou após o alagamento, enquanto nas florestas alagáveis esse teor foi quase quatro vezes maior. Os teores de K^+ e o Na^+ foram menores nas florestas alagáveis ($p<0,05$) e, independente da floresta ($p>0,05$), os teores aumentaram após o alagamento ($p<0,01$; $p<0,05$; respectivamente) (Tabela 6, Anexo C).

Na camada de 0,05-0,10 m, independente da época ($p>0,05$), o teor do Ca^{2+} foi semelhante entre as florestas ($p>0,05$), mas o teor de Mg^{2+} foi menor nas florestas alagáveis ($p<0,01$). Entre as épocas, os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} aumentaram após o alagamento ($p<0,001$). O teor de K^+ foi menor nas florestas alagáveis e aumentou após o alagamento, mas não houve efeito simples dos fatores ($p<0,01$). Já o Na^+ independeu da floresta ou da época ($p>0,05$) (Tabela 6, Anexo C).

Na camada de 0,10-0,20 m, os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} também aumentaram após o alagamento ($p<0,001$), mas não diferiram entre as florestas ($p>0,05$), independente da época ($p>0,05$). O teor de K^+ foi menor nas florestas alagáveis e diminuiu após o alagamento, mas não houve efeito simples dos fatores ($p<0,01$). O teor de Na^+ também diminuiu após o alagamento ($p<0,001$), mas foi semelhante entre as florestas ($p>0,05$), independente da época ($p>0,05$) (Tabela 6, Anexo C).

4. Discussão

4.1. Dinâmica de C e N

Os menores teores de C-orgânico e N no solo das florestas de terra firme alagáveis em relação às florestas controle indicam que os eventos de alagamento periódico que ocorrem desde a criação da hidrelétrica aumentaram as perdas líquidas de C e N a partir do solo em longo prazo. Para o C, esse impacto ficou evidente também a curto prazo, pela redução imediata do teor após o alagamento. Apesar de essa redução também ocorrer no solo das florestas controle, foi duas vezes maior na camada de 0,05-0,10 m no solo das florestas alagáveis. Já para o N, o aumento no teor em todas as camadas em curto prazo indica que o alagamento exerceu efeitos distintos sobre a dinâmica do N: apesar de em longo prazo reduzir os teores de N, em curto prazo o alagamento aumentou os teores de N no solo das florestas de terra firme.

A dinâmica do C-orgânico e do N no solo é bastante relacionada ao alagamento (STOECKEL e MILLER-GOODMAN, 2001; BAKER et al., 2001; ZANCHI et al., 2011). Durante esse período, o C é mineralizado por uma via anaeróbica que, além de ser lenta, ocasiona redução do N no solo para formas que são perdidas para a atmosfera (DAT et al., 2004). Assim, o alagamento deveria favorecer a acumulação de C no solo, ao mesmo tempo em que aumenta as perdas de N (KERN et al., 1996; STOECKEL e MILLER-GOODMAN, 2001). Nesse sentido, o teor de C-orgânico no solo deveria aumentar imediatamente após o alagamento das florestas de terra firme, enquanto o teor de N deveria diminuir. Como esse padrão não ocorreu, outros mecanismos influenciados pelo alagamento, que não a mineralização do C-orgânico e as perdas de N em longo prazo, influenciaram mais fortemente a dinâmica do C e do N no solo das florestas de terra firme.

O C-orgânico no solo de florestas de terra firme na Amazônia é um balanço entre os *inputs*, principalmente via decomposição da serapilheira que é constituída de cerca de 50% de C (BARBOSA e FEARNSSIDE, 1996; CHAVE et al., 2010), e os *outputs* por lixiviação e respiração do solo (SALESKA et al., 2003; LUIZÃO et al., 2004; CLEVELAND et al., 2006). Apesar de o aporte de C via serapilheira nessas florestas ser menor quando não estão alagadas, a decomposição dessa camada é mais acelerada durante esse período (Capítulo 1). Isso contribui para o *input* de C ao solo dessas florestas. Além disso, o período sem alagamento abrangeu parte da estação chuvosa na região (GREENBERG, 2012), quando a ação da água das chuvas transfere quantidades substanciais de C-orgânico na forma de matéria orgânica dissolvida da serapilheira para o solo (CLEVELAND et al., 2006).

Com a chegada do alagamento, a serapilheira que cai sobre a água deve ser transportada como material alóctone pelo igarapé (Capítulo 1). Isso foi demonstrado em outras florestas de terra firme às margens de igarapé na Amazônia Central, onde foi relatado remoção de grandes quantidades de material sobretudo na forma de carbono orgânico dissolvido (F. J. LUIZÃO, comunicação pessoal). Nesse sentido, o *input* de C-orgânico para o solo via deposição e decomposição da serapilheira foi menor quando as florestas estavam alagadas. Além disso, os *outputs* de C-orgânico nesse período devem ter sido maiores. Quantidades substanciais de C podem ser perdidas por lixiviação durante ciclos de umedecimento e secagem do solo (BAKER et al., 2001; CLEVELAND et al., 2006; ZANCHI et al., 2011). Avaliando a dinâmica de C em florestas de terra firme na Amazônia Central, Luizão et al. (2004) relataram que os teores de C no solo de florestas de baixios que são sujeitas a eventos ocasionais de alagamento foram sempre menores que em florestas de platô, livres dessa condição. Segundo os autores, isso é devido à lixiviação que transfere grandes quantidades de C do solo para o lençol freático (LUIZÃO et al., 2004). Isso foi relatado por Zanchi et al.

(2011), que demonstraram experimentalmente a retirada de quantidades substanciais de C da superfície do solo pela elevação e o abaixamento do lençol freático em florestas de terra firme de campina nas margens de igarapés na Amazônia Central.

Além das perdas via lixiviação, os *outputs* via respiração do solo também devem ter sido maiores imediatamente após o alagamento. A regressão do alagamento ocasionou aumento nos teores de N e maior disponibilidade de K no solo das florestas de terra firme. Isso estimula as perdas de C via respiração edáfica nessas florestas (LUIZÃO et al., 2007). No caso das florestas controle, como houve maior produção de serapilheira durante o período alagado (Capítulo 1) e assim maior aporte de C ao solo (BARBOSA e FEARNSIDE, 1996; CHAVE et al., 2010), o menor teor de C-orgânico após esse período deve ser resultado de maiores *outputs* via respiração. Após o período alagado, a redução no teor de C-orgânico, acompanhada do aumento nos teores de N, possibilitou maiores relações C:N no solo dessas florestas. Isso favorece a atividade de microorganismos e aumenta as perdas de C via respiração edáfica. Nesse sentido, a redução semelhante nos teores de C-orgânico também no solo das florestas controle deve ter resultado de maiores *outputs* via respiração do solo.

Para a dinâmica do N, o padrão encontrado foi semelhante ao relatado por Luizão et al. (2004) na Amazônia Central. Os autores observaram menores teores de N na superfície do solo de florestas de terra firme em baixios sujeitos a eventos ocasionais de alagamento que nas florestas de platô livres dessa condição. A dinâmica do N no solo de florestas na Amazônia resulta dos *inputs*, via chuvas, deposição e decomposição da serapilheira e fixação biológica de N, enquanto os *outputs* ocorrem principalmente via desnitrificação, volatilização e lixiviação (CUNHA et al., 1999; LUIZÃO et al., 2004; KERN et al., 2010; ZANCHI et al., 2011). Durante o período em que as florestas estão alagadas, há maior aporte de N via serapilheira (Capítulo 1). No entanto, a serapilheira que cai na água não se acumula toda sobre o solo, pois uma quantidade considerável deve ser transportada como material alóctone pelo igarapé (Capítulo 1). Assim, maior parte do conteúdo de N aportado não atinge o solo durante o alagamento. Somado a isso, o alagamento inibe a atividade de bactérias fixadoras de N nos solos da Amazônia, o que resulta em diminuição dos *inputs* (KERN et al., 2010).

Além de o alagamento diminuir os *inputs* de N no solo, ele ocasiona maiores perdas. Luizão et al. (2004) relataram que no solo das florestas de terra firme de baixo, sujeitas a alagamento ocasional, os teores de N, em especial na forma de nitrato (NO_3^-), são menores que no solo das florestas de platô, livres dessa condição. Zanchi et al. (2011) também demonstraram experimentalmente que a elevação e o rebaixamento do lençol freático retira grandes quantidades de N da superfície do solo de florestas de terra firme. Isso acontece, pois o NO_3^- é uma forma de N móvel no solo e por isso é facilmente perdido por lixiviação (CAMARGO et al., 1999; UNGER et al., 2009; SOUZA et al., 2009). As maiores perdas ocorrem de três até cinco semanas após o início do alagamento, quando o NO_3^- que não foi perdido por lixiviação é reduzido a óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio molecular (N_2) (UNGER et al., 2009; SOUZA et al., 2009). Esses gases são volatilizados para a atmosfera de maneira proporcional à duração do período que o solo fica alagado (UNGER et al., 2009). O solo das florestas de terra firme permanece alagado durante dois a quatro meses por ano. Assim, os eventos de alagamento periódico das florestas de terra firme que ocorrem desde a criação da hidrelétrica contribuíram para redução do *input* de N ao solo, ao mesmo tempo em que ocasionaram maiores *outputs*.

Após o período alagado, o aumento dos teores de N no solo das florestas alagáveis foi um efeito indireto desse impacto sobre a dinâmica de N em curto prazo. A regressão do alagamento resultou em aumento expressivo dos teores de P, K, Ca e Na no solo. A maior disponibilidade edáfica desses elementos resulta em mineralização líquida de N no solo de florestas de terra firme na Amazônia (LUIZÃO et al., 2007). Além disso, a regressão do alagamento possibilita que as bactérias nitrificadoras voltem a fixar N (KERN et al., 2010), que em grande parte fica imobilizado no solo por microorganismos (ALFAIA, 2006). Isso resultou nos maiores teores de N no solo após o período alagado. Mas não pode ser descartada a possibilidade de deposição biológica de N. Durante o alagamento, extensos bancos de macrófitas dominam a superfície da água, algo comum em áreas naturalmente alagáveis na Amazônia (PRANCE, 1979; WALKER et al., 1986; WITTMAN et al., 2010). Essas algas têm grande conteúdo nutricional, sobretudo de N que é um elemento estrutural na clorofila abundante desses vegetais (FISHER et al., 1978). Parte dessas algas migra no fluxo do igarapé com o fim do alagamento, mas uma parte não migra e se deposita sobre o solo (WITTMAN et al., 2010). No solo elas morrem e se decompõem de maneira acelerada, com liberação rápida dos nutrientes (WALKER et al., 1986; GIMENES et al., 2010). Assim, o maior teor de N no solo das florestas alagáveis após o alagamento também deve ser resultado de deposição de resíduos de macrófitas aquáticas. No caso das florestas controle, como elas não foram atingidas pelo alagamento, o aumento semelhante resultou da maior deposição de N via serapilheira que acontece durante os quatro meses do período alagado (Capítulo 1).

Assim, o alagamento ocasionado pela criação da hidrelétrica influenciou de duas maneiras a dinâmica do N no solo das florestas de terra firme. Em curto prazo, o alagamento aumentou o teor de N no solo imediatamente após ocorrer devido à maior atividade de fixação biológica, nitrificação e mineralização líquida de N e, talvez, deposição de resíduos de macrófitas em decomposição com a regressão da água. Já em longo prazo, o alagamento ocasionou perdas substanciais de N, que é transportado como material alóctone junto à serapilheira que cai no igarapé e, sobretudo, sendo perdido para a atmosfera em contínuas emissões de gases, dentre eles o óxido nitroso. Essas perdas em longo prazo podem ser críticas para essas florestas, uma vez que o N é um elemento estrutural nos seres vivos e, assim, indispensável para sustentar a dinâmica de sua biomassa e sua diversidade biológica. Além disso, o N_2O que é produzido durante os quatro meses de cada evento de alagamento das florestas de terra firme, é um gás que causa danos à camada de ozônio e tem grande contribuição no efeito estufa.

Nesse sentido, a criação de usinas hidrelétricas na Amazônia altera a dinâmica do C e do N no solo em longo prazo, aumentando as perdas para a atmosfera nas formas de CO_2 e N_2O . No entanto, além do N_2O contribuir para destruição continuada da camada de ozônio, as emissões conjuntas e aumentadas de N_2O com o CO_2 podem contribuir para intensificação do efeito estufa. Isso, associado à redução na assimilação e de C pela floresta quando está alagada (SANTOS-JÚNIOR, 2008), às maiores emissões de C que devem ocorrer na rápida decomposição da matéria orgânica após a regressão do alagamento (Capítulo 1) e às emissões de CH_4 e CO_2 a partir dos reservatórios (FEARNSIDE, 1995; KEMENES et al., 2007; KEMENES, 2011), em maior escala, poderá contribuir para as mudanças do clima na região e até no planeta em longo prazo.

4.2. Acidez do solo

Os pH do solo de ambas as florestas está na faixa ácida relatada para outras florestas de terra firme na Amazônia Central, mas os teores de Al^{3+} foram mais altos do que já havia sido relatado (LUIZÃO et al., 2004; FALCÃO e SILVA, 2004; LIMA et al., 2005). O pH sempre maior e o teor de Al^{3+} sempre menor no solo das florestas

alagáveis em comparação às florestas controle indica que os eventos de alagamento periódico, que acontecem desde a criação da hidrelétrica, reduziram a acidez do solo das florestas de terra firme em longo prazo. Esse efeito ficou evidente na variação do pH no solo das florestas alagáveis antes e após o alagamento, especialmente, na camada superficial onde a variação foi duas vezes maior em comparação às florestas controle. Contudo, a redução do pH nas florestas alagáveis imediatamente após o alagamento, apesar de também ter ocorrido nas florestas controle, indica que o alagamento em curto prazo tornou o solo dessas florestas mais ácido.

O pH em solos que são submetidos a alagamento é controlado pelo estado de oxirredução (CAMARGO et al., 1999; UNGER et al., 2009; SOUZA et al., 2009). Com a chegada do período alagado, a disponibilidade de O_2 se torna muito baixa no solo, sobretudo em camadas sub-superficiais onde esse gás se torna ausente (CAMARGO et al., 1999; DAT et al., 2004). A ausência do O_2 em solos ácidos, como nas florestas de terra firme da Amazônia, faz com que nitratos, sulfatos e compostos de ferro (Fe) e manganês (Mn) sejam reduzidos (CAMARGO et al., 1999; LIMA et al., 2005; SOUZA et al., 2009). Essas reações envolvem consumo líquido de prótons H^+ , o que resulta em aumento do pH do solo (UNGER et al., 2009; SOUZA et al., 2010). Luizão et al. (2004) relataram que o pH do solo em florestas de terra firme de baixo, sujeitas a eventos de alagamento ocasional, é maior que em florestas de platô livres dessa condição. Isso também foi relatado por Lima et al. (2005), que demonstraram experimentalmente elevação do pH em diferentes solos amazônicos submetidos a alagamento. Nesse sentido, o maior pH no solo das florestas alagáveis que no solo das florestas controle indica que os eventos de alagamento periódico, que ocorrem desde a criação da hidrelétrica, tornaram o solo das florestas de terra firme menos ácido. No entanto, a diminuição imediata do pH após o alagamento indica que, em curto prazo, outros fatores relacionados ao alagamento atuaram no controle desse atributo.

Durante o alagamento, a decomposição da matéria orgânica submersa libera continuamente CO_2 (DAT et al., 2004; SOUZA et al., 2009). O CO_2 em solução forma ácido carbônico (H_2CO_3) que se dissocia em íons H^+ no meio aquoso (CAMARGO et al., 1999). Assim, apesar de as reações de redução no solo saturado consumirem H^+ , a produção desse próton deve ter aumentado durante o período em que os solos das florestas de terra firme estavam alagados. Como as florestas permaneceram alagadas até quatro meses, a produção de H^+ a partir da dissociação do H_2CO_3 deve ter sido grande o suficiente para reduzir o pH do solo após esse longo período. Além disso, segundo Cleveland et al. (2006), a adição conjunta de N e P no solo de florestas tropicais eleva a acidez. Nesse estudo, os teores de N e, sobretudo, de P aumentaram no solo das florestas alagáveis e controle após o período alagado. Assim, a redução do pH em ambas as florestas imediatamente após o período alagado pode estar relacionada também ao aumento nos teores de N e P. No caso específico das florestas controle, o esse aumento do pH também resultou de um maior aporte de bases via deposição e rápida decomposição da serapilheira que ocorreu no período alagado (Capítulo 1).

Em relação ao Al^{3+} , ele geralmente está associado a óxidos Fe e Mn nos solos tropicais de florestas Amazônicas (LIMA et al., 2005). Esses óxidos são solubilizados durante as condições redutoras do alagamento, o que aumenta a concentração de Fe e Mn em solução (CAMARGO et al., 1999; LIMA et al., 2005). A maior concentração desses elementos faz com que o Al^{3+} adsorvido aos colóides do solo seja deslocado para a solução (CAMARGO et al., 1999; LIMA et al., 2005). Lima et al. (2005) observaram que o aumento dos teores de Fe e Mn resultou em maior mobilização de Al^{3+} para solução em solos amazônicos submetidos a alagamento controlado. Isso resultou nos maiores teores de Al^{3+} após o alagamento. No entanto, a elevação do pH também

ocasiona precipitação do Al^{3+} junto a fosfatos, reduzindo sua disponibilidade. Isso indicou que, em curto prazo, a química do Fe e do Mn exerce maior efeito que o pH na dinâmica do Al^{3+} no solo de florestas de terra firme que são submetidas a alagamento. Já os menores teores de Al^{3+} no solo das florestas alagáveis, em comparação às florestas controle, indica que a variação periódica do pH deve exercer maior controle na dinâmica do Al^{3+} que a química do Fe e do Mn em longo prazo. Nesse sentido, os menores teores de Al^{3+} no solo das florestas alagáveis indica que ele está sendo precipitado durante os eventos de alagamento que ocorrem desde a criação da hidrelétrica.

Assim, apesar de o solo das florestas de terra firme se tornar mais ácido após o alagamento, o maior pH e o menor teor de Al^{3+} no solo das florestas de terra firme que são alagadas indicam que os eventos de alagamento periódico que ocorrem desde a criação da hidrelétrica diminuíram a acidez do solo dessas florestas. Essa condição de solo menos ácida poderia favorecer a germinação das sementes, desenvolvimento de plântulas, crescimento e evolução da floresta, caso as suas árvores fossem adaptadas ao alagamento de até quatro meses que acontece todos os anos.

4.3. Disponibilidade de P e bases trocáveis

A semelhança nos teores e P, Ca^{2+} e Mg^{2+} entre as camadas do solo das florestas de terra firme alagáveis e das florestas controle indicam que os eventos de alagamento, desde a criação da hidrelétrica, não influenciaram a disponibilidade desses elementos. O mesmo não aconteceu para o Na^+ e o K^+ , cujos teores na camada superficial do solo das florestas alagáveis foram menores que nas florestas controle. No entanto, o aumento substancial nos teores superficiais de P e das bases trocáveis, sobretudo Ca, em todas as camadas no solo das florestas alagáveis após o alagamento, apesar de também ocorrer nas florestas controle, indica que o alagamento aumentou a disponibilidade de nutrientes no solo das florestas de terra firme.

O P é um elemento que não participa diretamente de reações redox no solo (FALCÃO e SILVA, 2004; LIMA et al., 2005). No entanto, as alterações químicas que ocorrem durante o alagamento do solo influenciam diretamente a disponibilidade de P (SOUZA et al., 2010). No caso de solos tropicais, como das florestas de terra firme, o P geralmente está imobilizado em óxidos de Fe e Al (FALCÃO e SILVA, 2004). Logo, a química desses elementos determina a dinâmica do P no solo. Segundo Falcão e Silva (2004), a disponibilidade de P nos solos da Amazônia tem correlações altas e positivas com os teores de Al^{3+} . Os teores de Al^{3+} aumentaram após o alagamento, pois ele precipitou devido à menor acidez do solo das florestas alagáveis. No entanto, o Al^{3+} precipita junto ao P. Isso contribuiria para redução dos teores de P no solo das florestas alagáveis. Como isso não aconteceu, a química do Fe foi mais importante que a do Al na dinâmica do P, como sugerido por Lima et al. (2005) avaliando a dinâmica do P em solos amazônicos submetidos a alagamento.

Durante o alagamento, uma das principais reações que se processa no solo é a redução do Fe^{3+} a Fe^{2+} (SOUZA et al., 2009). No entanto, o Fe^{2+} é uma forma mais solúvel e mais móvel que o Fe^{3+} , o que aumenta sua mobilização para a solução do solo (LIMA et al., 2005; SOUZA et al., 2009). Isso foi relatado por Lima et al. (2005) em solos amazônicos submetidos a alagamento em condições controladas. Os autores observaram que os teores de Fe^{2+} aumentaram em solução ao longo do alagamento, sobretudo nas camadas superficiais do solo (LIMA et al., 2005). Como a dinâmica do P nesses solos está associada à química do Fe (FALCÃO e SILVA, 2004), a solubilização do Fe^{2+} durante o alagamento resulta em maior mobilização de P do solo para solução (LIMA et al., 2005). Lima et al. (2005) relataram que o teor e a disponibilidade de P

desenvolveram o mesmo padrão do Fe^{2+} , com o qual tiveram correlações altas e positivas. Isso contribuiu para os teores de P três vezes maiores na superfície do solo das florestas de terra firme após o alagamento. Mas deve ser considerada a possibilidade de fertilização do solo por deposição de resíduos de macrófitas aquáticas que morrem com o final do período alagado, como descrito para o N. No caso das florestas controle, já que seus solos são sujeitos ao alagamento, o ligeiro aumento do teor de P em superfície após o período alagado resultou da maior produção de folhas contendo maiores teores de P durante esse período (Capítulo 1).

Para as bases trocáveis, apesar de elas não participarem diretamente das reações de oxirredução, a dinâmica desses elementos tem influência indireta do alagamento (LIMA et al., 2005; SOUZA et al., 2010). Durante esse período, a redução do solo ocasiona maior mobilização de Fe e Mn para a solução (CAMARGO et al., 1999; LIMA et al., 2005). Esses elementos competem com as bases do solo pelos sítios de troca dos colóides, fazendo com que elas sejam deslocadas para a solução (LIMA et al., 2005; SOUZA et al. 2010). O deslocamento do Ca^{2+} e do Mg^{2+} está mais relacionado à química do Mn, e íons H^+ , enquanto a dinâmica do Na^+ e do K^+ está mais relacionada à química do Fe (LIMA et al., 2005). No entanto, esse deslocamento acelera a liberação das bases e pode ocasionar perdas por lixiviação ou translocação para camadas sub-superficiais do solo (LIMA et al., 2005). Esse processo ficou evidente para o Na^+ e o K^+ , cujos teores na camada de 0-0,05 m do solo das florestas alagáveis foram menores que nas florestas controle. O Na^+ e o K^+ são íons monovalentes e, assim, se ligam mais fracamente aos colóides do solo que o Ca^{2+} e o Mg^{2+} , que são bivalentes. Nesse sentido, o Na^+ e o K^+ são mais susceptíveis à lixiviação e translocação quando o solo é submetido a eventos de alagamento periódico. Assim, os menores teores de Na^+ e K^+ nas florestas alagáveis resultaram dos eventos de alagamento que ocorrem desde a criação da hidrelétrica, que ocasionam perdas por lixiviação ou translocação para sub-superfície no solo. No caso da translocação, esse processo deve acontecer para horizontes mais profundos, uma vez que os teores de Na^+ e K^+ até 20 cm do solo das florestas alagáveis não foram maiores que no solo das florestas controle. Entre as épocas, o aumento nos teores das bases no solo das florestas alagáveis após o alagamento, apesar de também ocorrer nas florestas controle, indica que o alagamento aumentou a disponibilidade desses elementos. Isso ficou evidente para o Ca^{2+} , cujo teor na camada de 0-0,05 m do solo das florestas alagáveis aumentou duas vezes mais que no solo das florestas controle. Esse aumento nos teores das bases após o alagamento pode ser resultado da deposição e decomposição de resíduos de macrófitas aquáticas com o fim do período alagado. No caso específico do Ca^{2+} , a disponibilidade duas vezes maior após o alagamento também está relacionada a uma maior velocidade de liberação desse elemento a partir da decomposição das folhas com o fim do alagamento das florestas de terra firme (Capítulo 1). Para as florestas controle, como elas não são atingidas pelo alagamento, o aumento nos teores das bases resultaram do maior aporte desses elementos durante os quatro meses correspondentes ao período alagado (Cap. 1).

Assim, o alagamento das florestas de terra firme alterou o estado nutricional do solo, reduzindo a disponibilidade de Na e K, em longo prazo, mas aumentando a disponibilidade de todas as bases e, sobretudo, do P em superfície imediatamente após o alagamento. Isso proporcionaria condições mais favoráveis à germinação das sementes, desenvolvimento das plântulas e sucessão das florestas de terra firme, mas isso seria restrito ao caso das espécies de árvores adaptadas aos eventos de alagamento de até quatro meses que acontecem todos os anos.

5. Conclusões

O alagamento das florestas de terra firme ocasionado pela hidrelétrica reduziu os teores de C-orgânico, mas aumentou a disponibilidade de N, em curto prazo. Em longo prazo, o alagamento está reduzindo os estoques de C-orgânico e N no solo das florestas de terra firme ao longo dos ciclos de umedecimento e secagem a que as florestas são submetidas desde a criação da hidrelétrica.

O solo das florestas de terra firme se tornou mais ácido imediatamente após o alagamento. No entanto, parece que os eventos de alagamento periódico que ocorrem desde a criação da hidrelétrica reduziram a acidez do solo das florestas de terra firme. Além de modificar a acidez, o alagamento alterou o estado nutricional do solo dessas florestas, reduzindo a disponibilidade de Na e K em longo prazo, e aumentando a disponibilidade de todas as bases e, sobretudo, do P no solo em curto prazo. Isso poderia favorecer a germinação de sementes, desenvolvimento das plântulas e a sucessão da floresta, caso as árvores fossem adaptadas ao alagamento de até quatro meses que acontece todos os anos.

6. Referências Bibliográficas

- ALFAIA, S. S. Caracterização e distribuição das formas do nitrogênio orgânico em três solos da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 36(2): 135-140, 2006.
- BAKER, T. T.; LOCKABY, B. G.; CONNER, W. H.; MEIER, C. E.; STANTURF, J. A.; BURKE, M. K. Leaf Litter Decomposition and Nutrient Dynamics in Four Southern Forested Floodplain Communities. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 65: 1334-1347, 2001.
- BARBOSA, R. I.; FEARNSIDE, P. M. Carbon and nutrient flows in a Amazonia Forest: Fine litter production and composition at Apiaú, Roraima, Brazil. **Tropical Ecology**, 37(1): 115-125, 1996.
- CAMARGO, F. A. O.; SANTOS, G. A.; ZONTA, E. Alterações eletroquímicas em solos inundados. **Ciência Rural**, 29(1): 171-180, 1999.
- CHAVE, J.; NAVARRETE, D.; ALMEIDA, S.; ÁLVAREZ, E.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BONAL, D.; CHÂTELET, P.; SILVA-ESPEJO, J. E.; GORET, J. Y.; VON HILDEBRAND, P.; JIMÉNEZ, E.; PATIÑO, S.; PEÑUELA, M. C.; PHILLIPS, O. L.; STEVENSON, P.; MALHI, Y. Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. **Biogeosciences**, 7, 43–55, 2010.
- CLEVELAND, C. C.; REED, S. C.; TOWNSEND, A. R. Nutrient regulation of organic matter decomposition in a Tropical Rain Forest. **Ecology**, 87(2): 492-503, 2006.
- CONCEICAO, P. N. Alguns aspectos ecofisiológicos da floresta tropical úmida de terra firme. **Acta Amazonica**, 7(2): 157-178, 1977.
- CUNHA, H. B.; OLIVEIRA, J. A. D.; VICTORIA, R. L. Balanço dos nutrientes Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ e NO_3^- em uma bacia de primeira ordem com vegetação natural na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 29(1): 33-41, 1999.
- DAT, J. F.; CAPELLI, N.; FOLZER, H.; BOURGEADE, P.; BADOT, P. Sensing and signalling during plant flooding. **Plant Physiology and Biochemistry**, 42: 273-282, 2004. doi:10.1016/j.plaphy.2004.02.003
- EMBRAPA. 2009. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2 ed. rev. ampl. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. 627p.
- FALCÃO, N. P. S.; SILVA, J. R. A. Características de adsorção de fósforo em alguns solos da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 34(3): 337-342, 2004.
- FEARNSIDE, P. M. Hydroelectric dams in the brazilian amazon as sources of greenhouse gases. **Environmental Conservation**, 22(1): 7-19, 1995.
- FEARNSIDE, P. M. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. **Environmental Management**, 35(1): 1-19, 2005.
- FEARNSIDE, P.M. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's hydroelectric development of Xingu river basin. **Environmental Management**, xx(x), 1-13, 2006.
- FISCHER, T. R. Plâncton e produção primária em sistemas aquáticos da bacia da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 8(4): 43-54, 1978.
- GIMENES, K. Z.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Australis**, 14(4): 1036-1073, 2010. doi:10.4257/oeco.2010.1404.13
- GONÇALVES, J. F. C.; MELO, E. G. F.; SILVA, C. E. M.; FERREIRA, M. J.; JUSTINO, G. C. Estratégias no uso da energia luminosa por plantas jovens de *Genipa spruceana* Steyererm submetidas ao alagamento. **Acta Botanica Brasilica**, 26(2): 391-398, 2012.
- GREENBERG, J. P. LBA-ECO TG-02 Biogenic VOC Emissions from Brazilian Amazon Forest and Pasture Sites. Data set. Available on-line [http://daac.ornl.gov] from Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A. 2012. <http://dx.doi.org/10.3334/ORNLDAAAC/1110>

- HAUGAASEN, T.; PERES, C. A. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purús region of central Amazonia, Brazil. **Acta Amazonica**, 36(1): 25-36, 2006.
- JUNK, W. J.; MELLO, J. A. N. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. **Tübinger Geographische Studien**, 95: 367-385, 1987.
- KEMENES, A.; FORSBERG, B. R.; MELACK, J. M. Methane release below a tropical hydroelectric dam. **Geophysical Research Letters**, 34: 1-5, 2007.
- KEMENES, A. CO₂ emission from a tropical hydroelectric reservoir. **Journal of Geophysical Research**, 116: 1-11, 2011.
- KERN, J.; DARWICH, A.; FURCH, K.; JUNK, W. J. Seasonal denitrification in flooded and exposed sediments from the Amazon floodplain at Lago Camaleão. **Microbial Ecology**, 32: 47-57, 1996.
- KERN, J.; KREIBICH, H.; KOSCHORRECK, M.; DARWICH, A. nitrogen balance of a floodplain forest of the amazon river: The role of nitrogen fixation. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (eds). **Amazonian Floodplain: Forests Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management**. Ecological studies, v.210. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer. 2010. p.106-126. doi:10.1007/978-90-481-8725-6
- LIMA, H. N.; MELLO, J. W. V.; SCHAEFER, C. E. G. R.; KER, J. K. Dinâmica da mobilização de elementos em solos da Amazônia submetidos à inundação. **Acta Amazonica**, 35(3): 317-330, 2005.
- LUIZÃO, F. J.; LUIZÃO, R. C.C.; PROCTOR, J. Soil acidity and nutrient deficiency in central Amazonian heath forest soils. **Plant Ecology**, 192: 209-224, 2007. doi:10.1007/s11258-007-9317-6
- LUIZÃO, R. C. C.; LUIZÃO, F. J.; PAIVA, R. Q.; MONTEIRO, T. F.; SOUSA, L. S.; KRUIJT, B. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian Forest. **Global Change Biology**, 10: 592-600, 2004.
- MARTINS, F. R.; MATTHES, L. A. F. Respiração edáfica e nutrientes na Amazônia: Floresta arenícola, campinarana e campina. **Acta Amazonica**, 8(2): 233-244, 1978.
- PRANCE, G. T. A. Notes on the vegetation of Amazonia. III. Terminology of Amazonian forest types subjected to inundation. **Brittonia**, 31, 26-38, 1979.
- SALESKA, S. R.; MILLER, S. D.; MATROSS, D. M.; GOULDEN, M. L. WOFSEY, S. C.; ROCHA, H. R.; CAMARGO, P. B.; CRILL, P.; DAUBE, B. C.; FREITAS, H. C.; HUTYRA, L.; KELLER, M.; KIRCHHOFF, V.; MENTON, M.; MUNGER, J. W.; PYLE, E. H.; RICE, A. H.; SILVA, H. Carbon in Amazon Forests: Unexpected seasonal fluxes and disturbance-induced losses. **Science**, 302, 1554-1557, 2003. doi:10.1126/science.1091165
- SANTOS-JÚNIOR, U. M. **Fisiologia e indicadores de estresse em árvores: estado nutricional, trocas gasosas e desempenho fotossintético em espécies arbóreas crescendo em ambientes alagados na Amazônia Central**. (Tese de Doutorado). INPA: Manaus, 2008. 161p.
- SOUZA, R.; CAMARGO, F. A. O.; VAHL, L. C. Solos alagados. In: Meurer, E. J. (ed.) **Fundamentos de Química do solo**. 4ed. Viçosa: SBCS, 2010. p.171-195.
- SOUZA, R. O.; VAHL, L. C.; OTERO, X. L. Química dos solos alagados. In: Melo, V. F.; Alleoni, L. R. F. (eds.) **Química e Mineralogia do solo**. v.2 aplicações. Viçosa: SBCS, 2009. p.485-527.
- STOECKEL, D. M.; MILLER-GOODMAN, M. S. Seasonal nutrient dynamics of forested floodplain soil influenced by microtopography and depth. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 65: 922-931, 2001.

- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Boletim técnico, n.5. 2.ed. Porto Alegre: UFRS. 1995. 174p.
- UNGER, M. I.; MOTAVALLI, P. P.; MUZIKA, R. M. Changes in soil chemical properties with flooding: A field laboratory approach. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 131: 105-110, 2009.
- WALKER, I. Sobre a ecologia e a biologia da decomposição matéria orgânica em águas amazônicas. **Acta Limnol. Brasil.**, 1: 557-573, 1986.
- WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; DE BRITO, J. M; WITTMANN, A. O.; PIEDADE, M. T. F.; PAROLIN, P.; JUNK, W. J.; GUILLAUMET, J. L. **Manual of trees from Central Amazonian varzea floodplains: taxonomy, ecology and use**. Manaus: Editora INPA. 2010. 286p.
- YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Commun. Soil Sci. Plant Anal.**, 19(13): 1467-1476, 1998.
- ZANCHI, F. B.; WATERLOO, M. J.; DOLMAN, A. J.; GROENENDIJK, M.; KESSELMEIER, J.; KRUIJT, B.; BOLSON, M. A.; LUIZÃO, F. J.; MANZI, A. O. Influence of drainage status on soil and water chemistry, litter decomposition and soil respiration in central Amazonian forests on sandy soils. **Ambi-Agua**, 6(1): 6-29, 2011.

5. CONCLUSÕES GERAIS

O alagamento provocado pela hidrelétrica alterou a dinâmica da serapilheira e dos nutrientes entre a vegetação e o solo das florestas de terra firme. O alagamento fez as florestas aumentarem a produção de serapilheira e o aporte de nutrientes. Nesse período, a serapilheira se decompôs a uma menor velocidade. Apesar disso, o alagamento não ocasionou acúmulo de serapilheira e nutrientes sobre o solo das florestas de terra firme.

No solo, o alagamento em curto prazo elevou a acidez, reduziu os teores de C-orgânico, mas aumentou a disponibilidade de N, P, K, Ca, Mg e Na. Isso favoreceu a produção de estruturas reprodutivas pelas florestas de terra firme, sobretudo devido a maior disponibilidade superficial de P no solo. Em longo prazo, o alagamento reduziu a acidez do solo e a disponibilidade de Na e K, mas aumentou as perdas de C-orgânico e N ao longo dos ciclos de umedecimento e secagem a que as florestas são submetidas desde a criação da hidrelétrica.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diversas hidrelétricas estão previstas para serem criadas na Amazônia brasileira até 2016. No entanto, como o alagamento reduz a assimilação de C via fotossíntese nas florestas de terra firme (SANTOS-JÚNIOR, 2008) ao mesmo tempo em que aumenta a produção líquida de C via serapilheira, a criação de hidrelétricas na bacia Amazônica então faz com que as florestas de terra firme deixem de ser sorvedoras para serem emissoras de C para a atmosfera. Além disso, o alagamento altera também a dinâmica edáfica de C e N em longo prazo, aumentando as perdas para a atmosfera nas formas de CO₂ e N₂O. No entanto, além do N₂O contribuir para destruição continuada da camada de ozônio, as emissões conjuntas e aumentadas de N₂O com o CO₂ devido à expansão da matriz hidrelétrica na bacia Amazônica podem contribuir para intensificação do efeito estufa.

No caso de Balbina, caso não houvesse o impacto adicional das florestas de terra firme que são alagadas devido à variação no nível do reservatório, o balanço de C ficaria positivo apenas cerca de 110 anos depois de sua construção (JUNK e MELO, 1987). Assim, dada a importância das florestas tropicais para o orçamento do carbono global (PHILLIPS et al., 1998), a criação de uma rede de hidrelétricas na Amazônia altera o serviço ambiental que suas florestas desempenham para o ciclo do C. Isso, somado às emissões massivas e contínuas de CH₄ e CO₂ a partir dos reservatórios para a atmosfera (FEARNSIDE, 1995; KEMENES et al., 2007; KEMENES, 2011) poderá contribuir para as mudanças do clima regional e, em maior escala, até mesmo no planeta.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMARAL, I. L.; MATOS, F. D. A.; LIMA, J. Composição florística e parâmetros estruturais de um hectare de floresta densa de terra firme no rio Uatumã, Amazônia, Brasil. **Acta Amazonica**, 30(3): 377-392, 2000.
- BAKER, T. T.; LOCKABY, B. G.; CONNER, W. H.; MEIER, C. E.; STANTURF, J. A.; BURKE, M. K. Leaf Litter Decomposition and Nutrient Dynamics in Four Southern Forested Floodplain Communities. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 65: 1334–1347, 2001.
- BITTENCOURT, S. **A insularização como agente de fragmentação florestal em comunidades de lagartos na Amazônia Central**. (Dissertação de Mestrado) INPA/UFAM: Manaus, 2008. 49p.
- CAMARGO, F. A. O.; ZONTA, E.; SANTOS, G. A.; ROSSIELLO, R. O. P. Aspectos fisiológicos e caracterização da toxidez de ácidos orgânicos voláteis em plantas. **Ciência Rural**, 31(3): 523-529, 2001.
- COSTA, F. R. C.; ESPINELLI, F. P.; FIGUEIREDO, F. O. G. **Guide to the Marantaceae of the Reserva Ducke and Reserva Biológica do Uatumã**. Manaus: Editora INPA. 2008. 154p.
- CUEVAS, E.; MEDINA, E. Nutrient dynamics within amazonian forests II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. **Oecologia**, 76: 222-235, 1988.
- DAT, J. F.; CAPELLI, N.; FOLZER, H.; BOURGEADE, P.; BADOT, P. Sensing and signalling during plant flooding. **Plant Physiology and Biochemistry**, 42: 273-282, 2004. [doi:10.1016/j.plaphy.2004.02.003](https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2004.02.003)
- FEARNSIDE, P. M. **A Hidrelétrica de Balbina: o faraonismo irreversível versus o meio ambiente na Amazônia**. São Paulo: Instituto de Antropologia e Meio Ambiente. 1990. 68p.
- FEARNSIDE, P. M. Hydroelectric dams in the brazilian amazon as sources of greenhouse gases. **Environmental Conservation**, 22(1): 7-19, 1995.
- FEARNSIDE, P. M. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. **Environmental Management**, 35(1): 1-19, 2005.
- FEARNSIDE, P.M. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's hydroelectric development of Xingu river basin. **Environmental Management**, xx(x), 1-13, 2006.
- FERREIRA, R. S. **Efeitos do isolamento e da perda de área de floresta sobre comunidades insulares de aranhas, Amazônia Central, Brasil**. (Dissertação de Mestrado). INPA/UFAM: Manaus, 2007. 63p.
- GONÇALVES, J. F. C.; MELO, E. G. F.; SILVA, C. E. M.; FERREIRA, M. J.; JUSTINO, G. C. Estratégias no uso da energia luminosa por plantas jovens de *Genipa spruceana* Steyererm submetidas ao alagamento. **Acta Botanica Brasilica** 26(2): 391-398, 2012
- GREENBERG, J. P. **LBA-ECO TG-02 Biogenic VOC Emissions from Brazilian Amazon Forest and Pasture Sites**. Data set. Available on-line [<http://daac.ornl.gov>] from Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A. 2012. <http://dx.doi.org/10.3334/ORNLDAAAC/1110>
- IBAMA. **Plano de Manejo Fase 1: Reserva Biológica do Uatumã**. Eletronorte/Ibama. Brasília, DF. 182p. 1997.
- JUNK, W. J.; MELLO, J A. N. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. **Tübinger Geographische Studien** 95: 367-385, 1987.
- KEMENES, A.; FORSBERG, B. R.; MELACK, J. M. Methane release below a tropical hydroelectric dam. **Geophysical Research Letters**, 34: 1-5, 2007.

KEMENES, A. CO₂ emission from a tropical hydroelectric reservoir. **Journal of Geophysical Research**, 116: 1-11, 2011.

LBA-INPA. **Programa de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 2013.

MIELKE, M. S.; ALMEIDA, A. F.; GOMES, F. P.; AGUILAR, M. A. G. MANGABEIRA, P. A. O. Leaf gas exchange, chlorophyll fluorescence and growth responses of *Genipa americana* seedlings to soil flooding. **Environment and Experimental Botany**, 50: 221-231, 2003.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, 11: 1633-1644, 2007.

PHILLIPS, O. L.; MALHI, Y.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W. F.; NÚÑEZ, P. V.; VÁSQUEZ, R. M.; LAURENCE, S. G.; FERREIRA, L. V.; STERN, M.; BROWN, S.; GRACE, J. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. **Science**, 282: 439-442, 1998.

PRANCE, G. T. A. Notes on the vegetation of Amazonia. III. Terminology of Amazonian forest types subjected to inundation. **Brittonia**, 31: 26-38, 1979.

QUESADA, C. A.; LLOYD, J.; ANDERSON, L. O.; FYLLAS, N. M.; SCHWARZ, M.; CZIMCZIK, C. I. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. **Biogeosciences**, 8: 1415-1440, 2011. www.biogeosciences.net/8/1415/2011/

QUESADA, C. A.; LLOYD, J.; SCHWARZ, M.; PATIÑO, S.; BAKER, T. R.; CZIMEZIK, C.; FYLLAS, N. M.; MARTINELLI, L.; NARDOTO, G. B.; SCHMERLER, J.; SANTOS, A. J. B.; HODNET, M. G.; HERRERA, R.; LUIZÃO, F. J.; ARNETH, A.; LLOYD, G.; DEZZEO, N.; HILKE, I.; KUHLMANN, I.; RAESSLER, M.; BRAND, W. A.; GEILMANN, H.; MORAES FILHO, J. O.; CARVALHO, F. P.; ARAUJO FILHO, R. N.; CHAVES, J. E.; CRUZ JUNIOR, O. F.; PIMENTEL, T. P.; PAIVA, R. Variations in chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their genesis, **Biogeosciences**, 7: 1515-1541, 2010.

SANTOS-JÚNIOR, U. M. **Fisiologia e indicadores de estresse em árvores: estado nutricional, trocas gasosas e desempenho fotossintético em espécies arbóreas crescendo em ambientes alagados na Amazônia Central**. (Tese de Doutorado). INPA: Manaus, 2008. 161p.

SOUZA, M. B. **Efeitos da fragmentação insular sobre a comunidades de primata na Amazônia Central**. (Dissertação de Mestrado). INPA: Manaus, 2009. 43p.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; DE BRITO, J. M.; WITTMANN, A. O.; PIEDADE, M. T. F.; PAROLIN, P.; JUNK, W. J.; GUILLAUMET, J. L. **Manual of trees from Central Amazonian varzea floodplains: taxonomy, ecology and use**. Manaus: Editora INPA. 2010. 286p.

ZUQIM, G.; COSTA, F. R. C.; PRADO, J.; TUOMISTO, H. **Guide to the ferns and lycophytes of REBIO Uatumã - Central Amazonia**. Manaus: Editora INPA. 2008. 316p.

ANEXOS

Anexo A - Coordenadas Geográficas das áreas de estudo

Sítio	Ponto	Floresta	Latitude*	Longitude*
1	1	Alagável	-01 32' 32,26077"	-59 24' 43,66095"
	2	Controle	-01 32' 31,37514"	-59 24' 43,15310"
2	3	Alagável	-01 32' 22,81091"	-59 24' 38,81336"
	4	Controle	-01 32' 22,08249"	-59 24' 39,67998"
3	5	Alagável	-01 32' 18,01100"	-59 24' 36,44885"
	6	Controle	-01 32' 18,26326"	-59 24' 38,15856"
4	7	Alagável	-01 32' 10,84206"	-59 24' 38,11813"
	8	Controle	-01 32' 09,96699"	-59 24' 37,98807"
5	9	Alagável	-01 32' 08,69995"	-59 24' 40,23188"
	10	Controle	-01 32' 09,22982"	-59 24' 39,26628"
6	11	Alagável	-01 32' 06,63146"	-59 24' 42,43675"
	12	Controle	-01 32' 06,59495"	-59 24' 43,54960"
7	13	Alagável	-01 32' 04,58168"	-59 24' 40,46392"
	14	Controle	-01 32' 05,38373"	-59 24' 39,34111"
8	15	Alagável	-01 31' 50,93631"	-59 24' 39,64226"
	16	Controle	-01 31' 49,64241"	-59 24' 39,65252"
9	17	Alagável	-01 31' 44,95566"	-59 24' 39,79162"
	18	Controle	-01 31' 45,56127"	-59 24' 39,54661"
10	19	Alagável	-01 31' 45,93000"	-59 24' 49,43521"
	20	Controle	-01 31' 45,17986"	-59 24' 49,92766"
11	21	Alagável	-01 31' 39,89714"	-59 24' 43,56620"
	22	Controle	-01 31' 40,20402"	-59 24' 43,14465"
12	23	Alagável	-01 31' 35,77617"	-59 24' 43,85165"
	24	Controle	-01 31' 35,05499"	-59 24' 44,73909"
13	25	Alagável	-01 24' 24,19040"	-59 59' 18,61016"
	26	Controle	-01 24' 24,75648"	-59 59' 18,87751"
14	27	Alagável	-01 24' 23,99305"	-59 59' 13,94000"
	28	Controle	-01 24' 24,47344"	-59 59' 13,82503"
15	29	Alagável	-01 24' 22,37146"	-59 59' 07,13980"
	30	Controle	-01 24' 23,09867"	-59 59' 07,10902"
16	31	Alagável	-01 24' 10,71310"	-59 58' 42,98664"
	32	Controle	-01 24' 11,90259"	-59 58' 42,72713"
17	33	Alagável	-01 24' 08,17238"	-59 58' 42,02527"
	34	Controle	-01 24' 07,37938"	-59 58' 41,30711"

*Formato Datum, WGS84

Anexo B – Parâmetros estatísticos Capítulo I

Atributo	Tipo de Floresta		Período ou Época		Interação	
	$F_{1,16}$	p	$F_{1,16}$	p	$F_{1,16}$	p
Produção de serapilheira	$F_{1,16}$	p	$F_{1,16}$	p	$F_{1,16}$	p
Total	2,16	0,16	62,9	<0,001	0,09	0,75
Foliar (massa)	6,95	0,018	89,3	<0,001	0,32	0,57
Foliar (proporção)	0,48	0,49	53,1	<0,001	0,05	0,81
Lenhosa (massa)	0,04	0,82	2,70	0,12	0,19	0,66
Lenhosa (proporção)	0,36	0,55	0,22	0,64	0,58	0,45
Reprodutiva (massa)	0,26	0,61	2,05	0,17	0,45	0,51
Reprodutiva (proporção)	1,20	0,28	19,2	<0,001	2,45	0,13
Resíduos (massa)	8,42	0,01	0,04	0,83	0,59	0,45
Resíduos (proporção)	1,78	0,20	54,9	<0,001	1,33	0,26
Aporte de nutrientes	$F_{1,16}$	p	$F_{1,16}$	p	$F_{1,16}$	p
N (teor)	26,82	<0,001	15,3	0,001	4,39	0,052
N (conteúdo)	15,39	0,001	108,1	<0,001	0,67	0,42
Ca (teor)	1,29	0,27	0,30	0,58	0,22	0,64
Ca (conteúdo)	2,07	0,16	76,2	<0,001	0,005	0,94
K (teor)	0,002	0,96	12,0	0,003	1,75	0,20
K (conteúdo)	3,63	0,07	22,5	<0,001	1,75	0,20
Mg (teor)	4,20	0,057	176,3	<0,001	0,11	0,74
Mg (conteúdo)	5,34	0,03	22,9	<0,001	0,96	0,34
P (teor)	1,23	0,28	1,13	0,30	1,75	0,20
P (conteúdo)	0,10	0,74	6,70	0,02	0,81	0,38
Decomposição	$F_{1,3}$	p	$F_{1,3}$	p	$F_{1,3}$	p
K_{Folha}	54,0	0,018	4,79	0,16	25,2	0,03
K_{Palito}	121,0	0,008	22,9	<0,001	121,0	0,008
$t_{1/2}$ Folha	1,22	0,38	1,20	0,38	1,25	0,37
$t_{1/2}$ Palito	18,1	0,051	2,63	0,24	6,09	0,13
<i>Massa remanescente</i>	F	p	F	p	F	p
30 dias (n=10)	1,55	0,24	4,00	0,07	6,63	0,03
60 dias (n=10)	2,76	0,13	11,6	0,008	2,08	0,18
90 dias (n=9)	3,33	0,10	4,35	0,07	6,01	0,04
120 dias (n=8)	21,1	0,002	5,24	0,056	7,43	0,03
Liberação de nutrientes	F	p	F	p	F	p
K - 30 dias (n=10)	0,24	0,63	118,3	<0,001	0,24	0,63
K - 60 dias (n=10)	0,67	0,43	2,25	0,16	0,74	0,41
K - 90 dias (n=9)	6,14	0,003	16,3	0,003	6,14	0,003
K - 120 dias (n=8)	0,33	0,58	7,93	0,02	0,004	0,94
Mg - 30 dias (n=10)	0,02	0,87	694,0	<0,001	0,02	0,87
Mg - 60 dias (n=10)	1,45	0,25	141,9	<0,001	1,45	0,25
Mg - 90 dias (n=9)	0,37	0,55	77,8	<0,001	13,5	0,006
Mg - 120 dias (n=8)	0,24	0,63	7,00	0,03	0,06	0,80

N - 30 dias (n=10)	2,45	0,15	0,31	0,58	2,61	0,14
N - 60 dias (n=10)	0,66	0,43	0,17	0,68	0,18	0,68
N - 90 dias (n=9)	0,28	0,60	0,78	0,40	0,85	0,38
N - 120 dias (n=8)	5,87	0,03	0,04	0,83	10,7	0,01
Ca - 30 dias (n=10)	1,36	0,27	78,8	<0,001	1,36	0,27
Ca - 60 dias (n=10)	1,96	0,19	132,8	<0,001	0,24	0,63
Ca - 90 dias (n=9)	0,50	0,49	0,01	0,92	0,80	0,39
Ca - 120 dias (n=8)	3,15	0,11	2,28	0,17	2,51	0,15
Estoques de serapilheira e nutrientes	F_{1,9}	p	F_{1,9}	p	F_{1,9}	p
Massa de serapilheira	0,01	0,91	5,73	0,03	0,01	0,89
Nitrogênio	0,05	0,82	3,03	0,10	0,02	0,89
Cálcio	2,49	0,14	0,99	0,33	0,91	0,37
Potássio	4,55	0,056	0,005	0,94	0,32	0,59
Magnésio	8,81	0,014	1,15	0,30	1,76	0,23
Fósforo	2,64	0,12	8,12	0,014	0,59	0,46

Anexo C – Parâmetros estatísticos Capítulo II

Profundidade/ Atributo	Floresta		Época		Interação	
	F _{1,9}	<i>p</i>	F _{1,9}	<i>p</i>	F _{1,9}	<i>p</i>
0-0,05 m						
C	0,37	0,55	72,3	<0,001	4,52	0,06
N	6,13	0,03	19,7	0,002	0,35	0,56
pH	11,9	0,007	83,3	<0,001	4,43	0,06
Al ³⁺	9,63	0,013	68,3	<0,001	0,01	0,89
P	0,34	0,57	28,5	<0,001	11,6	0,008
Ca ²⁺	0,13	0,72	75,7	<0,001	17,2	0,002
Mg ²⁺	0,21	0,65	54,6	<0,001	0,01	0,91
K ⁺	5,64	0,04	15,2	0,004	0,02	0,88
Na ⁺	5,17	0,04	8,65	0,016	0,57	0,46
0,05 – 0,10 m						
C	14,5	0,004	134,1	<0,001	0,28	0,61
N	20,4	0,001	11,2	0,008	0,03	0,85
pH	15,85	0,003	82,5	<0,001	1,34	0,27
Al ³⁺	7,74	0,02	92,2	<0,001	3,79	0,08
P	1,11	0,32	0,02	0,88	4,02	0,07
Ca ²⁺	1,16	0,30	155,5	<0,001	0,76	0,40
Mg ²⁺	14,2	0,004	70,7	<0,001	0,01	0,91
K ⁺	15,4	0,003	20,0	0,002	16,0	0,003
Na ⁺	3,87	0,08	1,99	0,19	3,87	0,08
0,10-0,20 m						
C	16,5	0,003	216,6	<0,001	0,32	0,58
N	5,69	0,04	0,68	0,44	1,24	0,02
pH	10,5	0,01	30,5	<0,001	0,27	0,61
Al ³⁺	7,19	0,02	41,4	<0,001	8,10	0,01
P	1,55	0,24	0,22	0,64	0,60	0,45
Ca ²⁺	0,28	0,60	350,0	<0,001	2,30	0,16
Mg ²⁺	2,00	0,19	58,6	<0,001	1,90	0,20
K ⁺	15,4	0,003	20,0	0,002	16,01	0,003
Na ⁺	0,50	0,49	30,5	<0,001	2,96	0,11