

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Formação e mineralização de substâncias húmicas desde a
decomposição de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais
com diferentes graus de trofia

Brayan Pétrick de Souza

São Carlos, SP

2015



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**FORMAÇÃO E MINERALIZAÇÃO DE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS DESDE A
DECOMPOSIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS
COM DIFERENTES GRAUS DE TROFIA**

Brayan Pétrick de Souza

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

São Carlos, SP

2015

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

S729fm

Souza, Brayan Pétrick de.

Formação e mineralização de substâncias húmicas desde a decomposição de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais com diferentes graus de trofia / Brayan Pétrick de Souza. -- São Carlos : UFSCar, 2015.
64 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2015.

1. Ecologia aquática. 2. Plantas aquáticas. 3. Detrito particulado. 4. Modelagem matemática. 5. Estado trófico. I. Título.

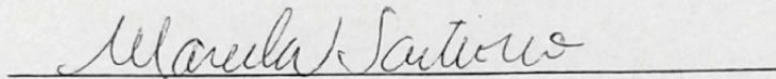
CDD: 574.5263 (20^a)

Folha de Aprovação

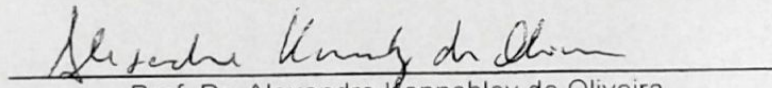
Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Brayan Pétrick de Souza, realizada em 08/07/2015:



Prof. Dr. Irineu Bianchini Junior
UFSCar



Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino
UFSCar



Prof. Dr. Alexandre Kannebley de Oliveira
UNICEP

Orientador

Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior e Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino por terem me dado a oportunidade de avançar em meus estudos e me orientando através das correções, conselhos e incentivos, tanto profissionais quanto morais.

Aos professores do programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais pelo complemento da minha formação acadêmica.

Aos Profs. Drs. membros da banca de qualificação e da banca defesa da dissertação pelas correções, argumentações e esclarecimentos quanto à pesquisa desenvolvida.

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais e pelo empenho dos funcionários da secretaria pela ajuda em toda burocracia.

Ao Departamento de Hidrobiologia (DHb) pela infraestrutura oferecida para realização do trabalho.

Aos técnicos/pesquisadores do Departamento de Hidrobiologia (DHb) pela ajuda e trabalho durante a estadia nos laboratórios.

À FAPESP pelo financiamento do projeto (processo nº 2011/16990-4) e pela bolsa (processo nº 2013/03989-3) para a realização desse estudo.

Ao Programa de P&D ANEEL/Light Energia S.A. (5161-005/2010) pelo financiamento das atividades de campo e de parte das análises químicas.

À Camila dos Santos Ferreira, por me aceitar caminhar ao seu lado; ajudando-me com seus conselhos, carinhos, dedicação e amor, durante minha jornada.

Ao companheirismo, carinho e ajuda dos amigos do Laboratório de Bioensaios e Modelagem Matemática; Argos, Danilo Iha, Fernanda, Flávia, Marcel, Mariana e Yeda.

À minha família, pais e amigos que sempre confiaram e estiveram caminhando ao meu lado, e acreditando no meu esforço.

A Deus por ter colocados tantas pessoas boas em minha vida!

Obrigado a todos!



Francisco Cândido Xavier (1910-2002)

“Na ignorância não conseguiríamos enxergar o caminho real traçado por Deus a cada um de nós. Todos nós sejamos crianças ou jovens, adultos ou já muitíssimos maduros; devemos estudar sempre.”

Albert Einstein (1879-1955)

“O homem erudito é um descobridor de fatos que já existem, mas o homem sábio é um criador de valores que não existem e que os faz existirem.”

RESUMO

A decomposição das macrófitas aquáticas é importante para o entendimento da ciclagem de elementos e da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos. A velocidade com que ocorre a decomposição é influenciada por fatores bióticos e abióticos. Desse modo, o objetivo desse trabalho foi analisar os efeitos do estado trófico e da qualidade do detrito sobre a humificação e mineralização de plantas aquáticas. O estudo foi realizado em dois reservatórios tropicais (RJ/Brasil) com diferentes estados tróficos (Lajes: oligo-mesotrófico; Vigário: eutrófico). Em cada reservatório foram incubadas (*litte rbags*), durante a estação seca, cinco espécies de macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., *Pistia stratiotes* (L.), *Sagittaria montevidensis* (Cham. & Schlttdl.) Kuntze, *Salvinia auriculata* (Aubl.) e *Urochloa arrecta* (Hack. & Schinz) Morrone & Zuloaga). As frações remanescentes das incubações foram utilizadas para extração dos ácidos húmicos (AH) e ácidos fúlvicos (AF), que foram quantificados em base de carbono (combustão controlada e detecção no infravermelho). As variações de AF e AH foram ajustadas a um modelo cinético de 1ª ordem. Os resultados indicaram que independente da espécie de macrófita e da condição trófica, o detrito particulado apresentou uma fração reativa (RPOC) no que se refere à formação das substâncias húmicas (SH) e uma fração não envolvida com tais formações, a humina (HU); os AF predominaram como o principal constituinte das SH e seus coeficientes de mineralização foram maiores que os dos AH, indicando assim participação maior e ciclagem mais rápida dos AF na mineralização das SH. Conseqüentemente, os AH representaram um composto de manutenção da reserva carbônica. A fração HU indicou que, dependendo da qualidade dos detritos, imobiliza o carbono (e.g. *S. auriculata*) não o disponibilizando prontamente para ciclagem nos ambientes aquáticos. O estado trófico juntamente com a qualidade do detrito exerceram alterações nos coeficientes de mineralização, principalmente para espécies flutuantes (*P. stratiotes*, *E. crassipes* e *S. auriculata*) e anfíbia (*U. arrecta*); os efeitos foram menores na decomposição de *S. montevidensis*. O meio eutrófico (reservatório de Vigário) beneficiou a mineralização das macrófitas em detrimento da humificação.

Palavras chaves: plantas aquáticas, detrito particulado, modelagem matemática, estado trófico, qualidade do detrito.

ABSTRACT

The decomposition of aquatic macrophytes is important for understanding the cycling of elements and organic matter in aquatic ecosystems. The decomposition rate is driven by biotic and abiotic factors. Thus, the aim of this study was to analyze the effects of trophic status and detritus quality on the humification and mineralization of aquatic plants. The study was conducted in two tropical reservoirs (RJ/Brazil) with different trophic status (Lajes Reservoir: oligo-mesotrophic; Vigário Reservoir: eutrophic). In each reservoir were incubated (litter bags), during the dry season, five species of aquatic plants (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., *Pistia stratiotes* (L.), *Sagittaria montevidensis* (Cham. & Schltdl.) Kuntze, *Salvinia auriculata* (Aubl.) and *Urochloa arrecta* (Hack. & Schinz) Morrone & Zuloaga). The remaining fractions were used for the extraction of humic acid (HA) and fulvic acids (FA), which were quantified on carbon basis (controlled combustion and infrared detection). FA and HA variations were adjusted to a 1st order kinetic model. Regardless of the kind of macrophyte and trophic status, the particulate detritus showed a reactive fraction (RPOC) related to the formation of humic substances (HS) and a fraction not involved with such formations, the humin (HU); FA predominated as the main constituent of HS and their mineralization rate constants were higher than those of HA, indicating greater contribution and rapid cycling of FA. HA represented the maintenance of carbon pool. The fraction HU indicated that, depending on the detritus quality, carbon is immobilized carbon (e.g. *S. auriculata*) and is not readily available to cycling in aquatic environments. The trophic status along with the quality of detritus influenced the mineralization rates, especially for floating species (*P. stratiotes*, *E. crassipes* and *S. auriculata*) and amphibious (*U. arrecta*); the effects were lower in decomposition of *S. montevidensis*. The eutrophic environment (Vigario Reservoir) improved the mineralization over humification.

Key words: aquatic plants, particulate detritus, mathematical modeling, trophic status, detritus quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudo, localizada no Complexo de geração de energia elétrica do Grupo Light: reservatórios de Vigário e Lajes, RJ.	9
Figura 2. <i>Eichhornia crassipes</i>	10
Figura 3. <i>Pistia stratiotes</i>	11
Figura 4. <i>Sagittaria montevidensis</i>	11
Figura 5. <i>Salvinia auriculata</i>	12
Figura 6. <i>Urochloa arrecta</i>	13
Figura 7. Fluxograma dos procedimentos experimentais	14
Figura 8. Diagrama esquemático do processo de obtenção das SH e análises dos componentes húmicos (AH e AF); COP = carbono orgânico total	15
Figura 9. Rotas cinéticas da mineralização do carbono orgânico particulado dos detritos das macrófitas aquáticas	17
Figura 10. Balanços de massa das mineralizações e formações de compostos húmicos da decomposição de <i>Eichhornia crassipes</i> (a), <i>Pistia stratiotes</i> (b), <i>Sagittaria montevidensis</i> (c), <i>Salvinia auriculata</i> (d), e <i>Urochloa arrecta</i> (e) incubadas no reservatório de Lajes/RJ; em que: humina (HU) = preto; ácidos fúlvicos (AF) = cinza claro; ácidos húmicos (AH) = cinza escuro e carbono mineralizado (MC) = branco.	21
Figura 11. Formação e consumo de ácidos fúlvicos (linha contínua) e ácidos húmicos (linha segmentada) da degradação de <i>Eichhornia crassipes</i> (a), <i>Pistia stratiotes</i> (b), <i>Sagittaria montevidensis</i> (c), <i>Salvinia auriculata</i> (d) e <i>Urochloa arrecta</i> (e)	25
Figura 12. Confronto dos resultados experimentais de carbono mineralizado (MC) e calculados pelo modelo cinético.....	26
Figura 13. Balanços de massa das mineralizações e formações de compostos húmicos da decomposição de <i>Eichhornia crassipes</i> (a), <i>Pistia stratiotes</i> (b), <i>Sagittaria montevidensis</i> (c), <i>Salvinia auriculata</i> (d), e <i>Urochloa arrecta</i> (e) incubadas no reservatório de Vigário/RJ; em que: humina (HU) = preto; ácidos fúlvicos (AF) = cinza claro; ácidos húmicos (AH) = cinza escuro e carbono mineralizado (MC) = branco	29
Figura 14. Confronto dos dados observados (eixo x) com os dados simulados (eixo y) do MC (carbono mineralizado) (n = 55) dos detritos incubados em meio eutrófico.....	32
Figura 15. Equivalência dos rendimentos de AF dos detritos das 5 espécies de macrófitas incubadas em Lajes e Vigário.....	34

Figura 16. Equivalência dos rendimentos de AH dos detritos das 5 espécies de macrófitas incubadas em Lajes e Vigário.....	35
Figura 17. Comparação da eficiência da mineralização total (MC) dos detritos das 5 espécies de macrófitas incubadas em Vigário e Lajes	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Média das variáveis físicas e químicas da água dos reservatórios de Lajes e Vigário durante o período experimental; em que: *** (diferença extremamente significativa $p < 0,001$) (ROCHA, 2012)	10
Tabela 2. Composição química das macrófitas aquáticas e parâmetros do modelo cinético dos detritos incubados no reservatório de Lajes/RJ; em que: FPC = fração de parede celular; RPOC= carbono orgânico particulado reativo; HU = humina; AF= ácidos fúlvicos; AH = ácidos húmicos; k_T = coeficiente global de perda de massa de RPOC (formações de AF, AH e IN ₁); k_4 = coeficiente de mineralização de AF; k_5 = coeficiente de mineralização de AH; k_6 = coeficiente de mineralização da HU; IN ₁ = compostos mineralizados de RPOC; DP = desvio padrão	20
Tabela 3. Coeficientes de determinação (r^2) das relações entre os indicadores da composição química das macrófitas e os parâmetros do modelo, em que: C = carbono; (C:N, C:P e N:P) = relações estequiométricas (ROCHA, 2012); FPC = fração de parede celular; RPOC = carbono particulado reativo; HU = humina; AF = ácidos fúlvicos; AH = ácidos húmicos; k_T = coeficiente global de perda de massa da fração RPOC (formações de AF, AH e IN ₁); k_1 = coeficiente de mineralização de RPOC; k_2 = coeficiente de formação dos AF; k_3 = coeficiente de formação dos AH; k_4 = coeficiente de mineralização dos AF; k_5 = coeficiente de mineralização dos AH; k_6 = coeficiente de mineralização da HU	23
Tabela 4. Razões E3/E4 e E4/E6 dos ácidos fúlvicos e húmicos extraídos dos detritos particulados das macrófitas incubadas no reservatório de Lajes/RJ; em que: AF= ácidos fúlvicos; AH= ácidos húmicos.	27
Tabela 5. Parâmetros da mineralização das macrófitas aquáticas incubadas no reservatório de Vigário/RJ; em que: RPOC= carbono orgânico particulado reativo; HU = humina; AF= ácidos fúlvicos; AH = ácidos húmicos; k_T = coeficiente global de perda de massa de RPOC (formações de AF, AH e IN ₁); k_4 = coeficiente de mineralização do AF; k_5 = coeficiente de mineralização do AH; k_6 = coeficiente de mineralização da HU; IN ₁ = compostos mineralizados de RPOC.	30
Tabela 6. Valores das razões E3/E4 e E4/E6 relativo aos dos AH e AF extraídos dos detritos de macrófitas incubadas no reservatório de Vigário/RJ; AF= ácidos fúlvicos; AH= ácidos húmicos.....	33

Tabela 7. Comparação dos dados parametrizados e dos coeficientes de mineralização dos detritos das 5 espécies de macrófitas incubadas em meio oligo-mesotrófico (reservatório Lajes/RJ) e meio eutrófico (reservatório Vigário/RJ), em que: RPOC = fração do carbono orgânico particulado reativo; HU = humina; AF = ácidos fúlvicos; AH = ácidos húmicos; IN_1 = compostos mineralizados de RPOC; k_1 = coeficiente de mineralização de RPOC; k_4 = coeficiente de mineralização de AF; k_5 = coeficiente de mineralização de AH; k_6 = coeficiente de mineralização HU; L = reservatório de Lajes; V = reservatório de Vigário 36

LISTA DE ABREVIACÕES, SÍGLAS E SÍMBOLOS

SH = substâncias húmicas

AF = ácido fúlvico

AH = ácido húmico

MC = carbono mineralizado

COD = carbono orgânico dissolvido

COP = carbono orgânico particulado

E3/E4 = razão dos valores a absorção nos comprimentos de onda: 300 e 400 nm

E4/E6 = razão dos valores a absorção nos comprimentos de onda: 465 e 665 nm

FPC = fração de parede celular

RPOC = carbono orgânico particulado reativo

HU = humina

IN₁ = compostos inorgânicos da mineralização de compostos lábeis

IN₂ = compostos inorgânicos da mineralização de AF

IN₃ = compostos inorgânicos da mineralização de AH

IN₄ = compostos inorgânicos da mineralização da HU

k_T = coeficiente global de perda de massa de RPOC (= k₁ + k₂ + k₃)

k₁ = coeficiente de mineralização de RPOC

k₂ = coeficiente de formação de AF

k₃ = coeficiente de formação de AH

k₄ = coeficiente de mineralização de AF

k₅ = coeficiente de mineralização de AH

k₆ = coeficiente de mineralização de HU

t^{1/2} = tempo de meia vida

t = tempo

Y_{IN1} = coeficiente de rendimento da mineralização de RPOC (IN₁)

Y_{AF} = coeficiente de rendimento formação AF

Y_{AH} = coeficiente de rendimento formação AH

λ = comprimento de onda

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Características das macrófitas aquáticas.....	2
1.2. Interações do ciclo de vida das macrófitas aquáticas	2
1.3. Decomposição das macrófitas	3
1.4. Influências antrópicas na ciclagem de nutrientes	5
1.5. Sociedade e a modelagem matemática no trabalho ecossistêmico.....	6
1.6. Contextualização do estudo	6
2. HIPÓTESES	7
3. OBJETIVOS.....	7
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	8
4.1. Caracterização da área de estudo.....	8
4.2. Características das macrófitas aquáticas selecionadas	10
4.3. Coleta das macrófitas aquáticas e execução do experimento.....	13
4.4. Composição química das macrófitas	14
4.5. Extrações das substâncias húmicas	15
4.6. Análises espectrofotométricas (razões E3/E4 e E4/E6)	16
4.7. Cinéticas da mineralização e da formação de substâncias húmicas	16
4.8. Análises estatísticas	18
5. RESULTADOS	19
5.1. Rotas da mineralização e influências da qualidade do detrito nos coeficientes de humificação e mineralização	19
5.2. Efeito do estado trófico nas rotas da humificação e mineralização.....	28
5.2.1. Balanço de massa e parametrização	28
5.2.2. Comparação dos dados	34
6. DISCUSSÃO.....	38
6.1. Rotas da mineralização e influências da qualidade do detrito nos coeficientes de humificação e mineralização.	38
6.2. Efeito do estado trófico nas rotas da humificação e mineralização.....	43
7. CONCLUSÕES	47
8. PERSPECTIVAS	48
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	49
ANEXOS	61

1. INTRODUÇÃO

O carbono é o principal elemento pelo qual a energia é acumulada e dissipada; encontra-se presente nos gases atmosféricos em uma concentração aproximadamente de 0,03% (BEGON, 2008). Em termos de produtividade líquida, nos ecossistemas terrestres avalia-se que o carbono acumulado seja em torno de 56,4 Pg ano⁻¹, enquanto que nos ecossistemas aquáticos estima-se que sejam 48,3 Pg ano⁻¹ (BEGON, 2008). Devido à capacidade do carbono em ser um forte redutor, ou seja, possuir potencial alto de doar de elétrons (RICKLEFS, 1996), quando os compostos orgânicos são oxidados em dióxido de carbono (CO₂) pela respiração dos seres vivos há liberação (dissipação) de energia.

O conceito de Alfred J. Lotka rege que os sistemas (“interações”) são governados pelo conjunto de transformações de massa entre seus componentes, passíveis de serem representadas matematicamente. Essas transformações incluem a processamento do CO₂ em compostos orgânicos pelas plantas e, posteriormente, o consumo desses produtores pelos heterótrofos (RICKLEFS, 1996).

O fluxo de energia descreve a captação, transferência e dissipação da energia através dos níveis tróficos, ou seja, dos produtores até os decompositores (BEGON, 2008). As transformações energéticas compõem um fluxo unidirecional, em contraste com o comportamento cíclico dos materiais (ODUM, 1988). Devido a complexidade analítica, as pesquisas que abordam o fluxo de energia vêm sendo substituídas pelo estudo e entendimento do ciclo de elementos, nesse caso inserem-se os estudos do ciclo do carbono, pois está fortemente relacionado com o conteúdo energético nas vias fotossintéticas. Outro fator importante para os ciclos dos elementos é que alguns nutrientes possuem capacidade de limitar a produção primária (RICKLEFS, 1996). Portanto, o carbono dissolvido, assim como os nutrientes e gases atmosféricos, pode ser incorporado a compostos carbônicos constituintes da biomassa e quando são catabolizados, os elementos são convertidos novamente a sua forma inorgânica (BEGON, 2008).

Nos ecossistemas aquáticos, uma das características mais marcantes é a lentidão dos processos de difusão, especialmente de gases. Exemplo é o CO₂, pois apresenta difusão ca. 1000 vezes menor que na atmosfera (ESTEVEES, 2011). Devido a essa condição, muitos vegetais aquáticos, dentre os quais as macrófitas submersas, apresentam várias adaptações para superarem essa escassez, são elas: aumento da superfície de absorção (i.e. através da formação de folhas modificadas) e redução da camada de células epidérmicas (ESTEVEES, 2011).

O carbono inorgânico está presente no meio aquático sob três formas: CO₂ “livre” (CO₂ e ácido carbônico), íons bicarbonato e íons carbonato (ESTEVEES, 2011). O tipo de planta aquática e as características químicas do meio (e.g. pH, temperatura, dureza, alcalinidade) influenciam o predomínio do tipo de carbono inorgânico utilizado nas transformações assimilativas durante a fotossíntese (i.e. processo de redução do carbono), sendo que seu retorno para forma inorgânica ocorre através de processos desassimilativos (realizado durante respiração de produtores primários). Além disso, assim como nos ecossistemas terrestres, seu retorno também ocorre através da ação decompositora dos microrganismos, que regeneram alguns nutrientes e carbono ao mesmo tempo em que a assimilação e a produção de biomassa acontecem (RICKLEFS, 1996).

1.1. Características das macrófitas aquáticas

As macrófitas aquáticas são consideradas vegetais que durante sua evolução retornaram do ambiente terrestre para o aquático. Dessa forma, apresentam várias características comuns aos vegetais terrestres, como por exemplo: presença de cutícula (embora menos espessa) e estômatos não funcionais (ESTEVEES, 2011).

As diferentes adaptações morfoanatômicas (PEDRALLI; TEIXEIRA, 2003) fazem com que as macrófitas possuam grande amplitude ecológica, colonizando diferentes ambientes (e.g. fitotelmos, fontes termais, cachoeiras, lagos, rios, represas, ambientes salobros e salgados; ESTEVEES, 2011), além de as tornarem capazes de responder rapidamente as variações abióticas do meio (e.g. temperatura, estações de seca e chuva, radiação solar, flutuações dos níveis d'água e fluxo de água). Devido a essas particularidades, é possível classificar as plantas aquáticas de acordo com os seus biótopos. Assim, são denominadas genericamente como macrófitas: anfíbias, emersas, flutuantes fixas e livres, submersas enraizadas e livres, epífitas (POTT; POTT, 2000; ESTEVEES, 2011). Essas diferenciações acabam, conseqüentemente, refletindo na composição química das plantas aquáticas, na ação dos microrganismos decompositores, na cinética da mineralização do carbono e na estrutura química das substâncias húmicas (SH), formadas como resultado do processo de humificação (BIANCHINI Jr.; CUNHA-SANTINO, 2008).

1.2. Interações do ciclo de vida das macrófitas aquáticas

Durante o ciclo de vida, as macrófitas podem apresentar diferentes funções ecológicas. Interagem com as comunidades epifíticas (organismos aderidos às macrófitas)

(SLÁDECKOVÁ, 1962), servindo para desova e refúgio de vários organismos (SMITH et al., 2003), fornecendo recursos para a comunidade bentônica, cadeias de herbivoria e de detritos (ESTEVES, 2011).

As atividades metabólicas durante o ciclo de vida das plantas aquáticas são influenciadas por fatores extrínsecos característicos do ambiente em que estão inseridas, como em regiões tropicais, onde ocorre maior intensidade solar (CAMARGO et al., 2003) e temperatura favorável (BOTTINO et al., 2013). A ausência de estações bem definidas na região tropical faz com que as macrófitas apresentem alto nível de produção durante o ano todo; sendo que os fatores mais determinantes de sua produtividade sejam limitados pelas estações de chuva e seca e variações dos níveis d'água (e.g. reservatórios, lagos intermitentes e represas) (ESTEVES, 2011). Outro fator extrínseco importante é o estado trófico do ambiente, pois o aumento da eutrofização pode proporcionar crescimento excessivo das macrófitas que, dependendo da densidade, são capazes de controlar a entrada e saída dos elementos, podendo tornar-se os principais produtores de matéria orgânica do ecossistema (ESTEVES, 2011).

1.3. Decomposição das macrófitas

Dependendo da incidência, as macrófitas podem assumir importante papel na ciclagem do carbono. Durante a senectude essas plantas liberam carbono orgânico dissolvido (COD), constituído principalmente de compostos citoplasmáticos hidrossolúveis reativos (usualmente denominados lábeis), as frações remanescentes são de difícil degradação; entretanto, tais frações de carbono orgânico particulado (COP) constituem a fonte de recursos mais abundante das cadeias de detritos baseadas nas plantas aquáticas (BIANCHINI Jr.; CUNHA-SANTINO, 2008; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI Jr., 2009).

As perdas de massa que ocorrem nos detritos durante a decomposição são decorrentes de três eventos: a lixiviação, a fragmentação e o catabolismo. A lixiviação (caracterizada pela dissolução dos constituintes celulares hidrossolúveis) é uma das principais fontes de manutenção do elo microbiano (sensu AZAM et al., 1993), pois subsidia a transferência do carbono orgânico para os microrganismos aderidos nos detritos particulados e também para os da coluna d'água (SALA; GUDE 1999). A fragmentação diminui o tamanho de partícula do detrito e pode alterar quimicamente a sua constituição; esse processo é usualmente atribuído aos herbívoros fragmentadores. Contudo, eventos físicos também promovem a fragmentação dos detritos (e.g. abrasão). O catabolismo é uma atividade ligada basicamente aos

microrganismos. Caracteriza-se por sequências de reações bioquímicas que extraem energia e recursos químicos dos detritos. No processo aeróbio, os produtos finais do catabolismo são compostos oxidados e com baixa energia (e.g. CO_2 , H_2O , NO_3^- , SO_4^{2-}). O catabolismo é em geral lento, o que o torna também uma importante fonte de manutenção da capacidade heterotrófica do sistema aquático (LI et al., 2012). Em suma, o catabolismo subsidia a produção secundária (e.g. biomassa microrganismos), a produção de compostos inorgânicos e de orgânicos (e.g. CH_4 , compostos húmicos) (BIANCHINI Jr. 1985; BIANCHINI Jr.; CUNHA-SANTINO, 2008; LI et al., 2012).

A formação de substâncias húmicas (SH) apresenta-se como uma etapa intermediária da mineralização do carbono. A humificação ocorre sob a influência de fatores abióticos, tais como: tamanho do detrito, temperatura, radiação solar, estado trófico e agente oxidante (MARTINOVA, 1993; BIANCHINI Jr.; CUNHA-SANTINO, 2011; BOTTINO et al., 2013; PIEPENBROCK et al., 2014) e bióticos (e.g. qualidade do detrito; (PASSERINI, 2014).

As SH são caracterizadas usualmente como moléculas de difícil degradação, contendo em sua estrutura hidrocarbonetos de cadeias longas, ácidos graxos e ésteres (ROSA et al., 2005). Ocorrem pela condensação/polimerização de vários compostos, e.g. aminoácidos, ligninas, pectinas ou hidratos de carbono (PEÑA-MÉNDEZ et al., 2005). Há uma teoria que sugere que a humificação ocorra por associações supramoleculares de moléculas heterogêneas, unidas por ligações fracas de grandes moléculas (PICOLLO et al., 2000); por serem refratárias, desempenham importantes influências nos processos de ciclagem do carbono e de reserva energética (SCOTT et al., 1998; BERG; MCCLAUGHERTY, 2008; JIANG; KAPPLER, 2008).

As sínteses secundárias que ocorrem durante a degradação e transformação dos detritos e da atividade microbiana originam as SH; os compostos secundários apresentam grande número de grupos funcionais contendo oxigênio, inseridos nos grupos COOH^- e OH^- . Apesar das SH reagirem com moléculas de difícil degradação, atuam ativamente em reações de oxi-redução, podendo agir como receptores orgânicos de elétrons utilizados na respiração anaeróbia microbiana (KELLER et al., 2009; KLÜPFEL et al., 2014). Esse transporte de elétrons gera energia para sustentar o crescimento heterotrófico (LOVLEY et al., 1996). Dessa forma, por possuírem relativa resistência à degradação microbiana, as mineralizações das SH nos ambientes aquáticos dependem da quantidade e atividade dos microrganismos heterotróficos envolvidos, das frações reativas das SH, da disponibilidade de oxigênio e da temperatura (COATES et al., 2002). Além disso, dependem também do grau de

refratabilidade dos substratos (WETZEL, 1990), nutrientes disponíveis para as atividades dos microrganismos (AMON; BENNER, 1996), agentes oxidantes, como aceptores inorgânicos e orgânicos de elétrons (PFLUGMACHER et al., 2006) e radiação solar (ANESIO et al., 2000).

Operacionalmente distinguem-se as SH em três frações, de acordo com suas características de solubilidade, são elas: (i) ácidos fúlvicos (AF) são solúveis em toda faixa de pH; (ii) ácidos húmicos (AH), são insolúveis em $\text{pH} < 2,0$; (iii) humina (HU) insolúvel em qualquer faixa de pH (MOBED et al., 1996); embora pesquisas mais recentes não considerem a humina como uma fração das SH (DERENNE; LARGEAU, 2001; HAYES et al., 2010; SONG et al., 2011; CHANG et al., 2014).

1.4. Influências antrópicas na ciclagem de nutrientes

Quando ocorrem descargas de efluentes nos ecossistemas aquáticos (rios, lagos e reservatórios), sucedem diversas alterações nas características físicas e químicas do meio como, por exemplo: aumento da cor e turbidez da água, diminuição da zona eufótica, decréscimos nas concentrações de oxigênio dissolvido. Tais modificações se relacionam com o processo de eutrofização do meio aquático, gerando alterações nas biológicas, dentre elas as comunidades fitoplancônicas e de macrófitas aquáticas. Em adição, interferem nas taxas de decomposição e, conseqüentemente, na ciclagem do carbono (THOMAZ; BINI, 1999; THOMAZ et al., 2003; LI et al., 2013; APARICIO; BITENCOURT, 2015).

A eutrofização é um processo que ocorre nos ecossistemas aquáticos devido ao acúmulo de nutrientes (MOSS, 1998) e, dependendo de sua origem, pode ser classificada em dois tipos: natural e antrópica, ou artificial (MOSS, 1998; FERREIRA et al., no prelo). A eutrofização natural normalmente ocorre muito lentamente (MOSS, 1998), as variações das concentrações de nitrogênio nos ambientes aquáticos dependem das diferenças entre suas taxas de entradas (e.g. chuvas, material alóctone e fixação de nitrogênio molecular), de estocagem (e.g. sedimentação) e de saídas (e.g. por ações microbiológicas em compostos nitrogenados), enquanto que para entrada do fósforo, as concentrações dependem, principalmente, da intemperização de minerais da bacia de drenagem e também dos aportes de fósforo dos materiais particulados atmosféricos, e de saídas como, por exemplo: decomposição da biomassa (liberado principalmente sobre forma de fosfato orgânico dissolvido) e pela sedimentação (ocorre devido as interações com íons de ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos e carbonatos, pH e condições de oxi-redução) (ESTEVES, 2011). A eutrofização antrópica está frequentemente ligada a emissões de efluentes

(industriais e domésticos) e escoamento superficiais de terras agricultáveis (MOSS, 1998; ESTEVES, 2011; MORAIS; GUANDIQUE, 2015). A eutrofização faz com que ocorram mudanças quali-quantitativas no meio aquático, como, na dominância de comunidades dos produtores primários, nas condições físicas e químicas (e.g. pH, alcalinidade, concentrações de elementos) e na velocidade de ciclagem de nutrientes (MOSS, 1998; ESTEVES, 2011; LI et al., 2012; SILVA et al., 2014).

1.5. Sociedade e a modelagem matemática no trabalho ecossistêmico

Ao longo do tempo, a sociedade moderna vem mostrando um anseio de responsabilidade cada vez maior com os ecossistemas (MILIOLI; BERTOLIN, 2015), através das preocupações relacionadas ao manejo dos ecossistemas naturais (HENRY; NOGUEIRA, 1999). Nesse contexto, um manejo adequado do ecossistema (e.g. reservatórios) se dá principalmente pelo entendimento e estudo do funcionamento de suas complexidades (TUNDISI, 1999), pelas análises detalhadas de cada compartimento que o compõe, dando suporte para entendimento sistêmico.

O uso de modelos matemáticos permite um entendimento sistêmico dos ambientes aquáticos (BIANCHINI Jr., 1985; MILIOLI; BERTOLIN, 2015). Assim, para a descrição e balanço de cada elemento de interesse (e.g. carbono, nitrogênio, fósforo, etc.) devem ser estruturadas diferentes equações de velocidade que considerem seus respectivos coeficientes de mineralização e de formação, representando assim os diferentes mecanismos envolvidos na produção e decomposição (BIANCHINI Jr, 1999). A partir da parametrização do modelo, considerando as interações entre os coeficientes de reação com as funções de forças do ambiente (e.g. concentração de nutrientes do meio, temperatura) torna-se possível simular eficientemente a mineralização do carbono particulado (BIANCHINI Jr, 1999).

Em geral, as equações que tratam da decomposição de macrófitas aquáticas pressupõem que as perdas de massa dos detritos sejam cinéticas de 1ª ordem (BIANCHINI Jr., 1999); a heterogeneidade da composição química do detrito também deve ser considerada (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI Jr., 2006).

1.6. Contextualização do estudo

Esse estudo foi conduzido com base nas quantificações de carbono orgânico obtidas da extração das SH (AF e AH), provenientes dos detritos particulados de 5 espécies de macrófitas aquáticas previamente incubadas *in situ* em dois reservatórios tropicais com

diferentes estados tróficos. No geral, nesse estudo visou-se: i) desenvolver e validar um modelo matemático que descrevesse a formação e o destino das SH; ii) ponderar a influência da qualidade do detrito nos coeficientes cinéticos; iii) verificar os efeitos do estado trófico nas rotas de humificação e mineralização dos detritos particulados de macrófitas aquáticas.

2. HIPÓTESES

Esse estudo contém as seguintes hipóteses: i) as macrófitas aquáticas com mais estruturas de sustentação (i.e. conteúdo de fibras) serão decompostas mais lentamente e consequentemente, darão subsídio à maior formação de SH; ii) a mineralização das macrófitas em ambiente aquático com maior grau de trofia é favorecida, em detrimento do armazenamento das formas orgânicas do carbono (e.g. formação de compostos húmicos).

3. OBJETIVOS

Considerando a importância da composição química da biomassa das macrófitas e a influência do grau de trofia do meio aquático na humificação e na ciclagem do carbono, o presente estudo teve os seguintes objetivos específicos:

- (i) Identificar as rotas da mineralização do carbono a partir do detrito particulado das macrófitas através da extração de SH.
- (ii) Relacionar a composição química das macrófitas aquáticas com os coeficientes cinéticos de humificação e mineralização.
- (iii) Comparar o efeito do estado trófico do ambiente aquático nas velocidades de ciclagem do carbono (i.e. humificação e mineralização).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento de decomposição foi realizado *in situ*, em dois reservatórios com diferentes graus de trofia (reservatórios de Lajes e Vigário). Foram incubadas cinco 5 espécies de macrófitas (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., *Pistia stratiotes* (L.), *Sagittaria montevidensis* (Cham. & Schldl.) Kuntze, *Salvinia auriculata* (Aubl.) e *Urochloa arrecta* (Hack. & Schinz) Morrone & Zuloaga) em *litter bags*. O experimento foi realizado entre as estações de outono a inverno (i.e. maio a setembro de 2011). O experimento de decomposição (incubações *in situ*) e caracterizações limnológicas dos reservatórios foram realizadas por Rocha (2012).

4.1. Caracterização da área de estudo

Os reservatórios de Lajes (22° 42' 02'' S e 43° 52' 54'' O) e de Vigário (22° 40' 18'' S e 43° 52' 78'' O) estão inseridos em um sistema de geração de energia elétrica (Complexo de Lajes), a 80 km do município do Rio de Janeiro (Brasil); Figura 1. O sistema é responsável por 96% do abastecimento de água da população metropolitana do Rio de Janeiro, representada hoje por ca.10 milhões de consumidores (SILVA et al., 2012).

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Aw, ou seja, clima tropical quente e úmido, com estação seca no inverno. As temperaturas médias anuais variam entre 17 e 24 °C, e a região possui precipitação (médias anuais) em torno de 1225 a 1500 mm, com máxima média mensal de 195 mm em janeiro e mínima média mensal de 31 mm em junho; mesmo nos meses de inverno a umidade relativa do ar é alta (71% a 72%), podendo chegar a 77% na estação chuvosa (ROCHA, 2012).

As incubações dos *litter bags* no reservatório de Lajes foram situadas na porção final, próximo à barragem. No reservatório de Vigário, os *litter bags* também foram incubados na região final, próxima à entrada das tomadas d'águas da Usina de Nilo Peçanha (ROCHA, 2012). Tais reservatórios foram escolhidos para investigar a ciclagem de macrófitas aquáticas em diferentes estados tróficos; devido à pequena distância que os separa (ca. 3 km), as condições climáticas foram neutralizadas, não interferindo diferencialmente na decomposição (ROCHA, 2012).

O reservatório de Lajes é oligo-mesotrófico, apresenta ca. 60-70% do seu entorno coberto por florestas do bioma Mata Atlântica (GUARINO et al., 2005; ROCHA 2012), seu tempo médio de residência é de 287 dias, o que faz com que a transparência da água chegue a 5,5 m profundidade (GUARINO et al., 2005). Há também baixa ocupação antrópica a

montante no trecho da transposição de Tocos, o que torna aceitável a qualidade da água do afluente, apesar de ser o principal fornecedor de fósforo para o reservatório (ROCHA, 2012). Embora o reservatório como um todo seja classificado como oligo-mesotrófico, os pontos próximos às entradas de tributários, por exemplo, dos rios Piraí, Prata e Pires, encontram-se eutrofizados e com crescimento de macrófitas, principalmente pela espécie *S. auriculata* (ROCHA, 2012).

O reservatório de Vigário encontra-se impactado devido ao despejo de efluentes e com elevadas concentrações de nutrientes, o que lhe confere uma condição eutrófica (DOMINGUES, 2013). Possui uma vazão de 180 m³/s, coluna d'água homogênea e tempo médio de residência de 30 dias. Essas características fazem com que a transparência média seja menor que 1,0 m de profundidade (ROCHA, 2012). De acordo com os perfis de temperatura e oxigênio dissolvido, durante período o experimental (maio a setembro de 2011), a coluna d'água não apresentou estratificação (ROCHA, 2012). Ocorre também nesse reservatório, o predomínio das espécies de macrófitas aquáticas flutuantes (*S. auriculata*, *E. crassipes* e *P. stratiotes*) e emersa (*S. montevidensis*) (ROCHA, 2012; DOMINGUES, 2013).



Figura 1. Área de estudo, localizada no Complexo de geração de energia elétrica do Grupo Light: reservatórios de Vigário e Lajes, RJ.

Os resultados da caracterização climática para o período experimental mostraram que, em média, os reservatórios de Lajes e de Vigário não apresentaram diferenças significativas, no que se refere a temperatura do ar, pressão atmosférica, umidade relativa do ar e a precipitação (ROCHA, 2012). Para a caracterização limnológica dos reservatórios durante o

período de incubação dos *litterbags*, foram selecionadas as seguintes variáveis: temperatura da água ($T_{\text{Água}}$), oxigênio dissolvido, pH, nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), ortofosfato (PT) e íon amônio (NH_4^+) (ROCHA, 2012). Os dados mostraram que durante maio e setembro de 2011, não houve diferenças significativas para as variáveis, $T_{\text{Água}}$, OD, pH, NO_2^- e NH_4^+ , havendo diferenças extremamente significativas para as variáveis NO_3^- ($p < 0,001$) e PT ($p < 0,001$) (ROCHA, 2012), (Tabela 1).

Tabela 1. Média das variáveis físicas e químicas da água dos reservatórios de Lajes e Vigário durante o período experimental; em que: *** (diferença extremamente significativa $p < 0,001$) (ROCHA, 2012).

Análises Físico/Químicas	Lajes	Vigário
*** PT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	10,67	67,9
*** NO_3^- (mg.L^{-1})	0,6	5,39
NO_2^- (mg.L^{-1})	0,07	0,1
NH_4^+ (mg.L^{-1})	0,16	0,17
OD (mg.L^{-1})	8,34	8,66
pH	6,96	6,67
$T_{\text{Água}}$ ($^{\circ}\text{C}$)	21,35	20,45

4.2. Características das macrófitas aquáticas selecionadas

- *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms



Figura 2. *Eichhornia crassipes*

Planta nativa da América do Sul (Amazônia e Pantanal), abundante em rios e áreas de inundação fluvial, solos argilosos e siltoso-orgânicos férteis (POTT; POTT, 2000). Pertencente à família Pontederiaceae e ao gênero *Eichhornia*, trata-se de uma planta flutuante livre, estolonífera e perene, seu tamanho varia de 15 a 80 cm, atualmente estão espalhadas em regiões tropicais e no Brasil constitui o maior volume da flora aquática (HOEHNE, 1979). Conhecida popularmente como, camalote, lírio de água, aguapé, mururé (Amazônia), é utilizada para ornamentação, despoluição d'água, ração animal, adubo orgânico e produção de

biogás, e também possui capacidade de tornar-se dominante. (POTT; POTT, 2000; AMARAL et al., 2008).

- *Pistia stratiotes* L.



Figura 3. *Pistia stratiotes*

Planta de origem pantropical e subtropical (sul dos Estados Unidos à Argentina), no Brasil ocorre em todo território. São encontradas nas margens dos rios (com águas menos ácidas) e em lagoas com solos mais argilosos e calcários (POTT; POTT, 2000; AMARAL et al., 2008). Representada pela família Araceae e ao gênero *Pistia*, é uma planta (erva) livre e flutuante, podendo ser fixa em águas rasas, estolonífera, perene ou anual, folha esponjosa e seu tamanho varia de 3 a 30 cm de diâmetro (POTT; POTT, 2000). Denominada popularmente como, alface-d'água, erva-de-santa-luzia, camalotinho, flor-d'água é utilizada para ornamentação, na piscicultura é usada para sombra e desova de peixes, possui capacidade despoluidora de efluentes domésticos, uso medicinal (desde cultura egípcia) tanto para uso externo (e.g. hemorroidas, emoliente, suco (escoriações) e cinzas (pele)) quanto para o uso interno “suco” (e.g. diarreia, sangue na urina, hérnia, herpes, sífilis, diabete, asma, etc.) e pode ser considerada como uma espécie daninha, limitando o uso dos mananciais (POTT; POTT, 2000; AMARAL et al., 2008).

- *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schtdl.



Figura 4. *Sagittaria montevidensis*

Macrófita encontrada em regiões subtropicais da América do Sul (Equador, Peru, Uruguai e norte do Chile) e no Brasil (Centro-Sul e Amazônia). Habitam ambientes palustres e as margens de cursos d'água (POTT; POTT, 2000). Representada pela família Alismataceae e pelo gênero *Sagittaria*, é uma espécie emergente, perene, seu tamanho varia de 0,5 a 1,0 m de altura; possuem ramos glabros e pouco lactescentes (POTT; POTT, 2000; AMARAL et al., 2008). Habitualmente conhecida como, águapé-flecha, chapéu-de-couro, e seta é utilizada na ornamentação (e.g. aquário) e jardins, alimentação (rizomas comestíveis na cultura asiática) (AMARAL et al., 2008). Invasoras de culturas de arroz (e.g. Santa Catarina e Rio Grande do Sul) crescem também em águas estagnadas e poluídas.

- *Salvinia auriculata* Aubl.



Figura 5. *Salvinia auriculata*

Planta aquática encontrada na América Central e do Sul, desde Cuba ao Paraguai. No Brasil ocorre em todo o seu território tanto em lagoas quanto em alagados com solos férteis, mais sendo abundante no Pantanal (POTT; POTT, 2000). Pertencente à família Salviniaceae e ao gênero *Salvinia*, é uma pteridófita flutuante livre, com caule irregularmente dividido, não possui raízes verdadeiras, é uma espécie anual ou perene, possui três folhas em um verticilo, sendo duas folhas flutuantes (chegando a medir 1 cm cada) e uma submersa; folhas verde-escuro a castanho, recobertas por pelos (AMARAL et al., 2008). Popularmente conhecida como, orelha-de-onça e salvínia, é utilizada na ornamentação em aquários e jardins, no ambiente servem de desova e abrigo para larvas de peixes, alevinos, camuflagem para jacaré e forrageio de capivaras, insetos, caramujos e aves. Espécie possui potencial invasor, com rápida proliferação (i.e. sucessão pioneira em locais perturbados), podendo alastrar-se em toda superfície d'água (POTT; POTT, 2000).

- *Urochloa arrecta* (Hackel ex T. Durand & Schinz) Morrone & Zuloaga



Figura 6. *Urochloa arrecta*

Planta nativa da África e amplamente distribuída no Brasil. Incluída após revisão feita por Morrone; Zuloaga, (1992) à família Poaceae e ao gênero *Urochloa*. É uma macrófita anfíbia, estolonífera e perene; propaga-se por sementes, estolões e rizomas (fragmento) (POTT et al., 2011). Popularmente conhecida como, capim-tanner-grass e braquiária-dobrejo, foi introduzida no Brasil para pastagem, principalmente em áreas alagadas, facilitando sua invasão em áreas de cultivo de arroz, em canais de irrigação e beiras de corpos d'água (BIANCO et al., 2015). Altamente competitiva (considerada espécie daninha) por recursos como, nutriente, água e luz, além de atuar como hospedeira de inseto-praga e é tóxica para forrageio de gados e ovinos. (CARNIATTO et al., 2013; BIANCO et al., 2015).

4.3. Coleta das macrófitas aquáticas e execução do experimento

Cinco espécies de macrófitas aquáticas (*E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. montevidensis*, *S. auriculata* e *U. arrecta*) foram coletadas nos reservatórios de Lajes e Vigário, lavadas em água corrente no laboratório, secas à temperatura ambiente e posteriormente em estufa (50 °C; 30 min.). Em seguida, foram preparados 300 *litter bags* (20 × 35 cm; malha = 0,2 mm) contendo em cada um 20,0 g de cada planta (massa seca); os *litter bags* foram incubados (profundidade: 2,5 m) durante 120 dias no reservatório de Lajes (n = 150) e Vigário (n = 150) no período de: maio a setembro de 2011. Para cada espécie, nos dias amostrais (1, 3, 5, 10, 15, 20, 30, 60, 90 e 120), foram retirados três *litter bags* e os detritos remanescentes foram secos (50 °C) até massa constante; posteriormente, foram triturados e armazenados em recipientes de polipropileno (ROCHA, 2012) (Figura 7).

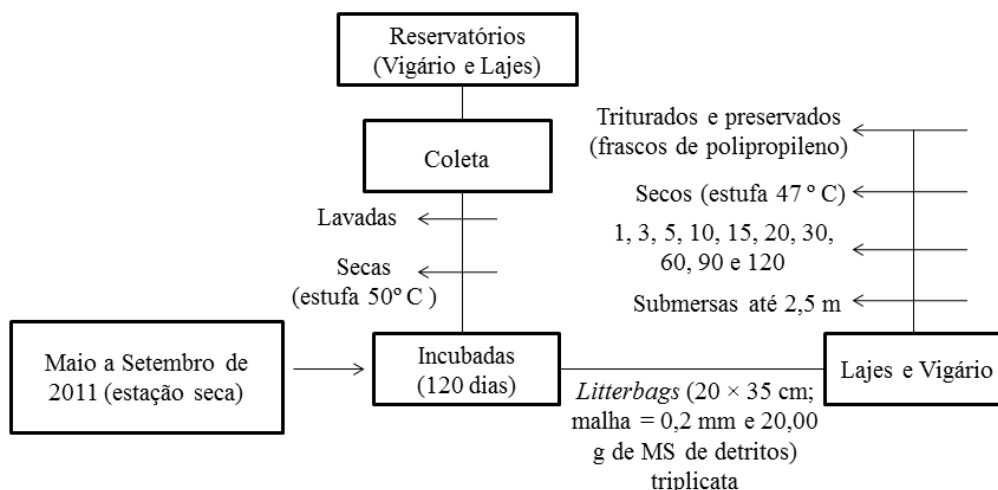


Figura 7. Fluxograma dos procedimentos experimentais.

4.4. Composição química das macrófitas

Os teores de N das macrófitas foram determinados pelo método de Kjeldhal (ALLEN et al., 1974); os teores de fósforo foram determinados por colorimetria (ROCHA et al., 2014). As determinações de carbono foram realizadas por calcinação (550 °C; 2 h) das amostras (WETZEL; LIKENS, 1990). Para os cálculos das perdas de massa do COP e para estabelecer as proporções C:N, C:P e N:P, foram descontados os teores de cinzas (ROCHA, 2012). Os teores iniciais de lignina foram determinados por gravimetria, após digestão ácida das plantas (ALLEN et al., 1974).

Os conteúdos iniciais de fração de parede celular (FPC) foram determinados por digestão com detergente neutro (van SOEST; WINE, 1967). Amostras das plantas (0,5 g; n =3) previamente moídas, foram colocadas em balão de fundo redondo (250 ml) e adicionados 50 ml de solução neutra, 0,5 g de sulfato de sódio e 2 ml de decalina. Aos balões foram acoplados a condensadores e mantidos (1 h) a 120°C. Após resfriamento as amostras foram filtradas em membrana de fibra de vibro. As membranas contendo as amostras foram lavadas, por 2 vezes, com 75 ml de água destilada e 2 ml de acetona. Posteriormente, as amostras foram secas (ca. 48 h à 50°C) e as massas finais foram determinadas por gravimetria. O cálculo FPC foi realizado pela equação 1:

$$FPC (\%) = \frac{100 \times PM}{MA} \quad (1)$$

em que: PM = perda de massa da amostra; MA = massa inicial.

Os teores de celulose + hemicelulose foram estimados da diferença entre os teores de FPC e lignina.

4.5. Extrações das substâncias húmicas

As SH foram extraídas dos detritos remanescentes das cinco espécies de macrófitas aquáticas. Foram utilizadas amostras de 1,0 g, previamente secas e moídas. As extrações foram realizadas de acordo com as propriedades de solubilidade das SH em diferentes classes de pH (HAYES; SWIFT, 1978; HAYES et al., 2010), com adição de NaOH 0,5 M. As misturas foram agitadas para a homogeneização, durante 1 h d⁻¹; após 24 h, a solução foi coletada; esse procedimento foi repetido até que a solução alcalina apresentasse absorvância < 0,1 (λ : 450 nm). Ao final, as soluções de SH, foram filtradas em membrana de acetato de celulose (0,45 μ m) e fracionadas por meio da adição de HCl (P.A: 36,5 - 38 %) até pH 1,0. Em seguida, as amostras foram centrifugadas por 25 min (2.517 g; 25 °C) para separação dos AF e AH, sendo o AH redissolvido em solução de NaOH 0,1 M. Após o fracionamento, os pH das soluções de AF e AH foram acertados para 5,0 e 8,0, respectivamente. As concentrações de carbono orgânico das amostras de AF e AH foram determinadas utilizando analisador específico (SHIMADZU, modelo TOC-LCPH) (Figura 8).

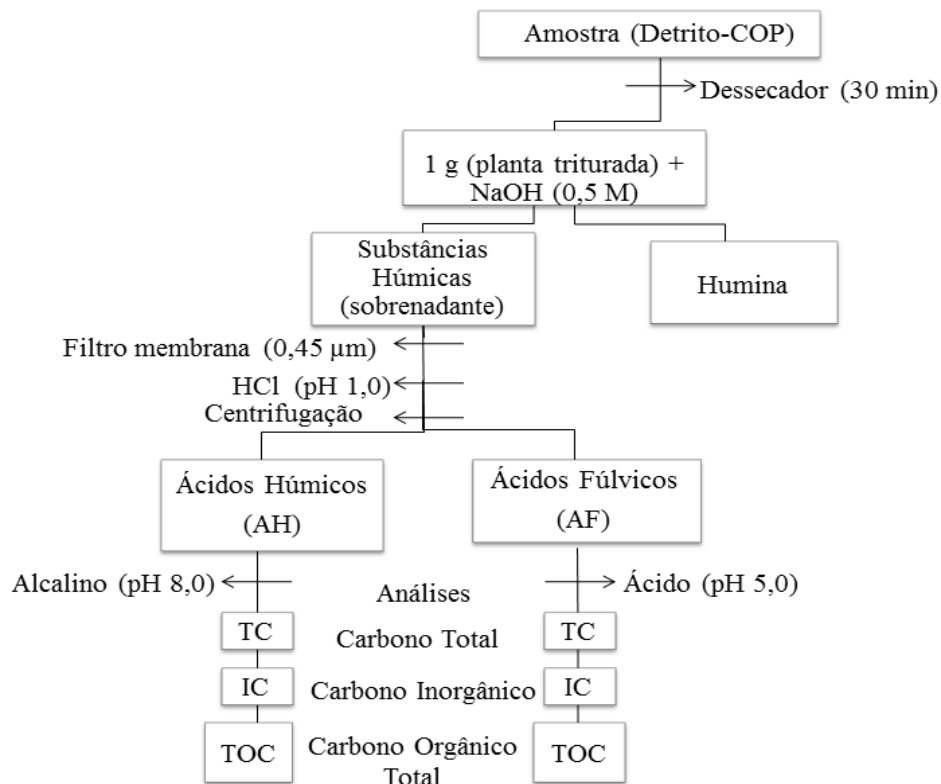


Figura 8. Diagrama esquemático do processo de obtenção das SH e análises dos componentes húmicos (AH e AF); COP = carbono orgânico total.

4.6. Análises espectrofotométricas (razões E3/E4 e E4/E6)

Espectros de absorção (i.e. 300, 400, 465 e 665 nm) da região do ultravioleta e visível (UV-VIS) dos AF (pH 5,0) e AH (pH 8,0) extraídos de todos os dias amostrais foram obtidos (espectrofotômetro Pharmacia, Ultrospec 2100 pro). Foi utilizada cubeta de quartzo de 1 cm e como branco água Milli-Q (GAUTHIER et al., 1987; STEVENSON, 1994).

4.7. Cinéticas da mineralização e da formação de substâncias húmicas

Considerando que os processos cinéticos envolvidos na decomposição das plantas aquáticas sejam de primeira ordem (BIANCHINI Jr.; CUNHA-SANTINO, 2008), as Equações 2 a 9 foram propostas para as descrições das formações e mineralizações das SH nos detritos orgânicos particulados (COP) das cinco espécies de macrófitas aquáticas. O modelo admitiu que: (i) os detritos foram recursos heterogêneos, formados por carbono orgânico particulado reativo (RPOC) e carbono orgânico particulado menos reativo, ou seja, humina (HU); (ii) as frações de RPOC foram convertidas em AH e AF e que a humificação foi um processo concorrente à mineralização do RPOC; (iii) os AF e AH foram mineralizados; (iv) as frações HU não foram convertidas em SH, apenas subsidiaram a mineralização, (Figura 9).

$$\frac{dCOP}{dt} = -k_T RPOC - k_6 HU \quad (2),$$

$$\frac{dIN_1}{dt} = k_T (Y_{IN1} RPOC) \quad (3),$$

$$\frac{dAF}{dt} = k_T (Y_{AF} RPOC) - k_4 AF \quad (4),$$

$$\frac{dAH}{dt} = k_T (Y_{AH} RPOC) - k_5 AH \quad (5),$$

$$\frac{dIN_2}{dt} = k_4 AF \quad (6),$$

$$\frac{dIN_3}{dt} = k_5 AH \quad (7),$$

$$\frac{dIN_4}{dt} = k_6 HU \quad (8),$$

$$MC = \sum_{i=1}^4 IN_i \quad (9),$$

em que: COP = carbono orgânico particulado do detrito (= RPOC + HU); RPOC= carbono orgânico particulado reativo (%); HU = humina (%); k_T = coeficiente global de perda de massa de RPOC, (d^{-1}) (= $k_1 + k_2 + k_3$); k_1 = coeficiente de mineralização de RPOC (d^{-1}); k_2 =

coeficiente de formação de AF (d^{-1}); k_3 = coeficiente de formação de AH, (d^{-1}); Y_{IN1} = coeficiente de rendimento da mineralização de RPOC (rota IN_1); Y_{AF} e Y_{AH} = coeficientes de rendimento de formação de AF e AH, respectivamente; k_4 = coeficiente de mineralização de AF (d^{-1}); k_5 = coeficiente de mineralização de AH (d^{-1}); k_6 = coeficiente de mineralização de HU (d^{-1}); MC = carbono mineralizado (%); IN_1 = compostos inorgânicos decorrentes da primeira rota de mineralização (i.e. compostos lábeis de RPOC); IN_2 e IN_3 = compostos inorgânicos decorrentes da mineralização de AF e AH, respectivamente; IN_4 = compostos inorgânicos decorrentes da quarta fonte de mineralização, a HU.

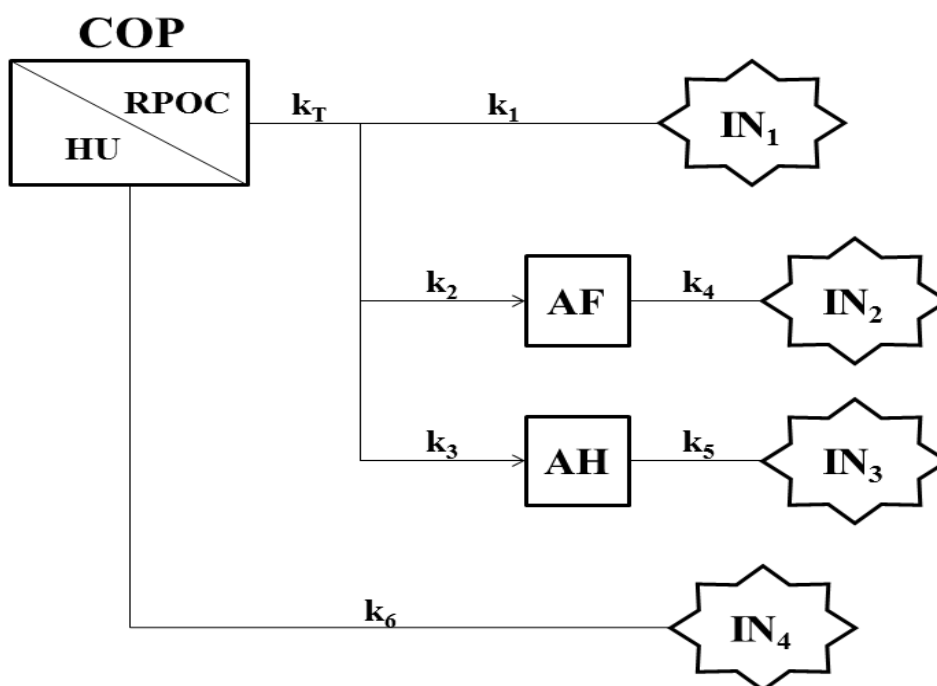


Figura 9. Rotas cinéticas da mineralização do carbono orgânico particulado dos detritos das macrófitas aquáticas.

Os tempos de meia vida ($t_{1/2}$) das formações de SH e das mineralizações foram calculados empregando a Equação (10):

$$t_{1/2} = \ln 0,5 / -k \quad (10),$$

em que: k = coeficientes das reações (humificação e mineralização; i.e. k_T , k_4 , k_5 e k_6).

O modelo foi parametrizado utilizando-se as variações temporais de COP, AF e AH; para tanto, foram empregadas regressões não lineares, através do algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt (PRESS et al., 2007).

4.8. Análises estatísticas

As análises estatísticas de perda de massa de COP, das formações de AF e AH e das mineralizações foram avaliadas de duas formas. No estudo que trata das rotas da mineralização e influências da qualidade do detrito nos coeficientes de reação, considerou-se a ordenação dos resultados, analisou-se a normalidade pelo método de *Shapiro-Wilk* e após, foi aplicado o teste de *Kruskal-Wallis*, seguido do teste de comparação múltipla de *Dunn*. O nível de significância adotado foi 5%.

A validação do modelo cinético (Eq. 9) foi realizada através de regressão linear, confrontando os dados experimentais e os simulados de MC. Os rendimentos das SH foram confrontados com as variáveis relativas à composição inicial das plantas, também com regressões lineares.

No estudo que tratou do efeito do estado trófico nas rotas da humificação e mineralização, as perdas de massa e os rendimentos de formação de SH e MC foram também submetidos ao teste de normalidade de *Shapiro-Wilk*, após, foi aplicado o teste de *Kruskal-Wallis*, seguido do teste de comparação múltipla de *Dunn*. Posteriormente, as variações temporais de POC, AF, AH e MC foram comparadas nos diferentes meios (i.e. eutrófico e oligo-mesotrófico). O modelo cinético também foi avaliado com regressão linear, confrontando os dados de MC (observados e simulados). Para comparação dos dados parametrizados em diferentes estados tróficos, ponderou-se o arranjo dos resultados no tempo, através da normalidade *Shapiro-Wilk*, posteriormente pelo teste de *ANOVA de medidas repetidas* em conjunto com a comparação múltipla de *Dunn*. O nível de significância adotado foi 5%.

5. RESULTADOS

5.1. Rotas da mineralização e influências da qualidade do detrito nos coeficientes de humificação e mineralização

As composições químicas das macrófitas selecionadas para os experimentos são apresentadas na Tabela 2. Os teores de carbono foram relativamente próximos (variação: 35,7 - 42,5%). Contudo, em média (40,4%) as espécies enraizadas (emergente - *S. montevidensis* e anfíbia - *U. arrecta*) apresentaram teores 7,9% mais elevados que as espécies flutuantes (*E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. auriculata*). As espécies enraizadas também apresentaram teores maiores de lignina e FPC (médias: 48,6 e 71,6%) que as espécies flutuantes (médias: 37,5 e 53,1%, respectivamente). Por outro lado, as razões C:N, C:P e N:P não se destacaram em função da forma de vida das macrófitas.

Os balanços de massa (HU, AF, AH e MC) durante a decomposição das macrófitas são apresentados na Figura 10. A mineralização e a humificação ocorreram desde o primeiro dia, sendo que, no início, a formação de SH tendeu a prevalecer sobre a mineralização.

A heterogeneidade dos detritos particulados (Figura 10) pode ser constatada pelos diferentes rendimentos calculados para RPOC (carbono reativo) e HU (humina) (Tabela 2) e as distintas perdas de massa das frações (HU, AH e AF). Assim, o COP que correspondeu ao detrito total no dia zero, foi convertido rapidamente em AH, AF e MC (somatório do carbono inorgânico proveniente das 4 rotas de mineralização: $IN_1 + IN_2 + IN_3 + IN_4$; Eq. 9).

Considerando que a humificação e a mineralização do RPOC sejam processos concorrentes (Eq. 3 a 5), a formação das SH prevaleceu sobre a mineralização (rota IN_1) na decomposição de todas as espécies de macrófitas; em média, 83,6% do RPOC foram convertidos em SH e 16,4% do carbono dessa fração foram rapidamente mineralizados ($t_{1/2}$ médio = 0,4 dias). A maior mineralização de RPOC (i.e. IN_1) ocorreu nos detritos de *P. stratiotes* (22,06%), correspondente a 38,5% do RPOC e a menor (0,85%) nos detritos de *S. auriculata* (\approx 1,5% do RPOC).

Dentre os detritos, os AF apresentaram maior rendimento de formação nos detritos de *E. crassipes* (60,3%) e menor nos de *P. stratiotes* (32,5%). O maior rendimento de formação dos AH ocorreu nos detritos de *U. arrecta* (7,9%) e o menor nos detritos de *P. stratiotes* (2,7%).

Tabela 2. Composição química das macrófitas aquáticas e parâmetros do modelo cinético dos detritos incubados no reservatório de Lajes/RJ; em que: FPC = fração de parede celular; RPOC= carbono orgânico particulado reativo; HU = humina; AF= ácidos fúlvicos; AH = ácidos húmicos; k_T = coeficiente global de perda de massa de RPOC (formações de AF, AH e IN₁); k_4 = coeficiente de mineralização de AF; k_5 = coeficiente de mineralização de AH; k_6 = coeficiente de mineralização da HU; IN₁= compostos mineralizados de RPOC; DP = desvio padrão.

	<i>Eichhornia crassipes</i>		<i>Pistia stratiotes</i>		<i>Sagittaria montevidensis</i>		<i>Salvinia auriculata</i>		<i>Urochloa arrecta</i>	
		DP		DP		DP		DP		DP
C (%)	36,8	0,6	35,7	0,2	38,3	0,7	39,1	0,6	42,5	0,4
C:N	24,8		24,1		21,8		33,1		49,6	
C:P	382,8		315,2		140,1		819,9		1084,9	
N:P	15,5		13,1		6,4		24,8		21,9	
Lignina (%)	35,0	6,0	28,6	1,2	44,8	2,5	49,0	1,3	52,3	1,9
FPC (%)	46,3	5,8	56,0	7,1	62,8	1,9	56,9	5,8	80,4	2,9
Cinzas (%)	3,6	1,2	10,2	0,4	7,9	1,5	8,7	1,3	3,5	0,9
		Erro		Erro		Erro		Erro		Erro
RPOC (%)	73,00	8,42	57,30	4,35	58,49	5,25	55,00	7,69	48,62	1,88
k_T (d ⁻¹)	0,95	0,30	3,37	2,11	1,91	0,59	1,5		2,12	0,32
HU (%)	27,00	4,31	42,70	2,96	41,51	2,77	45,00	2,45	51,38	0,09
k_6 (d ⁻¹)	0,005	0,004	0,036	0,006	0,013	0,003	0,001		0,006	0,000
AF (%)	60,28	3,30	32,53	1,79	39,24	2,42	47,16	3,76	36,99	0,87
k_4 (d ⁻¹)	0,011	0,002	0,029	0,004	0,020	0,004	0,004	0,002	0,007	0,000
AH (%)	5,28	0,20	2,71	0,21	4,97	0,39	6,99	0,34	7,98	0,34
k_5 (d ⁻¹)	0,006	0,001	0,020	0,005	0,012	0,003	0,003	0,001	0,006	0,001
IN ₁ (%)	7,43		22,06		14,28		0,86		3,64	

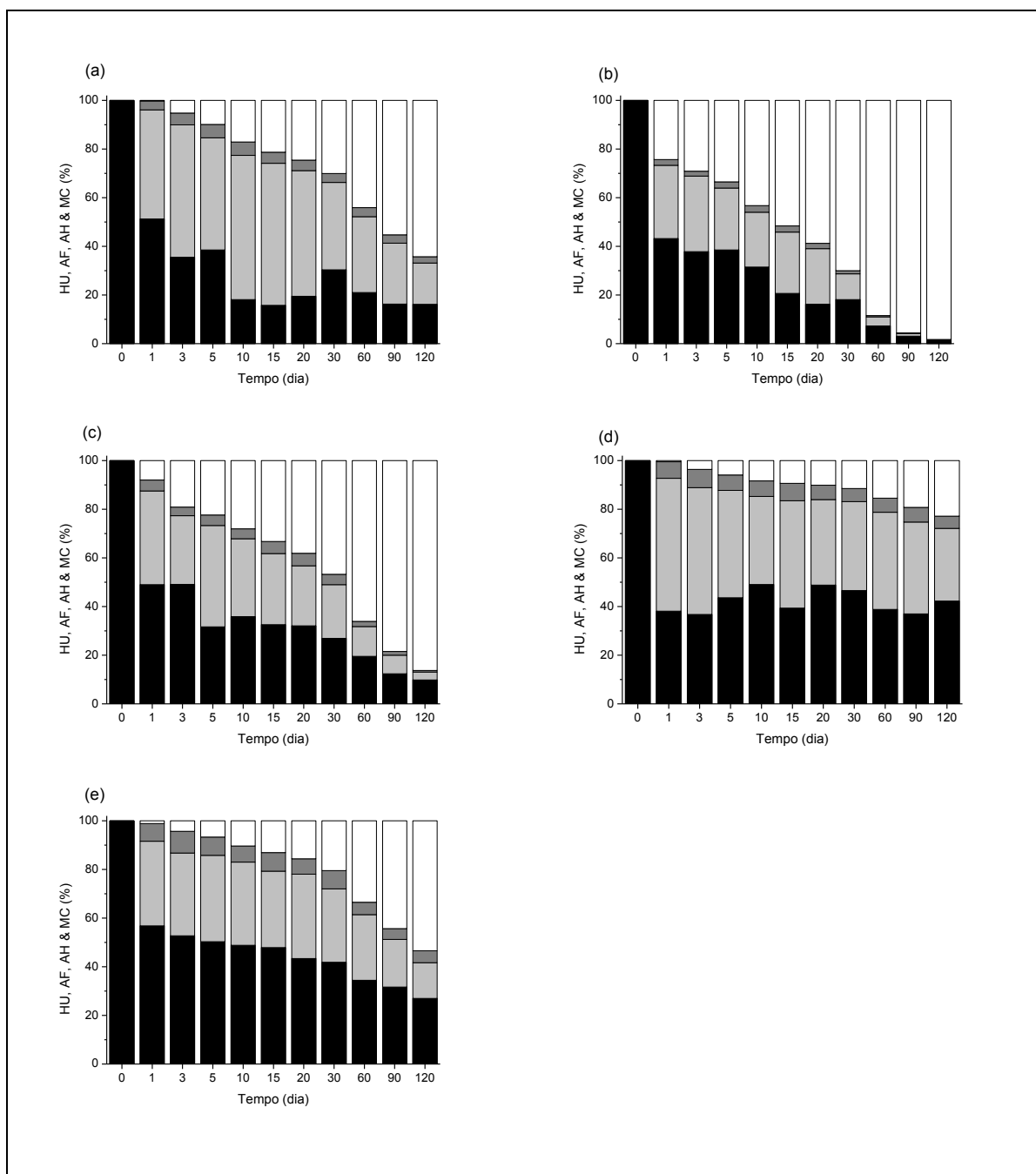


Figura 10. Balanços de massa das mineralizações e formações de compostos húmicos da decomposição de *Eichhornia crassipes* (a), *Pistia stratiotes* (b), *Sagittaria montevidensis* (c), *Salvinia auriculata* (d), e *Urochloa arrecta* (e) incubadas no reservatório de Lajes/RJ; em que: humina (HU) = preto; ácidos fúlvicos (AF) = cinza claro; ácidos húmicos (AH) = cinza escuro e carbono mineralizado (MC) = branco.

Em média, o RPOC representou a maior fração do detrito ($58,5 \pm 9,0\%$), variando de $48,62 \pm 1,88\%$ (*U. arrecta*) a $73,00 \pm 8,42\%$ (*E. crassipes*); Tabela 2. Apresentou também proporcionalidade inversa com teores iniciais de FPC ($r^2 = -0,72$); Tabela 3. Não houve correlação forte entre primeira rota da mineralização (IN_1) com o conteúdo inicial de fibra (i.e. FPC) das macrófitas. Entretanto, ocorreu relação inversa entre IN_1 e as razões C:P e N:P ($r^2 = -0,56$ e $-0,59$) e lignina ($r^2 = -0,59$). Em relação às SH, as formações de AF predominaram sobre as de AH nos detritos das cinco espécies de macrófitas (teor médio de AF: $43,2 \pm 10,9\%$; teor médio de AH: $5,6 \pm 2,0\%$); na média, a formação de AF foi 7,7 vezes maior que a de AH.

A HU constituiu entre $27 \pm 4,31\%$ (*E. crassipes*) a $51,38 \pm 0,09\%$ (*U. arrecta*) dos recursos; Tabela 2. Em média, essa fração correspondeu a 41,5% dos detritos. Os teores de HU apresentaram relação direta com os teores iniciais de FPC ($r^2 = 0,72$); Tabela 3.

Os rendimentos de AH apresentaram proporcionalidade com os teores iniciais de lignina ($r^2 = 0,83$; Figura 12-a), C ($r^2 = 0,81$) e com as proporções C:N e C:P ($r^2 = 0,66$ e $0,69$, respectivamente); Tabela 3. Por sua vez, os rendimentos dos AF apresentaram relação inversa com os teores de celulose + hemicelulose ($r^2 = -0,63$); Tabela 3.

De acordo com a parametrização do modelo, o coeficiente global conversão de RPOC (k_T) variou entre $0,95 \text{ d}^{-1}$ (*E. crassipes*) e $3,37 \text{ d}^{-1}$ (*P. stratiotes*), com $t_{1/2}$ variando de 0,2 a 0,7 d (Tabela 2). Gerando nesse caso, $t_{1/2}$ médio de 0,4 dias para a humificação e mineralização de compostos lábeis (rota IN_1) de RPOC. Com relação aos constituintes das macrófitas, o coeficiente global de perda de massa de RPOC (k_T) e o coeficiente de mineralização de RPOC (k_1) estiveram mais fortemente relacionados com os teores de celulose + hemicelulose e de lignina (Tabela 3).

Os coeficientes de perda de massa da HU (k_6) variaram entre 0,001 e $0,036 \text{ d}^{-1}$, com $t_{1/2}$ entre 19,3 (*P. stratiotes*) e 693,1d (*S. auriculata*); Tabela 2. Comparando os coeficientes de mineralização k_T/k_6 , em média, as reações de formação das SH foram 162 vezes mais rápidas. Em relação aos coeficientes de mineralização das SH, em média k_6 foi menor que k_4 (mineralização do AF) e maior que k_5 (mineralização do AH). Dependendo da fração da SH e procedência do detrito, houve alternância de menores valores entre k_6 e esses coeficientes; porém, as variações de k_6 foram diretamente proporcionais as de k_4 e k_5 ($r^2 = 0,67$ e $0,76$); Tabela 3. Os valores do coeficiente k_6 foram inversamente proporcionais aos teores de lignina ($r^2 = -0,53$) e de C ($r^2 = -0,34$); entretanto, foram diretamente proporcionais aos teores iniciais de celulose + hemicelulose ($r^2 = 0,39$); Tabela 3.

Tabela 3. Coeficientes de determinação (r^2) das relações entre os indicadores da composição química das macrófitas e os parâmetros do modelo, em que: C = carbono; (C:N, C:P e N:P) = relações estequiométricas (ROCHA, 2012); FPC = fração de parede celular; RPOC = carbono particulado reativo; HU = humina; AF = ácidos fúlvicos; AH = ácidos húmicos; k_T = coeficiente global de perda de massa da fração RPOC (formações de AF, AH e IN1); k_1 = coeficiente de mineralização de RPOC; k_2 = coeficiente de formação dos AF; k_3 = coeficiente de formação dos AH; k_4 = coeficiente de mineralização dos AF; k_5 = coeficiente de mineralização dos AH; k_6 = coeficiente de mineralização da HU.

	C	C:N	C:P	N:P	Lignina	FPC	Celulose + Hemicelulose	k_4	k_5
RPOC	-0,45	-0,44	-0,35	-0,12	-0,35	-0,72	-0,27	-	-
HU	0,45	0,44	0,35	0,12	0,35	0,72	0,27	-	-
IN ₁	-0,47	-0,39	-0,56	-0,59	-0,59	-0,05	0,25	-	-
AF	-0,03	-0,04	-0,0	0,03	0,0	0,38	-0,63	-	-
AH	0,81	0,65	0,69	0,47	0,83	0,32	-0,04	-	-
k_T	-0,03	-0,0	-0,0	-0,05	-0,14	0,07	0,63	-	-
k_1	-0,34	-0,18	-0,25	-0,26	-0,51	-0,0	0,37	-	-
k_2	0,0	0,06	0,03	0,0	-0,0	0,25	0,63	-	-
k_3	0,77	0,80	0,60	0,21	0,48	0,92	0,32	-	-
k_4	-0,45	-0,38	-0,55	-0,58	-0,56	-0,04	0,26	-	0,97
k_5	-0,35	-0,24	-0,38	-0,44	-0,51	-0,01	0,37	0,97	-
k_6	-0,34	-0,17	-0,25	-0,25	-0,53	-0,01	0,39	0,67	0,76

Os coeficientes de formação de AF (k_2) variaram de $0,78 \text{ d}^{-1}$ (*E. crassipes*) a $1,91 \text{ d}^{-1}$ (*P. stratiotes*) e relacionaram-se positivamente com os teores iniciais de celulose + hemicelulose ($r^2 = 0,63$); Tabela 3. Os coeficientes de formação dos AH estiveram entre $0,07 \text{ d}^{-1}$ (*E. crassipes*) e $0,35 \text{ d}^{-1}$ (*U. arrecta*), relacionando-se positivamente com teores iniciais de lignina ($r^2 = 0,48$), FPC ($r^2 = 0,92$) e carbono ($r^2 = 0,77$) e com as relações C:P ($r^2 = 0,60$) e C:N ($r^2 = 0,80$); Tabela 3. Os coeficientes de mineralização dos AF (k_4) oscilaram entre $0,004 \text{ d}^{-1}$ (*S. auriculata*) e $0,029 \text{ d}^{-1}$ (*P. stratiotes*); foram inversamente proporcionais as relações C:N ($r^2 = -0,38$) C:P ($r^2 = -0,55$) e N:P ($r^2 = -0,58$), teor de carbono ($r^2 = -0,45$) e de lignina ($r^2 = -0,56$); Tabela 3. As mineralizações dos AH foram pouco mais lentas, k_5 variou entre $0,003 \text{ d}^{-1}$ (*S. auriculata*) e $0,020 \text{ d}^{-1}$ (*P. stratiotes*), (Tabela 2); k_5 foi inversamente relacionado com teores iniciais de lignina ($r^2 = -0,51$), carbono ($r^2 = -0,34$) e relação N:P ($r^2 = -0,44$); Tabela 3. Por k_4 e k_5 serem diferente de zero, esse evento indica que, com o tempo, para todos os detritos, a mineralização prevalecerá sobre a humificação.

Conforme verificado na Figura 11, as cinéticas das SH caracterizam esses compostos como intermediários da ciclagem do carbono e não produto final. Com base na parametrização do modelo, independente do tipo de detrito (i.e. espécie de macrófita), as maiores concentrações de AF e de AH foram registradas na fase inicial (até o 5º dia) da decomposição. Para degradação de *P. stratiotes*, *S. montevidensis*, *E. crassipes*, *U. arrecta* e *S. auriculata*, os rendimentos da mineralização (MC) prevalecem sobre os estoques de SH a partir dos seguintes dias: 3, 20, 50, 60 e 120, respectivamente. Comparado k_4 e k_5 verificou-se que esses coeficientes foram diretamente proporcionais ($r^2 = 0,97$) e k_5 ca. 35% menor (Tabela 3).

A eficiência do modelo foi examinada confrontando os valores experimentais de MC das cinco espécies ($n = 55$) (eixo x) e os calculados pelo modelo (eixo y). Utilizando regressão linear, foram obtidos valores elevados para o coeficiente angular (0,998) e para o coeficiente de determinação ($r^2 = 0,99$); Figura 12. Desse confronto foi possível verificar que o modelo subestimou os valores experimentais de MC em menos que 1%.

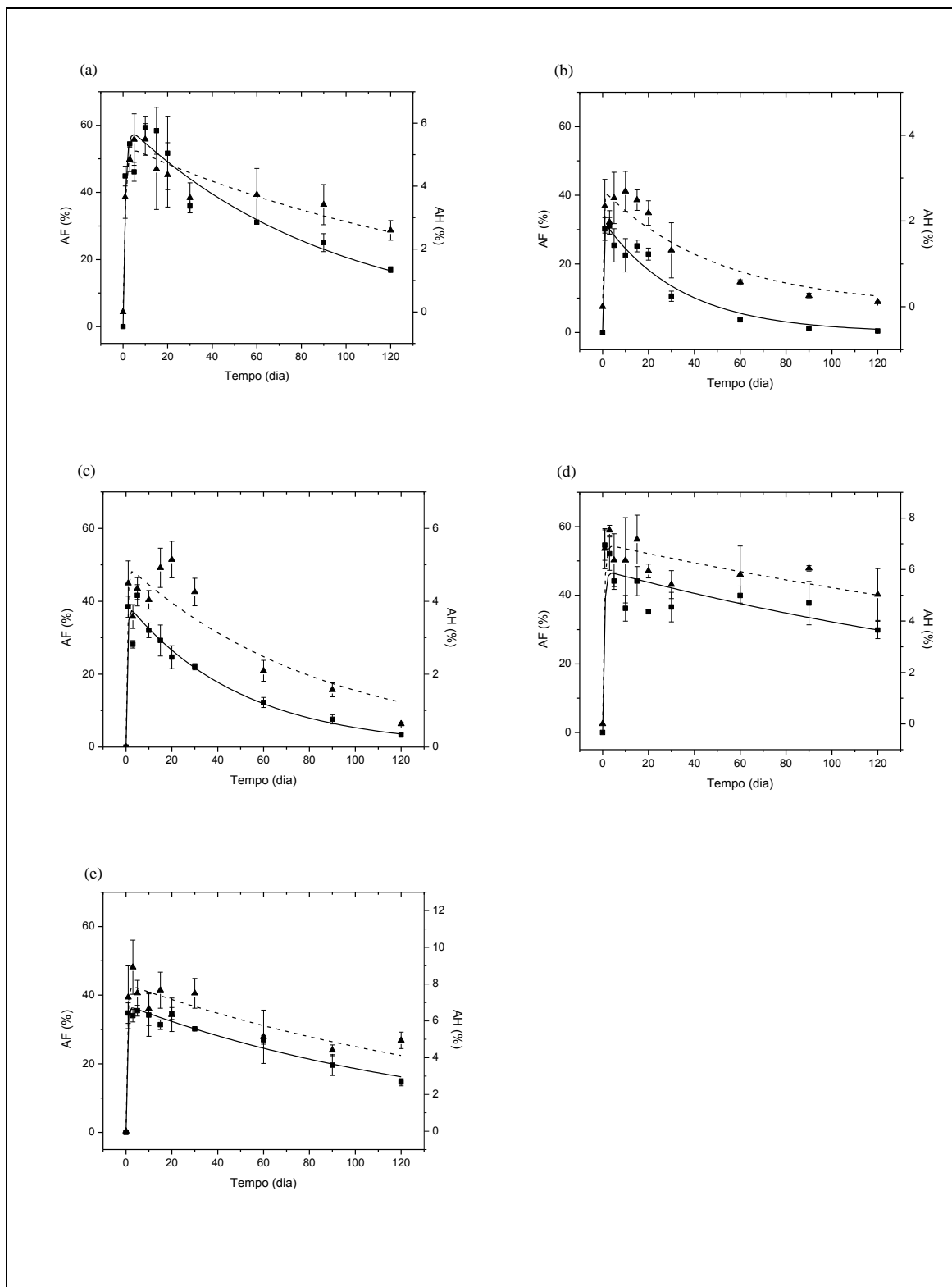


Figura 11. Formação e consumo de ácidos fúlvicos (linha contínua) e ácidos húmicos (linha segmentada) da degradação de *Eichhornia crassipes* (a), *Pistia stratiotes* (b), *Sagittaria montevidensis* (c), *Salvinia auriculata* (d) e *Urochloa arrecta* (e).

Com base na análise de *Kruskal-Wallis* foi verificado que as perdas de massa decorrentes da mineralização de *E. crassipes*, *S. auriculata* e *E. crassipes* e *U. arrecta* foram diferentes ($p = 0,045$ e $p = 0,032$). As perdas de massa de *P. stratiotes* foram diferentes das de *U. arrecta* ($p = 0,038$). Com relação à formação e ao consumo de AF e AH, os processos apresentaram diferenças ($p < 0,038$) para a maioria das espécies; foram similares nas variações de AF na decomposição de *E. crassipes* e *U. arrecta* ($p = 0,08$), nas variações de AH na decomposição de *E. crassipes* e *S. montevidensis* ($p = 0,08$) e na de *S. auriculata* e *U. arrecta* ($p = 0,06$). Com relação ao rendimento de MC, os resultados apresentaram diferenças para todos os tipos de detritos ($p < 0,006$).

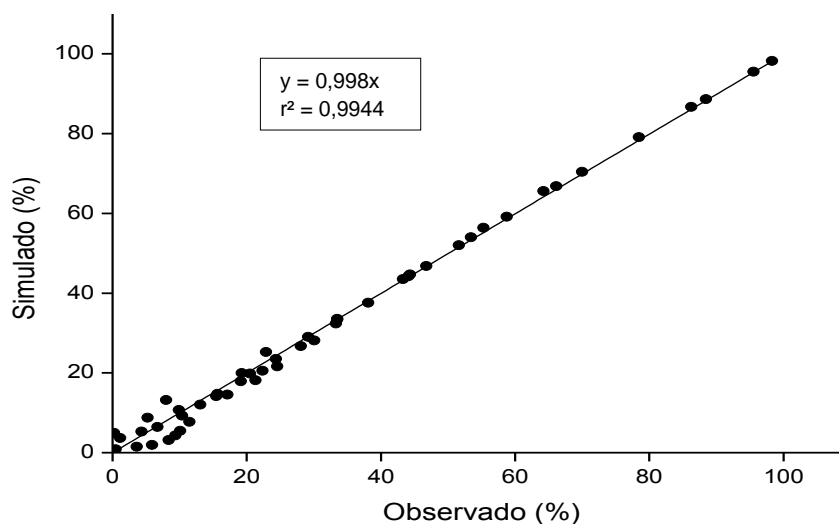


Figura 12. Confronto dos resultados experimentais de carbono mineralizado (MC) e calculados pelo modelo cinético.

No geral, tanto para os AH quanto para os AF, as relações E3/E4 indicaram oscilações, apresentando aumento da aromaticidade e massa molecular (i.e. diminuição dos valores) das SH até o 30º dia; em seguida os valores de E3/E4 tenderam a estabilização. Esse padrão foi verificado para todas as SH extraídas de todas as macrófitas (Tabela 4, Anexo 1). Com relação à razão E4/E6 (condensação aromática), ao longo do período amostral observou-se tendência no aumento da condensação aromática (i.e. diminuição da razão E4/E6) para os AF e uma relação inversa para os AH, que apresentaram aumentos nos valores da razão E4/E6 (Tabela 4); contudo, a exemplo do verificado para os AH, os AF extraídos de *S. auriculata*, tenderam também apresentar diminuição da condensação aromática nos últimos dias amostrais (Anexo 1).

Tabela 4. Razões E3/E4 e E4/E6 dos ácidos fúlvicos e húmicos extraídos dos detritos particulados das macrófitas incubadas no reservatório de Lajes/RJ; em que: AF= ácidos fúlvicos; AH= ácidos húmicos.

	<i>Eichhornia crassipes</i>				<i>Pistia stratiotes</i>				<i>Sagittaria montevidensis</i>				<i>Salvinia auriculata</i>				<i>Urochloa arrecta</i>			
	E3/E4		E4/E6		E3/E4		E4/E6		E3/E4		E4/E6		E3/E4		E4/E6		E3/E4		E4/E6	
Dias	AF	AH	AF	AH	AF	AH	AF	AH	AF	AH	AF	AH	AF	AH	AF	AH	AF	AH	AF	AH
1	7,7	2,3	13,2	10,9	8,7	2,4	3,1	9,5	7,1	1,2	15,3	8	4,2	0,9	11,5	9	7,2	1,3	2	7,1
3	8,8	2,5	18,9	8,9	6,3	3,3	3,0	6,8	6,5	1,2	27	8,2	4,2	0,9	9,8	8,9	8	1,3	2	6,8
5	9,5	1,2	12,9	11,8	7,3	2,9	4,0	8,1	7,2	1,2	16,5	7,7	4,1	1,1	10,3	9,4	6,3	1,1	2	7,9
10	9,1	1,1	20,3	10,2	8,1	1,1	7,8	6,5	6,7	1,1	11,9	7	4,1	0,9	11	9	5,9	1,3	2	6,6
15	8,2	1,8	20,9	11,6	7,1	2,2	6,3	6,8	6,5	1,2	15,2	6,8	4,1	1,1	10,6	9	6,9	0,9	2,1	5
20	8,3	1,4	16,1	12,7	8,6	1,7	10,4	8,3	6,2	1	11,8	6,9	4,1	1	10,8	10,1	5,9	1	2,1	7
30	8,9	1,1	16,8	11,4	6,4	1,2	12,6	10,5	6,9	1,2	16,3	7,4	3,9	1,4	12,8	8,2	7	0,9	1,9	5,1
60	8,6	1,1	12,5	11,9	6,7	1,1	9,6	11	6,9	1	16,3	8,3	4,2	1,2	11,9	9	6	1	2	6,2
90	8,9	1	15,5	12,2	6,4	0,98	11,6	6,4	7	1,3	28,7	8,5	4,3	1	12	8,6	5,9	1,3	1,9	6,7
120	8,8	1,1	13,3	13,4	6,5	0,9	6,9	5,8	7,2	1,3	17,2	8,9	4,2	1,1	13,1	9	6	1	1,7	6,1

5.2. Efeito do estado trófico nas rotas da humificação e mineralização

5.2.1. Balanço de massa e parametrização

As variações temporais de AH, AF, HU e MC dos detritos de *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. montevidensis*, *S. auriculata* e *U. arrecta* incubados em meio eutrófico são apresentadas na Figura 13. No dia zero o COP corresponde à biomassa das macrófitas sem decomposição; a partir do início, rapidamente o COP foi convertido em RPOC, HU e MC. De modo geral, foi observado que a mineralização e a humificação ocorreram desde os primeiros dias, tais processos foram mais evidentes na decomposição de *P. stratiotes*, a partir do 3º dia; para *S. montevidensis* após o 20º dia e para *E. crassipes*, *S. auriculata* e *U. arrecta* depois do 30º dia. Houve predomínio da humificação sobre a mineralização; entretanto, ao longo do tempo a mineralização prevaleceu. Exceção foi registrada na decomposição de *P. stratiotes*, para a qual, já a partir do 3º dia, a mineralização foi maior que a humificação; por outro lado, na decomposição de *S. auriculata*, apenas a partir do 90º dia a mineralização prevaleceu.

De acordo com a análise de *Kruskal-Wallis* foi verificado que as perdas de massa decorrentes da mineralização entre *E. crassipes*, *S. auriculata* e *U. arrecta*, e entre *P. stratiotes* e *U. arrecta* (COP), apresentaram diferenças ($p < 0,045$). As perdas de massa de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. montevidensis*, *S. auriculata* e *S. montevidensis* e *U. arrecta* foram similares ($p > 0,107$). Com relação à formação e o consumo de AF e AH os processos apresentaram diferenças ($p < 0,038$) para a maioria das espécies; foram similares nas variações de AF na decomposição de *S. montevidensis* e *U. arrecta*, nas variações de AH na decomposição de *E. crassipes* e *S. montevidensis* ($p = 0,53$) e na de *S. auriculata* e *U. arrecta* ($p = 0,30$). Com relação ao rendimento de MC, os resultados apresentaram diferenças para todos os tipos de detritos ($p < 0,02$).

Com base nas parametrizações, em geral, o RPOC, correspondeu à maior fração do detrito (média: 56,58%) e a fração da HU correspondeu, em média, 43,42 %. Para *U. arrecta* a fração HU foi 16% maior que a fração RPOC (Tabela 5). Entre as espécies, para *E. crassipes* ($68,51 \pm 4,94\%$) e *S. auriculata* ($65,19 \pm 6,47\%$) foram registrados os maiores rendimentos de RPOC; por outro lado, para *U. arrecta* (58%), *P. stratiotes* ($47,81 \pm 1,19\%$) e *S. montevidensis* (45%) foram obtidos os maiores valores de humina.

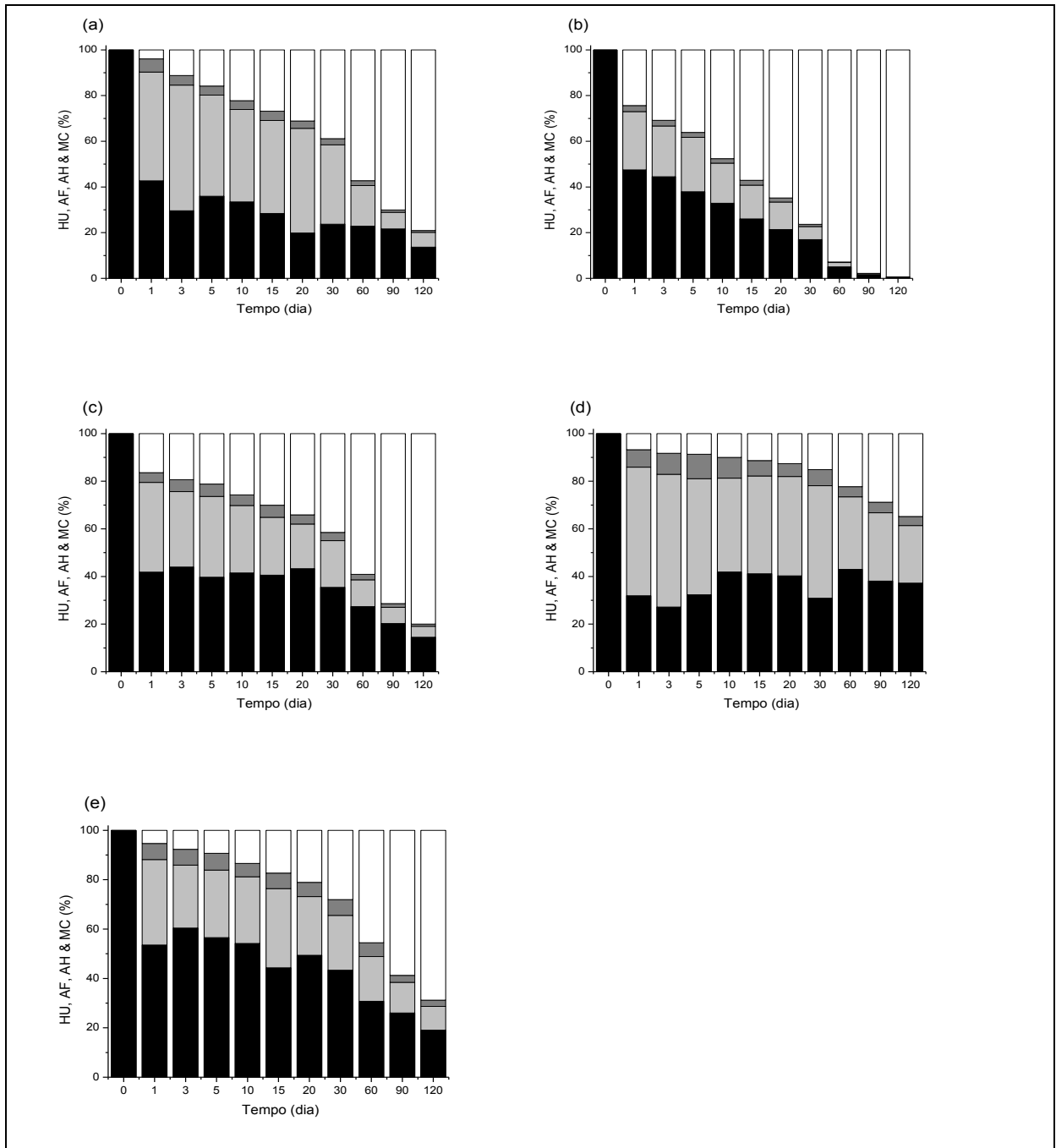


Figura 13. Balanços de massa das mineralizações e formações de compostos húmicos da decomposição de *Eichhornia crassipes* (a), *Pistia stratiotes* (b), *Sagittaria montevidensis* (c), *Salvinia auriculata* (d), e *Urochloa arrecta* (e) incubadas no reservatório de Vigário/RJ; em que: húmica (HU) = preto; ácidos fúlvicos (AF) = cinza claro; ácidos húmicos (AH) = cinza escuro e carbono mineralizado (MC) = branco.

Tabela 5. Parâmetros da mineralização das macrófitas aquáticas incubadas no reservatório de Vigário/RJ; em que: RPOC= carbono orgânico particulado reativo; HU = humina; AF= ácidos fúlvicos; AH = ácidos húmicos; k_T = coeficiente global de perda de massa de RPOC (formações de AF, AH e IN_1); k_4 = coeficiente de mineralização do AF; k_5 = coeficiente de mineralização do AH; k_6 = coeficiente de mineralização da HU; IN_1 = compostos mineralizados de RPOC.

	<i>Eichhornia crassipes</i>		<i>Pistia stratiotes</i>		<i>Sagittaria montevidensis</i>		<i>Salvinia auriculata</i>		<i>Urochloa arrecta</i>	
		Erro		Erro		Erro		Erro		Erro
RPOC (%)	68,51	4,93	52,2	1,733	55		65,19	6,47	42	
k_T (d ⁻¹)	1,81	0,43	3,58	1,131	1,5		1,5		1,5	
HU (%)	31,49	2,35	47,8	1,194	45		34,81	2,5	58	
k_6 (d ⁻¹)	0,0062	0,002	0,038	0,002	0,008		0	0,001	0,009	0,001
AF (%)	54,45	2,449	27,13	0,786	37,8	2,55	52,4	2,11	31,81	2,26
k_4 (d ⁻¹)	0,018	0,002	0,044	0,003	0,021	0,004	0,007	0,001	0,01	0,002
AH (%)	4,95	0,386	2,75	0,132	5,39	0,15	8,91	0,567	7,03	0,377
k_5 (d ⁻¹)	0,018	0,004	0,03	0,004	0,014	0,001	0,009	0,002	0,007	0,001
IN_1 (%)	9,11		22,32		12,22		3,88		3,16	

O coeficiente global de conversão (humificação e mineralização da rota IN_1) de RPOC (k_T) foi, em média, $1,98 \text{ d}^{-1}$ ($t_{1/2} = 0,4$ dias). As espécies que apresentaram os maiores valores foram *P. stratiotes* ($k_T: 3,58 \text{ d}^{-1} \pm 1,13$ e $t_{1/2} 0,2$ dias) e *E. crassipes* ($k_T: 1,81 \text{ d}^{-1} \pm 0,43$ e $t_{1/2} 0,4$ dias); os menores valores foram registrados na decomposição de *S. montevidensis*, *S. auriculata* e *U. arrecta* ($k_T 1,5 \text{ d}^{-1}$ e $t_{1/2} 0,5$ dias; Tabela 5). O k_6 (relativo à cinética da mineralização de HU) na média apresentou valor de $0,0125 \text{ d}^{-1}$ ($t_{1/2} 55,6$ dias), apenas para *S. auriculata* não foi registrada degradação da HU ($k_6 = 0,00 \text{ d}^{-1}$). Ao comparar os processos de humificação e de mineralização da HU (k_T/k_6), em média, as formações de SH foram ca. 158 vezes mais rápidas que as mineralizações da fração não húmica. Em média, comparando-se k_6 com os coeficientes de mineralização das SH notou-se que este foi menor que k_4 (mineralização do AF) e k_5 (mineralização do AH). Dependendo da procedência do detrito e fração da SH, houve alternância de menores valores entre k_6 e esses coeficientes; porém, as variações de k_6 foram diretamente proporcionais as de k_4 e k_5 .

As SH, em geral, representaram 82% do RPOC; portanto, os 18% referentes à rota IN_1 foram rapidamente mineralizados ($t_{1/2} 0,35$ dias). Os detritos que apresentaram os maiores rendimentos de SH foram os de *S. auriculata* (61,31%) e *E. crassipes* (59,42%), seguidos dos de *S. montevidensis* (42,77%), *U. arrecta* (38,85%) e *P. stratiotes* (29,88%). Os maiores tempos de meia vida para as frações lábeis do RPOC (IN_1) foram observados na decomposição de *S. auriculata* (7,8 dias) e de *U. arrecta* (6,2 dias); Tabela 5.

Os AF foram os constituintes predominantes dos compostos húmicos, representando 87,5% (Tabela 5) e apresentaram menores $t_{1/2}$ quando comparados aos dos AH. Com relação aos coeficientes mineralização, no geral, foram maiores para AF ($k_4: 0,02 \text{ d}^{-1}$; $t_{1/2}$ de 34,2 dias; AH = $k_5: 0,015 \text{ d}^{-1}$; $t_{1/2}$ 43,7 dias); Tabela 5. As maiores concentrações de AF foram observadas nos detritos de *E. crassipes* (54,46%) e *S. auriculata* (52,39%) e as maiores concentrações de AH nos de *S. auriculata* (8,92%) e *U. arrecta* (7,03%). Os menores valores dos coeficientes de mineralização dos AF e dos AH foram sempre verificados na decomposição de *S. auriculata* ($k_4: 0,0074 \text{ d}^{-1} \pm 0,002$ e $t_{1/2} 92,9$ dias; $k_5: 0,0095 \text{ d}^{-1} \pm 0,002$ e $t_{1/2} 72,9$ dias) e *U. arrecta* ($k_4: 0,0104 \text{ d}^{-1} \pm 0,0025$ e $t_{1/2} 66,5$ dias; $k_5: 0,0076 \text{ d}^{-1} \pm 0,0016$ e $t_{1/2} 91,2$ dias) (Tabela 5).

A eficiência do modelo cinético foi avaliada por regressão linear; confrontando os valores de MC das cinco espécies de macrófitas ($n = 55$), foi possível verificar que o modelo obteve desempenho semelhante ao encontrado no caso da degradação no reservatório de Lajes (oligo-mesotrófico): coeficiente angular = 0,998 e $r^2 = 0,99$. (Figura 14).

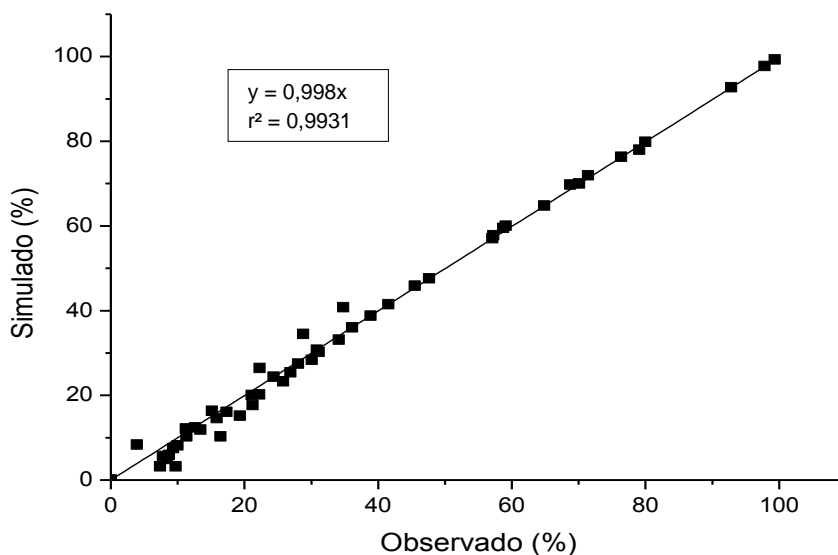


Figura 14. Confronto dos dados observados (eixo x) com os dados simulados (eixo y) do MC (carbono mineralizado) (n = 55) dos detritos incubados em meio eutrófico.

Em geral, verificou-se para os AF que os valores da razão E3/E4 estabilizaram-se a partir do 30º dia nos detritos de *S. montevidensis*; para os detritos de *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. auriculata* e *U. arrecta* os valores da razão E3/E4 dos AF não apresentaram padrão de estabilidade. Com relação aos AH, observou-se que as variações da quantidade de compostos aromáticos, estenderam-se até o 30º dia nos detritos de todas as macrófitas (Tabela 6; Anexo 3). Com base na razão E4/E6, verificou-se maior grau de condensação aromática (i.e. diminuições dos valores da razão) para os AF de *S. montevidensis* e *E. crassipes*, enquanto que o menor grau de condensação foram observados para os AF de *P. stratiotes*, *S. auriculata* e *U. arrecta*, pois apresentaram aumento gradativo da razão E4/E6. Os AH dos detritos de todas as plantas, apresentaram menor variação dos valores de E4/E6 (i.e. menor variabilidade de condensação) a partir do 20º dia, a partir do qual, apresentaram também aumento gradativo nos valores até o 120º dia. A apenas os AH gerados nos detritos de *U. arrecta* não apresentaram estabilidade no grau de complexidade das moléculas durante período experimental, tendendo apresentar aumento gradativo da massa molecular (diminuições dos valores da razão E4/E6; Tabela 6; Anexo 4).

Tabela 6. Valores das razões E3/E4 e E4/E6 relativo aos dos AH e AF extraídos dos detritos de macrófitas incubadas no reservatório de Vigário/RJ; AF= ácidos fúlvicos; AH= ácidos húmicos.

	<i>E. crassipes</i>				<i>P. stratiotes</i>				<i>S. montevidensis</i>				<i>S. auriculata</i>				<i>U. arrecta</i>			
	E3/E4		E4/E6		E3/E4		E4/E6		E3/E4		E4/E6		E3/E4		E4/E6		E3/E4		E4/E6	
Dias	AF	AH	AF	AH	AF	AH	AF	AH	AF	AH	AF	AH	AF	AH	AF	AH	AF	AH	AF	AH
1	9,2	2	37,6	13,3	5,3	1,5	2,5	9,3	6,7	1,2	20,9	8,2	4	1,2	11	7,9	5,7	1,2	2,1	10,3
3	9,4	2,6	38,6	11,5	8,7	1,6	4,7	8,2	6,1	1,2	8,7	8,6	4,4	1,1	9	8,4	6,5	1,2	2,1	6,3
5	9,6	1,2	39,6	13,2	6,1	1,1	3,7	8,8	6,6	1,1	14	8,3	4,3	1,2	10,4	8,5	6,4	1,1	1,9	4,2
10	9	1,6	18,3	11,9	7,2	0,93	8,1	7,4	6,8	1,3	23,5	7,6	4,5	1,1	10,5	8,8	5,1	1,1	1,9	5,1
15	9,1	1,3	43,4	12,4	7,4	0,94	12,3	6,9	6,5	1	15,2	6,5	4,5	1	10	8,3	6,4	1,1	2	6,9
20	8,7	1,3	15,9	11,7	6,9	0,95	9,1	7	6,8	1,2	10,8	8,6	4,1	1	10,8	8,5	5,5	1,1	2	5,3
30	9	1,2	18,4	10,8	6	1,1	6,3	6,9	6,3	1,1	10,4	7,9	4,8	1,2	9,3	8,8	4,5	1	1,9	5,1
60	8,5	1,1	15,1	13,4	5,6	1,2	4,4	7,5	6,5	1,1	8,5	9,5	4,1	1,2	12,9	8,5	7,2	1,3	2	5,4
90	6,4	1,3	6,1	13,1	7,2	1,2	15,3	9,2	6,4	1,3	9,6	8,9	4,7	1,1	10,4	9	5,7	1,1	1,8	8,7
120	8,3	1,2	15,6	13,8	7,3	1,1	13,7	10,1	6,5	1,3	4,7	9,5	4,8	1,2	13,5	9,1	7,9	1	2,3	6,4

5.2.2. Comparações dos dados

Os AF foram os constituintes mais abundantes dos compostos húmicos para todas as plantas de ambos os reservatórios. Os teores de AF dos detritos incubados em Lajes foram ligeiramente mais elevados do que os dos detritos incubados em Vigário. De acordo com a regressão linear entre os teores de AF dos detritos dos dois os reservatórios (cinco espécies de macrófitas; n=110), obteve-se coeficiente de determinação elevado ($r^2 = 0,87$). Dessa regressão foi possível verificar que no reservatório de Lajes (oligo-mesotrófico) houve tendência dos detritos conterem mais AF (14,3%) que no reservatório de Vigário (Figura 15).

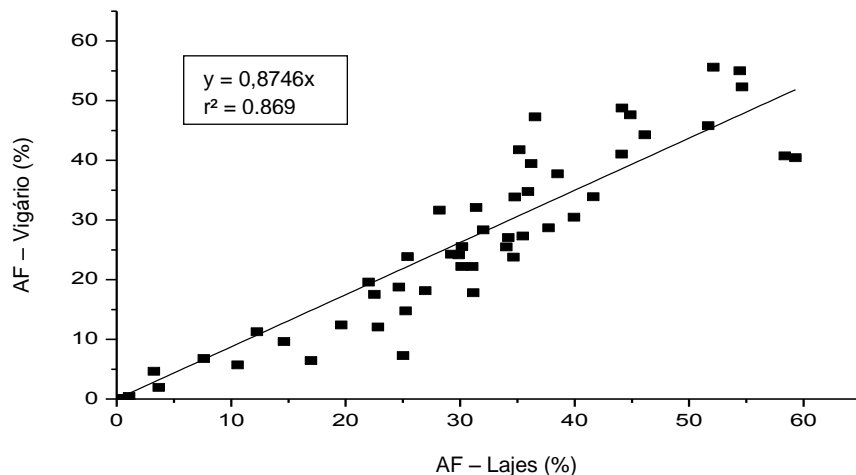


Figura 15. Equivalência dos rendimentos de AF dos detritos das 5 espécies de macrófitas incubadas em Lajes e Vigário.

Com relação aos AH, em Lajes os detritos apresentaram menor proporção (5,59%) de RPOC do que os incubados no reservatório de Vigário (5,81%). Com base na regressão linear dos teores de AH dos detritos de ambos os reservatórios (5 espécies de macrófitas (n=110), obteve-se coeficiente de determinação elevado ($r^2 = 0,78$). Embora os detritos incubados no reservatório de Lajes tenham apresentado concentração média menor que os de Vigário (ca. 1,04 vezes), houve tendência de formação maior de AH nos detritos incubados em Lajes do que em Vigário (Figura 16).

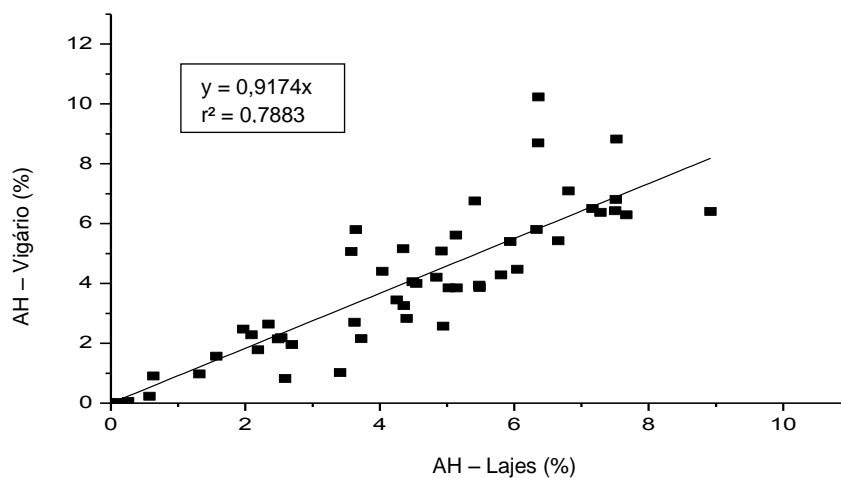


Figura 16. Equivalência dos rendimentos de AH dos detritos das 5 espécies de macrófitas incubadas em Lajes e Vigário.

Confrontando os dados de MC das cinco espécies de macrófitas ($n = 110$) foi obtido valor elevado para o coeficiente de determinação ($r^2 = 0,94$). A partir dessa análise, verificou-se que os processos de mineralização foram mais acentuados no reservatório de Vigário (6,97%; Figura 17). No geral, observou-se que os valores de MC foram maiores na condição eutrófica, com exceção dos detritos de *S. montevidensis*, que não apresentaram diferenças significativas ($p = 0,87$) entre os meios.

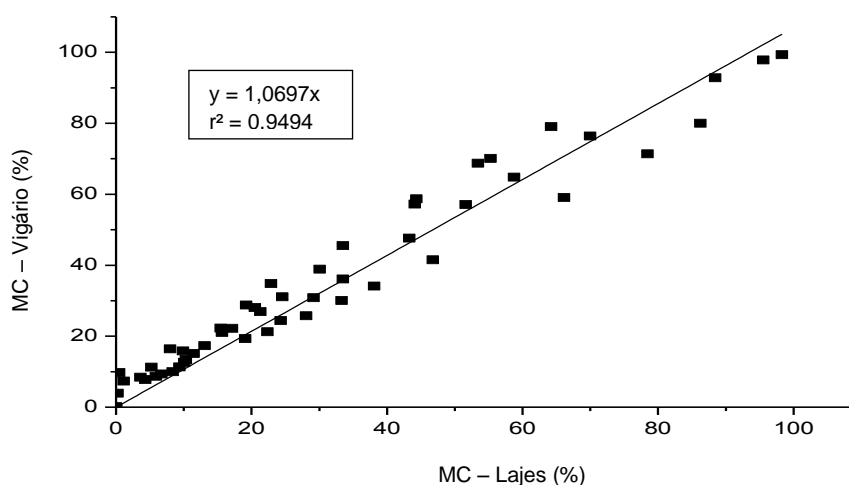


Figura 17. Comparação da eficiência da mineralização total (MC) dos detritos das 5 espécies de macrófitas incubadas em Vigário e Lajes.

Tabela 7. Comparação dos dados parametrizados e dos coeficientes de mineralização dos detritos das 5 espécies de macrófitas incubadas em meio oligo-mesotrófico (reservatório Lajes/RJ) e meio eutrófico (reservatório Vigário/RJ), em que: RPOC = fração do carbono orgânico particulado reativo; HU = humina; AF = ácidos fúlvicos; AH = ácidos húmicos; IN₁ = compostos mineralizados de RPOC; k₁ = coeficiente de mineralização de RPOC; k₄ = coeficiente de mineralização de AF; k₅ = coeficiente de mineralização de AH; k₆ = coeficiente de mineralização HU; L = reservatório de Lajes; V = reservatório de Vigário.

Espécie	RPOC		HU		AF		AH		IN ₁		k ₁		k ₄		k ₅		k ₆	
	(%)		(%)		(%)		(%)		(%)		(d ⁻¹)		(d ⁻¹)		(d ⁻¹)		(d ⁻¹)	
	L	V	L	V	L	V	L	V	L	V	L	V	L	V	L	V	L	V
<i>E. crassipes</i>	73	68,51	27	31,49	60,28	54,45	5,28	4,95	7,43	9,11	0,95	1,81	0,011	0,018	0,006	0,018	0,005	0,0062
<i>P. stratiotes</i>	57,3	52,2	42,7	47,8	32,53	27,13	2,71	2,75	22,06	22,32	3,37	3,58	0,029	0,044	0,02	0,03	0,036	0,038
<i>S. montevidensis</i>	58,49	55	41,51	45	39,24	37,8	4,97	5,39	14,28	12,22	1,91	1,5	0,02	0,021	0,012	0,014	0,013	0,008
<i>S. auriculata</i>	55	65,19	45	34,81	47,16	52,4	6,9	8,9	0,86	3,88	1,5	1,5	0,004	0,007	0,003	0,009	0,001	00
<i>U. arrecta</i>	48,62	42	51,38	58	36,9	31,8	7,98	7,03	3,64	3,16	2,12	1,5	0,007	0,01	0,006	0,007	0,006	0,009

Com base nos resultados das parametrizações, em média, o RPOC correspondeu à maior fração do detrito sendo 3,4% maior no ambiente oligo-mesotrófico (reservatório de Lajes), e o correspondente, a fração da HU foi 4,5% maior no reservatório de Vigário (Tabela 7). Com relação ao coeficiente global conversão de RPOC (k_T) (média dos valores referentes a Tabela 2 e 5), os valores foram similares (Lajes: $1,970 \text{ d}^{-1}$; Vigário: $1,976 \text{ d}^{-1}$), indicando, desse modo, $t_{1/2}$ baixos (0,4 dias), para os processos de humificação e mineralização de compostos lábeis (IN_1) de RPOC (Tabela 7). Na média, os detritos incubados no reservatório de Vigário (eutrófico) apresentaram coeficiente de mineralização da HU (k_6) 2% maior. Comparando-se os coeficientes de humificação (k_T) e mineralização da HU (k_T/k_6), em média, as reações de formação de SH foram ca.160 vezes mais rápidas; no meio oligo-mesotrófico (reservatório de Lajes) essa relação foi 2% maior (Tabela 7).

Os coeficientes k_T e k_6 , no geral, foram maiores no meio eutrófico (reservatório de Vigário), exceções ocorreram na decomposição de *S. montevidensis* na qual ocorreram valores maiores na condição oligo-mesotrófico e na de *S. auriculata* que no meio eutrófico que não houve mineralização da HU.

Com relação aos produtos da decomposição da fração RPOC, as formações das SH (AF + AH) prevaleceram sobre a mineralização (rota IN_1) na decomposição de todas as espécies de macrófitas; em média, 83,5% (meio oligo-mesotrófico) e 82% (eutrófico) do RPOC foram convertidos em SH, sendo IN_1 5% maior em meio eutrófico (Tabela 7).

As formações de AF predominaram sobre as de AH em todos os tipos de detritos e nos dois reservatórios. Ao comparar os coeficientes de mineralização k_4 e k_5 , observou-se que no geral, o meio eutrófico apresentou valores maiores, $k_4 = 1,4$ vezes e $k_5 = 1,7$ vezes (Tabela 7); os $t_{1/2}$ dos AF e AH foram ca. 15 dias e 32 dias maiores na condição oligo-mesotrófica. Os maiores valores de k_4 foram verificados na mineralização dos AF provenientes da decomposição de *P. stratiotes*, *S. montevidensis* e *E. crassipes* e os menores coeficientes foram observados para as mineralizações de AF de *U. arrecta* e *S. auriculata* para ambos estados tróficos. O mesmo padrão foi verificado com relação ao k_5 (AH).

6. Discussão

6.1. Rotas da mineralização e influências da qualidade do detrito nos coeficientes de humificação e mineralização

Devido à capacidade ampla de adaptação e elevada diversidade, as macrófitas apresentam composição química variada, uma vez que adotam estratégias diferentes para sobrevivência nos diferentes ambientes aquáticos, e.g. maior produção de estruturas de sustentação (BIANCHINI Jr.; CUNHA-SANTINO, 2008). Desse modo, o hábito de vida (e.g. flutuante, submersa, emergente e anfíbia) de cada macrófita influencia a composição química e, posteriormente, a qualidade dos detritos, a ação dos microrganismos decompositores e, conseqüentemente, afeta a cinética da mineralização do carbono e a molécula das substâncias húmicas (BIANCHINI Jr.; CUNHA-SANTINO, 2008).

As relações entre C, N e P dos detritos podem ser utilizadas para explicar variações dos valores dos coeficientes de decaimento (ÅGREN et al., 2013). Em estudo realizado no lago Baiyangdian (LI et al., 2012), no qual foram avaliadas as composições elementares de três espécies de macrófitas durante a decomposição, foram observadas relações significativas entre os teores de nutrientes e de C dos detritos com a perda de massa. De modo que, quando ocorrem elevadas concentrações de N e P e baixas proporções de C:N, C:P e N:P, o detrito possui qualidade alta (QU et al., 2013), favorecendo a decomposição. No presente estudo, as relações C:N, C:P e N:P iniciais (Tabela 2) indicaram que os recursos com os menores valores de C:N, C:P e N:P (i.e. qualidade mais alta) apresentaram os maiores rendimentos de RPOC (= AF + AH + IN₁) e menores de HU. Contudo, os rendimentos de AH foram inversamente proporcionais à qualidade do detrito, i.e. nos recursos com menos N e P ocorreram as maiores produções de AH. Nesse caso, verificaram-se evidentes proporcionalidades entre os carbono, C:N, C:P, FPC e lignina do detrito com a constante de formação (k_3). Os rendimentos de AF não apresentaram tendência de variação em função da qualidade do detrito no que se refere às relações entre C, N e P; contudo, as constantes de formação de AF (k_2) apresentaram relação direta com os teores de celulose + hemicelulose do detrito (i.e. compostos com menor refratabilidade; PASSERINI, 2014). As constantes de mineralização (k_4 , k_5 e k_6) tenderam apresentar valores menores nos meios com menos N e P e, nesse caso, normalmente, admite-se que os meios com mais nutrientes subsidiem maior crescimento microbiano e, conseqüentemente, aumentem as taxas das transformações bioquímicas (STEINBERG, 2003).

As espécies com menores proporções C:N, C:P e N:P foram às mais susceptíveis a humificação e com os maiores potenciais de mineralização do COP como um todo (HU e

SH). *P. stratiotes* e *S. montevidensis* se destacaram pelos maiores rendimentos da mineralização, enquanto *E. crassipes*, *S. auriculata* e *U. arrecta* se destacaram pelas maiores proporções de AF e AH. Assim, a qualidade do detrito foi um dos fatores determinantes para o direcionamento dos processos de mineralização e de humificação.

Ao considerar a heterogeneidade do detrito, verificou-se que o rendimento do RPOC foi 41% maior que o de HU (Tabela 2) e que houve proporcionalidade entre os teores de HU e FPC (Tabela 2). A HU possui capacidade reduzida de reação, sendo insolúvel tanto em meio alcalino quanto ácido; tem sido descrita como sendo uma estrutura dominada por hidrocarbonetos alifáticos em associação com coloides minerais (CHANG et al., 2014). No presente experimento, os teores de HU não apresentaram correlação com os de lignina (um precursor tradicional das SH; STEVENSON, 1994). Esse evento corrobora a hipótese cinética proposta, na qual a HU não foi considerada como precursora das SH, justificando, a ausência da sua participação nos processos de humificação. Porém, em certos casos (e.g. nos recursos mais refratários) é possível a contribuição desse precursor para a formação de SH, mas numa escala de tempo maior que a adotada nesse estudo (STEINBERG, 2003).

Uma compilação que tratou da humificação e da mineralização de macrófitas aquáticas mostrou que nos ambientes aquáticos cerca de 30% a 50% do COD é constituído por SH (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI Jr., 2009). Embora no presente estudo tenha se considerado a formação de SH só a partir do detrito particulado (i.e. COP) a amplitude do rendimento de formação das SH observado foi maior, ou seja, a variação da fração SH foi de 35,2% nos detritos de *P. stratiotes* a 65,6% nos de *E. crassipes*; exemplificando o potencial do COP para a formação de compostos húmicos.

A humificação pode ser caracterizada como um subproduto da decomposição da fração refratária. O lento consumo da lignina é um dos motivos pelos quais esse composto se acumula no ambiente, tornando um recurso disponível para a formação de húmus. Assim, umas das teorias de formação das SH (chamada de teoria ligno-proteica) aponta para a importância das reações entre os polifenóis, derivados da lignina, com as proteínas ou peptídeos (OGLESBY et al., 1967; TAN, 2003; PEÑA-MÉNDEZ et al., 2005). Os compostos lignocelulósicos (elementos estruturais) são os mais abundantes dos tecidos vegetais (PEREZ et al., 2002), assim, a alta refratabilidade verificada na degradação do COP pode ser atribuída aos teores de lignina dos detritos (PASSERINI, 2014), podendo, por esse motivo, influenciar os rendimentos da humificação e mineralização.

Em relação à mineralização, as conversões ligadas à humificação foram predominantes no curto (detritos de *P. stratiotes*, *S. montevidensis*, *E. crassipes* e *U. arrecta*) e médio (detritos de *S. auriculata*) prazos. Não obstante, a tendência de longo prazo, para todos os tipos de detrito, foi a prevalência da mineralização sobre o armazenamento do carbono na forma de SH; que no presente estudo, ocorreu principalmente na forma de AF (média: 43,2% da fração RPOC).

Na degradação de macrófitas aquáticas (*Cabomba piauhyensis*, *Eichhornia azurea*, *Egeria najas*, *Nynphoides indica*, *Scirpus cubensis*) em condições controladas, as formações de AF predominaram sobre as de AH (BIANCHINI Jr. et al., 2004). Em experimento similar (*in vitro*), na degradação aeróbia de *Scirpus cubensis* e de *Cabomba piauhyensis* também foram registrados rendimentos maiores de AF sobre os de AH (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI Jr., 2001). Possivelmente, esse predomínio deve-se ao fato de que os AF sejam potenciais precursores dos AH (STEINBERG, 2003). Ainda em relação aos rendimentos dos AF e AH, comparando-se as SH de águas marinhas (Engaño Bay, Argentina) e de rio de água doce (rio Chubut, Argentina) foi concluído que os AF assemelharam-se quimicamente nos dois ambientes (com predomínio de moléculas alifáticas e oxigenadas) e que no ambiente marinho o AF predominou (SCAPINI et al., 2010).

A análise das características das SH por meio da técnica de fluorescência em amostras de água, solo e sedimento mostrou que os AF contêm mais carbono alifático e menor quantidade de compostos hidrofóbicos incorporados na sua estrutura supramolecular. Os AH, por sua vez, foram caracterizados, principalmente, por conterem compostos provenientes da degradação da lignina, adicionadas em suas estruturas na fase de humificação (AZEVEDO; NOZAKI, 2008). Nesse experimento de decomposição de macrófitas, essa proporcionalidade entre lignina e AH foi também registrada. Contudo, há relatos de que os constituintes dos AF também derivam da lignina (KUJAWINSKI et al., 2002; STENSON et al., 2003).

De avaliações das FPC foram obtidos os seguintes resultados: 68,2% para *S. molesta*, 56,9% para *P. stratiotes*, 73,4% para *E. crassipes* (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2002). Para foram registradas variações de 64,8% (EUCLIDES et al., 1998) a 72,5% (OROZCO et al., 2012) e para *S. montevidensis* foi apresentada variação de 33,3% a 39,1% de compostos lignocelulósicos (LINN et al., 1975).

A comparação dos valores de FPC de *S. molesta*, *P. stratiotes*, *E. crassipes*, *U. arrecta* e *S. montevidensis* mencionados na literatura (LINN et al., 1975; EUCLIDES et al., 1998; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2002; OROZCO et al., 2012) e os resultados relacionados na

Tabela 2 indica a ocorrência de grande variação entre os teores de FPC, a que se atribuiu principalmente, ao hábito da planta e estágio fenológico; contudo, nas avaliações realizadas, os teores de fibra foram elevados, predominando na composição dos tecidos vegetais. Considerando que os teores de lignina relacionaram-se, principalmente, com AH (Tabela 2), a proporcionalidade inversa entre celulose+hemicelulose com os rendimentos de AF, sugere que as formações dos AF sejam afetadas negativamente ou concorram com as reações predominantes da decomposição da celulose e hemicelulose, visto que o coeficiente de formação de AF (k_2) esteve diretamente relacionado com teores dessas fibras. Assim, os resultados indicam que no caso das SH das macrófitas selecionadas, a lignina estaria principalmente ligada aos processos de mineralização e formação dos AH, enquanto que a celulose e hemicelulose estariam principalmente ligadas com a formação de AF. Contudo, as composições das SH e HU não devem ter sido muito distintas visto que os coeficientes de mineralização foram semelhantes, embora em média, tenha-se registrado que os AF foram mais lábeis que a HU e o AH (i.e. $k_4 > k_6 > k_5$; Tabela 2).

Independente do local de incubação das macrófitas, os maiores valores de k_4 foram obtidos nas mineralizações dos AF provenientes de *P. stratiotes* e *S. montevidensis* e os menores foram registrados nas mineralizações de AF de *E. crassipes*, *U. arrecta* e *S. auriculata*. O mesmo padrão foi verificado para a variação do k_5 (coeficiente de mineralização dos AH); em adição, os coeficientes de mineralização dos AH de *E. crassipes* e *U. arrecta* foram similares aos coeficientes obtidos (k_5) no reservatório de Vigário.

Os AH são mais resistentes à degradação microbiana, responsáveis por conter cerca de 50-57% teor de carbono nos solos. Essa resistência tem sido utilizada para definir o tempo médio de permanência, ou seja, o tempo que leva para matéria húmica ser formada até sua decomposição (STEVENSON, 1994). Em estudo que tratou da degradação de AH de detritos de floresta de *Pinus* pela ação de basidiomicetos (STEFFEN, 2002) verificou-se que o fungo foi capaz de degradar o AH em compostos polares e de massas moleculares menores (i.e. AF) e CO_2 , indicando que os AF, provavelmente, representam um estado intermediário entre a decomposição e a formação de AH. A ação antimicrobiana das SH isoladas de águas de ambientes lacustres foi testada em diferentes concentrações e mostrou que as SH não apresentaram efeito inibidor nas bactérias anaeróbias nas concentrações de 150–600 $\mu\text{g SH ml}^{-1}$ (KUPRYSZEWSKI et al., 2001). Moléculas de AF com massas maiores foram convertidos em AF de massas moleculares menores devido à ação da bactéria *Arthrobacter* na presença do ácido benzoico, influenciando assim as características dos AF, como por

exemplo, a sua descoloração (HAAN, 1977). Assim, a qualidade do detrito e sua procedência fazem com que ocorram SH com composição diversa e conseqüentemente, com alteração dos coeficientes de formação e de perda de massa.

Os indicadores utilizados para descrever a mudanças estruturais do material húmico (E3/E4 e E4/E6; STEVENSON, 1994) mostraram que, em geral, tanto nos AF quanto nos AH, ocorreram incrementos na aromaticidade e massa molecular (GAUTHIER et al., 1987; CHIN et al., 1994; ARTINGER et al., 2000). Normalmente, tais ocorrências foram observadas até o 30° dia (razão E3/E4), com tendência a estabilização. De acordo com a razão E4/E6, em geral, ocorreram variações temporais no grau de complexidade dos AF, apresentando: diminuição de estruturas alifáticas, incremento da massa molecular e aumento relativo do grau de condensação dos constituintes aromáticos (STEVENSON, 1994). Os AF produzidos nos detritos de *U. arrecta* apresentaram estabilidade nas variações das razões desde os primeiros dias. Ao contrário dos AF, os AH apresentaram menores oscilações nos valores da razão E4/E6, com tendência ao aumento; valores elevados da razão E4/E6 pressupõem estruturas com menor grau de condensação aromática e uma presença maior de estruturas alifáticas (STEVENSON, 1994). As SH dos detritos de *P. stratiotes* e *U. arrecta*, foram as que apresentaram maiores oscilações dos valores de AH, e tenderam à diminuição da razão E4/E6 nos últimos dias amostrais. Os valores da razão E4/E6 dos AF foram inversamente proporcionais aos valores obtidos para AH; inferindo-se, por esse motivo, possível permuta estrutural entre esses compostos.

Vários autores consideram que toda a fração refratária do detrito deva converter-se em possíveis precursores de SH (ROMEIRO; BIANCHINI Jr., 2008; BIANCHINI Jr.; CUNHA-SANTINO, 2011; BOTTINO et al., 2013). Estas substâncias, por apresentarem baixo coeficiente de mineralização, são acumuladas no sedimento. À medida que se acumulam, os processos aeróbios de mineralização geram pressões sobre a disponibilidade de oxigênio dissolvido, tornando os sedimentos anaeróbios e alterando a comunidade associada (KRAUSS et al., 2011). Nessa condição, passam a predominar os processos fermentativos, conseqüentemente, ocorrendo a geração de ácidos orgânicos, CO₂, e CH₄ (BIANCHINI Jr. et al., 2010). Contudo, em relação aos detritos das macrófitas selecionadas, registrou-se uma fração (RPOC) que é rapidamente mineralizada e/ou convertida em SH, mas também existe uma fração que não participa prontamente desta conversão (HU) que, potencialmente, por sua insolubilidade e composição seja depositada nos sedimentos.

Embora quantitativamente o modelo cinético tenha representado adequadamente os processos de humificação e mineralização como um todo, os conteúdos de fibras (*U. arrecta* > *S. montevidensis* > *S. auriculata* > *P. stratiotes* > *E. crassipes*) não apresentaram correlação com a fração RPOC. Assim, a hipótese de que exista proporcionalidade direta entre as fibras com a humificação não foi confirmada. Contudo, os diferentes coeficientes de reação e rendimentos envolvidos com a humificação apresentaram proporcionalidade com diferentes constituintes das paredes celulares (i.e. HU e FPC, AH e lignina e AF e celulose + hemicelulose), indicando que as rotas da mineralização e a humificação das macrófitas aquáticas podem ser influenciadas pela composição predominante do detrito, que por sua vez, deriva da forma de vida da macrófita.

6.2. Efeito do estado trófico nas rotas da humificação e mineralização

Intervenções antrópicas nos ecossistemas aquáticos como a eutrofização e conversão do sistema lótico para lântico resultam na alteração da disponibilidade de nutrientes e conseqüentemente, favorece o estabelecimento de espécies altamente competidoras (LACOUL; FREEDMAN, 2006), de rápido crescimento e proliferação como *U. arrecta* (BIANCO et al., 2015), *E. crassipes* (JULIEN et al., 1996), *P. stratiotes* (LU et al., 2010), *S. montevidensis* (ROCHA, 2012) e *S. auriculata* (COELHO et al., 2005).

Em estudo que tratou das mudanças das comunidades de macrófitas aquáticas em reservatório urbano tropical (SILVA et al., 2014) foi verificado que as variações do grau de eutrofização influenciaram a diversidade das macrófitas, além de ser um fator importante para as taxas de decomposição (LI et al., 2012). Nesse contexto, no reservatório de Vigário (ambiente eutrófico) há o predomínio de plantas flutuantes (DOMINGUES, 2013); de acordo com LI et al.(2013), que estudaram o efeito de diferentes níveis de eutrofização (lago Baiyangdian; China) na decomposição de macrófitas, foi observado que o estado trófico influenciou significativamente a decomposição de plantas submersas e flutuantes, enquanto que na decomposição das espécies emergentes influenciou pouco. No presente estudo verificou-se que não somente as plantas de hábito flutuante (i.e. *P. stratiotes*, *E. crassipes* e *S. auriculata*), mas também a espécie anfíbia (i.e. *U. arrecta*) apresentaram diferenças nos coeficientes de decomposição quando comparadas com as mesmas espécies (e mesmo lote) em decomposição no um reservatório oligo-mesotrófico (Lajes); contudo, a decomposição da espécie emergente (*S. montevidensis*) não apresentou diferenças nos coeficientes nas duas condições tróficas. De acordo com estudo que tratou da plasticidade morfológica de *S.*

montevidensis (DEMETRIO et al., 2014), essa espécie possui elevada capacidade de respostas morfológicas (e.g. aumentos no pecíolo, no número e biomassa de folhas e nas áreas basais das rosetas) perante os estresses ambientais causados pelas variações dos níveis de água. Desse modo, supõe-se que os coeficientes de decomposição dessa espécie estejam fortemente relacionados à composição dos detritos, resultantes das variações de nível do reservatório que o estado trófico.

Devido a mineralização, a decomposição pode aumentar a condição de trofia do ambiente aquático (PARK; HYUN, 2003). O aumento da disponibilidade de nutrientes faz com que seja ampliado o fluxo de matéria orgânica de detritos na interface água-sedimento, ou seja, quanto mais biomassa é produzida maior é a sedimentação e a mineralização (MARTINOVA, 1993; KLEEBERG, 2010). Nesse contexto, um estudo realizado no reservatório Paldang (PARK; HYUN, 2003), no qual a lixiviação de *Zizania latifolia* foi acompanhada, observou-se que os nutrientes, principalmente o fósforo, contribuíram consideravelmente para o enriquecimento orgânico e inorgânico no fundo da região litorânea e conseqüentemente, para eutrofização do reservatório.

Um estudo realizado em um rio eutrófico (rio Cobra, Idaho/EUA; ROYER; MINSHALL, 1997) registrou degradações rápidas de *Ceratophyllum demersum* e *Potamogeton pectinatus*, atribuídas ao fato de que os microrganismos decompositores não foram limitados pelas concentrações de N e P, mas pelo carbono orgânico. No reservatório de Lajes (oligo-mesotrófico) os coeficientes de mineralização das SH foram menores que os registrados no do reservatório Vigário (eutrófico), podendo tal fato ser atribuído à mudança do fator limitante (i.e. nitrogênio e fósforo para carbono), e também, possivelmente, devido a pouca remoção de nutrientes pelas macrófitas.

Há vários registros na literatura sobre os efeitos da origem e composição dos detritos na ação das comunidades microbianas (SMITH, 2002). Tais registros mostraram que, tanto nos ecossistemas terrestres quanto nos aquáticos, as proporções N:P dos tecidos vegetais exercem efeitos significativos na decomposição da matéria orgânica e, conseqüentemente, no destino e fluxo do carbono nos ecossistemas naturais (PACE; FUNKE, 1991; IKUSIMA; GENTIL, 1996). O presente estudo mostrou que os rendimentos de mineralização entre as espécies foram significativamente diferentes ($p < 0,02$), estando fortemente relacionados com a qualidade do detrito, ou seja, as espécies que com menores razões C:N, C:P e N:P foram as que apresentaram maiores perdas de massa do COP; representando em ordem decrescente ficaram *P. stratiotes* > *S. montevidensis* > *E. crassipes* > *U. arrecta* > *S. auriculata*.

Através do modelo cinético adotado para descrever as rotas mineralização e humificação do COP, verificou-se que os detritos possuem composição química heterogênea, sendo constatada pelos diferentes rendimentos das frações ROPC e HU e diferentes coeficientes de perdas de massa. Os rendimentos das frações RPOC e HU e os coeficientes k_T e k_6 , nos dois reservatório com distintos graus de trofia, em média, não apresentaram diferenças. Essas constatações sugerem que os teores de RPOC e HU e os coeficientes k_T e k_6 estejam basicamente relacionados com a composição química das plantas, não dependendo, *a priori* do grau de trofia do meio. Independente do estado trófico, os processos de humificação foram mais rápidos que os de perda de massa da fração HU. Essa diferença pode ser justificada pela relação entre HU e compostos mais refratários e a fração RPOC que são compostos preferencialmente mais biodegradáveis pelos microrganismos (i.e. celulose + hemicelulose e FPC).

Em geral, os coeficientes de formação de SH e de perda de massa da HU (k_6) apresentaram valores maiores no meio eutrófico (Tabela 7), exceção feita para os detritos de *S. montevidensis* que no reservatório oligo-mesotrófico apresentaram coeficientes maiores e para a decomposição de *S. auriculata*, que não apresentou perda de massa da HU no reservatório de Vigário (meio eutrófico).

Os produtos da humificação tendem a ser quantitativamente menores que os da mineralização nos ambientes aquáticos tropicais (BIANCHINI Jr. et al., 2004). No presente estudo verificou-se que em ambos os reservatórios no curto e médio prazos os rendimentos da humificação foram mais elevados. Contudo, a tendência de longo prazo para todos os tipos de detrito foi o predomínio da mineralização sobre o armazenamento do carbono na forma de SH, que no presente estudo a formação de AF predominou sobre AH, esse predomínio não foi alterado em função do estado trófico do meio. Os rendimentos de MC foram maiores na condição eutrófica para todas as espécies de macrófitas, principalmente, devido a maior mineralização das SH (maiores coeficientes), com exceção de *S. montevidensis*, que não apresentou diferenças entre os meios. Verificou-se assim, que as composições químicas do detrito de cada espécie juntamente com as concentrações de nutrientes no meio agiram para que ocorressem alterações nas taxas de mineralização do carbono.

Comparando-se os coeficientes cinéticos de mineralização das SH (i.e. k_4 e k_5) observou-se que na condição eutrófica ocorreram os maiores valores e, conseqüentemente, menores $t_{1/2}$. Os maiores valores de k_4 foram obtidos das perdas de massa dos AF provenientes de *P. stratiotes*, *S. montevidensis* e *E. crassipes* e os menores foram registrados

nas perdas de massa dos AF de *U. arrecta* e *S. auriculata* para ambas as condições de trofia. O mesmo padrão foi verificado com relação ao k_5 (i.e. coeficiente de mineralização dos AH). Os resultados sugerem que a condição trófica esteve mais fortemente relacionada com os coeficientes de mineralização (k_4 e k_5), enquanto que as diferenças entre os coeficientes cinéticos de formação mostraram-se mais fortemente correlacionado com qualidade do detrito. (C:N, N:P e C:P, FPC, lignina, celulose e hemicelulose).

As características espectroscópicas das SH dos detritos mantidos em meio oligo-mesotrófico apresentaram em geral, iguais tempos de oscilações de aromaticidade e peso molecular que as SH formadas nos detritos em meio eutrófico; as maiores variações nos valores da razão E3/E4 indicam alterações no grau de humificação, ou seja, mudança do grau de aromaticidade e da massa molecular das SH (ARTINGER et al., 2000). A razão E4/E6 indicou que houve um período de condensação aromática maior no meio oligo-mesotrófico. Essa relação mostrou ainda que, em média, no meio oligo-mesotrófico ocorreram os menores valores, destacando-se os AH que apresentaram valores 1,02 vezes menores que os do meio eutrófico. De acordo com Gauthier et al. (1987); Stevenson (1994), a razão E4/E6 diminui com o incremento do peso molecular e condensação das SH. Desse modo, na condição eutrófica, as SH tenderam a apresentar menor massa molecular e condensação aromática do que em condição oligo-mesotrófica, principalmente com relação aos AH. Independente do estado trófico, os valores da razão E4/E6 dos AF e AH foram inversamente proporcionais, sugerindo a permuta temporal desses compostos, a exemplo das rotas de humificação tradicionalmente mencionadas (THURMAN, 1985).

7. CONCLUSÕES

Com base nos procedimentos experimentais adotados, esse estudo permitiu chegar às seguintes conclusões:

1^a.) Os tecidos das macrófitas aquáticas são heterogêneos. No que se refere à formação de substâncias húmicas, são formados por uma fração reativa (que subsidia a humificação) e humina, e suas proporções derivaram da composição dos detritos.

2^a.) Os ácidos fúlvicos constituíram principal forma das substâncias húmicas e os seus coeficientes de mineralização foram mais elevados do que os dos ácidos húmicos, indicando participação maior e ciclagem mais rápida para esse composto. Por consequência, os ácidos húmicos se constituem na forma predominante de armazenamento do carbono nos sedimentos dos ambientes aquáticos.

3^a.) A humina constituiu-se numa fração importante para a liberação do carbono. Dependendo da qualidade do detrito, essa fração, imobiliza o carbono, não o disponibilizando prontamente na ciclagem dos ambientes aquáticos.

4^a.) As estruturas morfológicas e, conseqüentemente, a composição química dos tecidos das macrófitas influenciaram os coeficientes de mineralização e subsidiaram diferencialmente os produtos da humificação. Os teores de fibras foram relacionados com os teores de humina; a lignina foi relacionada com a formação de ácido húmico e os teores de celulose + hemicelulose interferiram no rendimento de formação dos AF.

5^a.) Os coeficientes da mineralização e humificação das macrófitas foram influenciadas tanto pela qualidade dos detritos quanto pelo estado trófico do meio. A condição trófica esteve mais fortemente relacionada com os coeficientes de mineralização (i.e. k_4 , k_5 e k_6), enquanto que os coeficientes cinéticos da humificação mostraram-se mais relacionadas com qualidade do detrito.

6^a.) As mineralizações *S. montevidenses* não apresentaram diferenças em função da condição trófica, sendo esse processo, possivelmente, mais influenciado pela composição química dos tecidos da espécie.

7^a.) Na decomposição de *S. auriculata* em meio eutrófico a humina não foi mineralizada; no entanto, as perdas de massa dessa espécie, no reservatório de Vigário foram maiores que as ocorridas no reservatório de Lajes (meio oligo-mesotrófico).

8. PERSPECTIVAS

Investigações futuras, dentro do tema abordado nessa dissertação, poderão subsidiar o desenvolvimento de modelos preditivos que incluam outras interferências antrópicas e suas consequências na ciclagem do carbono em reservatórios. Nesse contexto, o esse estudo aponta as seguintes sugestões:

1^a.) A investigação detalhada da participação da fração HU (humina) na ciclagem do carbono.

2^a.) Estudo que relacione as mudanças no clima com as taxas de decomposição e formação dos produtos (CO_2 e CH_4), com base nas rotas metabólicas que ocorrem em longo prazo no detrito orgânico particulado (COP).

3^a.) Estudo condicionado a tratamento anaeróbico na ciclagem do carbono, a partir de diferentes componentes do COP das macrófitas.

4^a.) Investigação estrutural das diferentes frações (RPOC, HU) evidenciadas pelo modelo de perda de massa do COP.

5^a.) Determinação da comunidade microbiana responsável pela decomposição das diferentes frações dos detritos particulados.

6^a.) Influência das interações entre espécies nativas e exóticas na velocidade da decomposição do COP.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ÅGREN, G. I.; HYVÖNEN, R.; BERGLUND, S. L.; HOBBIE, S. E. Estimating the critical N:C from litter decomposition data and its relation to soil organic matter stoichiometry. **Soil Biology Biochemistry**, v. 67, p. 312-318, 2013.

ALLEN, S. E.; GRIMSHAW, H. M.; PARKINSON, J. A.; QUARMBY, C. **Chemical analysis of ecological materials**. Blackweell, Oxford, 1974. 565 p.

AMARAL, M. C. E.; BITTRICH, V.; FARIA, A. D.; ANDERSON, A. L.; AONA, L. Y. S. **Guia de Campo para Plantas Aquáticas e Palustres do Estado de São Paulo**. 1. ed., Ribeirão Preto: Holos, 2008. 452 p.

ARTINGER, R; BUCKAU, G; GEYER, S; FRITZ, P; WOLF, M; KIM, J. L. Characterization of groundwater humic substances: influence of sedimentary organic carbon. **Applied Geochemistry**, v. 15, n. 1, p. 97-116, 2000.

APARICIO, C.; BITENCOURT, M. D. 2015. Resposta espectral de macrófitas aquáticas. p. 177-189. In: POMPEO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; SILVA, S. C.; DOVAL, J. C. L.(ed.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo. 460 p.

AZAM, F.; MARTINEZ, J.; SMITH, D. C. 1993. Bacteria-organic matter coupling on marine aggregates. p. 410-414. In: GUERRERO, R.; PEDRÓS-ALIÓ, C. (eds.). **Trends in microbial ecology**. Spanish Society for Microbiology, Barcelona.

AZEVEDO, J. C. R.; NOZAKI, J. Fluorescence analysis of humic substances extracted from water, soil and sediment of Patos lagoon. **Química Nova**, v. 3, n. 6, p. 11324-1329, 2008.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia de Indivíduos a Ecosystemas**. 4. ed. Porto Alegre: ARTIMED EDITORA S.A. 2007. 752 p.

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. **Plant Litter: Decomposition, Humus Formation,**

Carbon Sequestration. 2. ed. German: Springer, 2008. 341 p.

BIANCHINI, Jr. I; TOLEDO, A. P. P. **Estudo dos processos da humificação de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze**. 1985. 285 p. Tese – PPG Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1985.

BIANCHINI, Jr. I. 1999. A Decomposição da vegetação e o consumo de oxigênio nos reservatórios: implicações ecológicas. p. 627-650. In: HENRY R. (ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**, FUNDIBIO:FAPESP, Botucatu. 799 p.

BIANCHINI, Jr. I. 1999. Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. p. 1-20. In: POMPEO, M. L. M. (ed.). **Perspectivas da Limnologia no Brasil**, Gráfica e Editora União, São Luíz. 198 p.

BIANCHINI, Jr. I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BITAR A. L.; TOLEDO, A. P. P. 2004. Humification of vascular aquatic plants. p. 82-84. In: MARTIN-NETO, L.; MILORI, D. M. B. P.; SILVA, W. T. L. (eds.). **Humic substances and soil and water environment**. Proceedings XII International Meeting of IHSS. Embrapa, São Pedro. 788 p.

BIANCHINI, Jr. I.; CUNHA-SANTINO, M. B. The release pathways of carbon from detritus of aquatic macrophytes. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 20-29, 2008.

BIANCHINI Jr. I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; ROMEIRO, F.; BITAR, A. L. Emissions of methane and carbon dioxide during anaerobic decomposition of aquatic macrophytes from a tropical lagoon (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 22, n. 2, p. 157-164, 2010.

BIANCHINI, Jr. I.; CUNHA-SANTINO, M. B. Model parameterization for aerobic decomposition of plant resources drowned during man-made lakes formation. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 7, p. 1263-1271, 2011.

BIANCO, S.; CARVALHO, L. B.; BIANCO, M. S.; YAMAUCHI, A. F. K. Growth and Mineral Nutrition of *Urochloa arrecta*. **Planta Daninha**, v.33, n.1, p. 33-40, 2015.

BOTTINO, F.; CALIJURI, M. D. C.; MURPHY, K. J. Organic matter cycling in a neotropical reservoir: effects of temperature and experimental conditions. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 2, p. 192-201, 2013.

CAMARGO, A. F. M.; HENRY-SILVA, G. G.; PEZZATO, M. M. 2003. Crescimento e Produção Primária de Macrófitas Aquáticas em Zonas Litorâneas. p. 213-232. . In: HENRY, R. (ed.). **Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos**, São Carlos: RiMa editora. 349 p.

CARNIATTO, N., THOMAZ, S. M.; CUNHA, E. R.; FUGI, R.; OTA, R. R. Effects of na Invasive Alien Poaceae on Aquatic Macrophytes and Fish Communities in a Neotropical Reservoir. **Biotropica**, v. 45, n. 6, p. 747-754, 2013.

CHANG, R. R; MYLOTTE, R.; HAYES, M. H. B.; MCINERNEY, R.; TZOU, Y. M. A comparison of the compositional differences between humic fractions isolated by the IHSS and exhaustive extraction procedures. **Naturwissenschaften**, v. 101, n. 3, p. 197-209, 2014.

CHIN, Y. P.; AIKEN, G.; O'LOUGHLIN, E. Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. **Environmental Science & Technology**, v. 28, n. 11, p. 1853-1858, 1994.

COELHO, F. F.; LOPES, F. S.; SPERBER, C. F. Persistence strategy of *Salvinia auriculata* Aublet in temporary ponds of Southern Pantanal, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 81, n. 4, p. 343-352, 2005.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI, Jr. I. Formação de compostos húmicos a partir da degradação de *Scirpus cubensis* e *Cabomba piauhyensis*. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 13, n. 2, p. 35-43, 2001.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI, Jr. I. Mathematical models applied to the decomposition studies of aquatic macrophytes. **Oecologia Brasiliensis**, v. 10, n. 2, p. 154-164, 2006.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI, Jr. I. The release pathways of carbon from detritus of aquatic macrophytes. **Oecologia Brasiliensis**, v. 21, n. 1, p. 20-29, 2008

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI, Jr. I. Humification and mineralization of aquatic macrophytes: a review. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 4, p. 665-675, 2009.

DEMETRIO, G. R.; BARBOSA, M. E. A.; COELHO, F. F. Water level-dependent morphological plasticity in *Sagittaria montevidensis* Cham. and Schl. (Alismataceae). **Brazilian Journal of Biology**, v.14, n. 3, p. S199-S206, 2014.

DERENNE, S.; LARGEAU, C. A review of some important families of refractory macromolecules: Composition, origin, and fate in soils and sediments. **Soil Science**, v. 166, n. 11, p. 833-847, 2001.

DOMINGUES, F. D. **Estequiometria de Macrófitas Aquáticas Flutuantes do Reservatório de Vigário - RJ**. 2013. 88 p. Dissertação – PPGBio Biodiversidade Neotropical, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

ESTEVEZ, A. F. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790 p.

EUCLIDES, V. P. B.; MACEDO, M. C. M.; OLIVEIRA, M. P. Cattle production on *Brachiaria* spp. Pastures associated with *Calopogonium mucunoides* in the savannas of Brazil. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 27, n. 2, p. 238-245, 1998.

FERREIRA, C. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI, Jr. I. Eutrofização: aspectos conceituais, usos da água e diretrizes para gestão ambiental. **Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, no prelo.

GAUTHIER, T. D.; SEITZ, W. R.; GRANT, C. L. Effects of structural and compositional variations of dissolved humic materials on pyrene KOC values. **Environmental Science & Technology**, v. 21, n. 3, p. 243-248, 1987.

HAAN, H. Effect of benzoate on microbial decomposition of fulvic acids in Tjeukemeer (the Netherlands). **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 38-44, 1977.

HAYES, M. H. B.; SWIFT, R. S. 1978. The chemistry of soil organic colloids. p. 179-230. In: GREENLAND, D. J. E; HAYES, M. H. B. (eds.) **The chemistry of soil constituents**, Chichester: Wiley, 482 p.

HAYES, M. H. B.; SWIFT, R. S.; BYRNE, C. M.; SIMPSON, A. J. 2010. The Isolation and Characterization of Humic Substances and Humin from Grey Brown Podzolic and Gley Grassland Soils. **IUSS**. Disponível em:

<<http://www.iuss.org/19th%20WCSS/Symposium/pdf/2343.pdf>> Acessado em 28 nov. 2014

HENRY, R.; NOGUEIRA, M. G. 1999. A Represa de Jurumirim (São Paulo): Primeira Síntese Sobre o Conhecimento Limnológico. p. 651-686. In: HENRY R. (ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**, FUNDIBIO:FAPESP, Botucatu. 799 p.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 2, p. 519-526, 2002.

HOEHNE, F. C. **Plantas Aquáticas**. 1. ed., São Paulo (Instituto de Botânica):FONSECA, 1979. 168 p.

IKUSIMA, I.; GENTIL, J. G. Evaluation of the faster initial decomposition of tropical floating leaves of *Nymphaea elegans* Hook. **Ecological Research**, v. 11, n.2, p. 201-206, 1996.

JIANG, J.; KAPPLER, A. Kinetics of microbial and chemical reduction of humic substances:

Implications for electronshuttling. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 10, p. 3563-3569, 2008.

JULIEN, M. H.; HARLEY, K. L. S.; WRIGHT, A. D.; CILLIERS, C. J.; HILL, M. P.; CENTER, T. D.; CORDO, H. A.; COFRANCESCO, A. F. 1996. International co-operation and linkages in the management of water hyacinth with emphasis on biological control. p. 273-282. In: MORAN, V.C.; HOFFMANN, J. H. (eds.). **IX International Symposium on Biological Control of Weeds**. University of Cape Town, Stellenbosh.

KLEEBERG, A.; HERZOG, C.; JORDAN, S.; HUPFER, M. What drives the evolution of the sedimentary phosphorus cycle? **Limnologia**, v. 40, n. 2, p. 102-113, 2010.

KRAUSS, G. J.; SOLE, M.; KRAUSS, G.; SCHLOSSER, D.; WESENBERG, D.; BÄRLOCHER, F. Fungi in freshwaters: ecology, physiology and biochemical potential. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 35, n. 4, p. 620-651, 2011.

KUJAWINSKI, E. B.; HATCHER, P. G.; FREITAS, M. A. High resolution Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry of humic and fulvic acids: improvements and comparisons. **Journal of Analytical Chemistry**, v. 74, n. 2, p. 413-419, 2002.

KUPRYSZEWSKI, G.; PEMPKOWIAK, J.; KEDZIA, A. The effect of humic substances isolated from a variety of marine and lacustrine environments on different microorganisms. **Oceanologia**, v. 43, n. 2, p. 257-261, 2001.

LACOUL, P.; FREEDMAN, B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystem. **Environmental Review**, v. 14, n. 2, p. 89-136, 2006.

LI, X; CUI, B; YANG, Q; TIAN, H; LAN, Y; WANG, T; HAN, Z. Detritus quality controls macrophyte decomposition under different nutrient concentrations in a eutrophic shallow lake, North China. **PLoS ONE**, v. 7, n. 7, p. e42042, 2012

LI, X.; CUI, B.; YANG, Q.; LAN, Y.; WANG, T.; HAN, Z. Effects of plant species on macrophyte decomposition under three nutrient conditions in a eutrophic shallow lake, North China. **Ecological Modelling**, v. 252, p. 121-128, 2013.

LINN, J. G.; STABA, E. J.; GOODRICH, R. D.; MEISKE, J. C.; OTTERBY, D. E. Nutritive value of dried or ensiled aquatic plants. 1. Chemical composition. **Journal of Animal Science**, v. 41, n. 2, p. 601-609, 1975.

LU, Q.; HE, Z. L.; GRAETZ, D. A.; STOFFELLA, P. J.; YANG, X. Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). **Environmental Science Pollution**, v. 17, n. 1, p. 84-96, 2010.

MARTINOVA, M. V. Nitrogen and phosphor compounds in bottom sediments: mechanisms of accumulation, transformation and release. **Hydrobiologia**, v. 252, n. 1, p. 1-22, 1993.

MILIOLI, G.; BERTOLIN, R. 2015. Do pensamento ecossistêmico ao gerenciamento dos recursos integrados (GRI) para a bacia do rio Araranguá, Santa Catarina. p. 448-460. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. S. C.; DOVAL, J. C. L.(ed.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo. 460 p.

MOBED, J. J.; HEMMINGSEN, S. L.; AUTRY, J. L.; MCGOWN, L. B. Fluorescence characterization of IHSS humic substances: Total luminescence spectra with absorbance correction. **Environmental Science & Technology**, v. 30, n.10, p. 3061-3065, 1996.

MORAIS, L. C.; GUANDIQUE, M. E. G. 2015. Reservatórios em metrópoles e tratamentos de seus efluentes. p. 421-433. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; SILVA, S. C.; DOVAL, J. C. L.(ed.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo. 460 p.

MORRONE, O.; ZULOAGA, F. O. Revisión de las especies sudamericanas nativas e introducidas de los géneros *Brachiaria* y *Urochloa* (Poaceae: Panicoideae: Paniceae). **Darwiniana**, v. 3, n. 1-4, p. 43-109, 1992.

MOSS, B. **Ecology of Fresh Waters: Man and Medium, Past to Future**. 3. ed. UK: Wiley-Blackwell, 1998. 572 p.

ODUM, E. P. **Ecologia**. 1. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988. 434 p.

OGLESBY, R. T.; CHRISTMAN, R. F.; DRIVER, C. H. The biotransformation of lignin to humus facts and postulates. **Advances in Applied Microbiology**, v. 9, p. 171-184, 1967.

OROZCO, A. J.; ANGULO, L. M.; PÉREZ, A. P.; CIODARO, J. H. Aspectos fisiológicos y bromatológicos de *Brachiaria humidicola*. **CES Medicina Veterinaria y Zootecnia**, v. 7, n. 1, p. 88-99, 2012.

PACE, M. L.; FUNKE, E. Regulation of planktonic microbial communities by nutrients and herbivores. **Ecology**, v. 72, n. 3, p. 904-914, 1991.

PARK, S.; KANG-HYUN, C. Nutrient leaching from leaf litter of emergent macrophyte (*Zizania latifolia*) and effects of water temperature on the leaching process. **Korean Journal of Biological Sciences**, v. 7, n. 4, p. 289-294, 2003.

PASSERINI, M. D. **Balço do carbono e atividade enzimática na decomposição aeróbia e anaeróbia de três macrófitas aquáticas em diferentes temperaturas**. 2014. 145 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2014.

PEDRALLI, G.; TEIXEIRA, M. C. B. 2003. Macrófitas Aquáticas como Agentes Filtradores de Materiais Particulados, Sedimentos e Nutrientes. p. 177-194. In: HENRY, R. (ed.). **Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos**, São Carlos: RiMa editora. 349 p.

PFLUGMACHER, S.; PIETSCH, C.; RIEGER, W.; STEINBERG, C. E. W. Dissolved natural organic matter (NOM) impacts photosynthetic oxygen production and electron transport in coontail *Ceratophyllum demersum*. **Science of the Total Environmental**, v. 357, n. 1-3, p. 169-175, 2006.

PEREZ, J.; MUNOZ-DORADO, J.; RUBIA, T.; MARTINEZ, J. Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. **International Microbiology**, v. 5, n. 2, p. 53-63, 2002.

PICOLLO, A; COZZOLINO, A; CONTE, P; SPACCINI, R. Polymerization of humic substances by an enzyme-catalyzed oxidative coupling. **Naturwissenschaften**, v. 97, n. 9, p. 391-394, 2000.

PIEPENBROCK, A.; SCHRÖDER, C.; KAPPLER, A. Electron Transfer from Humic Substances to Biogenic and Abiogenic Fe(III) Oxyhydroxide Minerals. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n. 3, p. 1656-1664, 2014.

POTT, V. P.; POTT, A. **Plantas Aquáticas do Pantanal**. 1. ed., Brasília: Embrapa, 2000. 404 p.

POTT, V. J.; POTT, A.; LIMA, L. C. P.; MOREIRA, S. N.; OLIVEIRA, A. K. M. Aquatic macrophyte diversity of the Pantanal wetland and upper basin. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1, p. 255-263, 2011.

PRESS, W. H.; TEUKOLSKY, S. A.; VETTERLING, W. T.; FLANNERY, B. P. **Numerical recipes: the art of scientific computing**. 3. ed. Cambridge University Press, New York, 2007. 1235 p.

QU, X.; XIE, L.; LIN, Y.; BAI, Y.; ZHU, Y.; XIE, F.; GIESY, J. P.; WU, F. Quantitative and qualitative characteristics of dissolved organic matter from eight dominant aquatic macrophytes in Lake Dianchi, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 10, p. 7413-7423, 2013.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza: Um Livro-texto em Ecologia Básica**. Rio de Janeiro: GUANABARA KOOGAN, 1996. 470 p.

ROCHA, R. J. S. **Decomposição de macrófitas aquáticas em reservatórios com diferentes**

estados tróficos. 2012. 115 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Departamento de Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2012.

ROCHA, R. J. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; MILAN, J. A. M. & BIANCHINI Jr., I. Total phosphorus determination in aquatic plants using an ignition method. **Revista Tecnológica**, v. 23, p. 69-74, 2014.

ROMEIRO, F.; BIANCHINI, Jr. I. Kinetic pathways for the anaerobic decomposition of *Ludwigia inclinata*. **Hydrobiologia**, v. 607, p. 103-111, 2008.

ROSA, A. H.; SIMÕES, M. L.; OLIVEIRA, L. C.; ROCHA, J. C.; MARTIN-NETO, L. & MILORI, D.P. Multimethod study of the degree of humification of humic substances extracted from different tropical soil profiles in Brazil's Amazonian region. **Geoderma**, v. 127, n. 1-2, p. 1-10, 2005.

ROYER, T. V.; MINSHALL, G. W. Rapid breakdown of allochthonous and autochthonous plant material in a eutrophic river. **Hydrobiologia**, v. 344, n. 1-3, p. 81-86, 1997.

SALA, M. M.; GUDE, H. Role of protozoans on the microbial ectoenzymatic activity during the degradation of macrophytes. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 20, n. 1, p. 75-82, 1999.

SCAPINI, D. C. M.; HUGO, V. C.; TERESA, V. B.; FERNANDEZ, A. C. Comparison of marine and river water humic substances in a Patagonian environment (Argentina). **Aquatic Sciences**, v. 72, n.1, p. 1-12, 2010.

SCOTT, D. T.; MCKNIGHT, D. M.; BLUNT-HARRIS, E. L.; KOLESAR, S. E.; LOVLEY, D. R. Quinone moieties act as electron acceptors in the reduction of humic substances by humics-reducing microorganisms. **Environmental Science & Technology**, v. 32, n. 19, p. 2984-2989, 1998.

SILVA, A. P.; CONSOLI, M. A. F.; OLIVEIRA, E. F. 2012. Monitoramento da concentração de metais pesados solúveis e parâmetros físico-químicos na bacia do Guandu: avaliação comparativa com dados da década de 1980 e dados atuais. p. 238-255. In: FILHO, D. T.;

ANTUNES, J. C. O.; VETTORAZZI, J. V. (ed.). **Bacia Hidrográfica dos Rios Guandu, da Guarda e Guandu-Mirin: experiência para gestão dos recursos hídricos**, Rio de Janeiro: INEA. 340 p.

SILVA, S. C. A.; CERVI, A. C.; BONA, C.; PADIAL, A. A. Aquatic macrophyte community varies in urban reservoirs with different degrees of eutrophication. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 2, p. 129-142, 2014.

SLÁDECKOVÁ, A. Limnological investigation methods for the periphyton (“Aufwuchs”) Community. **Botanical Review**, v. 28, n. 2, p. 286-350, 1962.

SMITH, V. H. Effects of resource supplies on the structure and function of microbial communities. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 81, n. 1-4, p. 99-106, 2002.

SMITH, W. S.; PEREIRA, C. C. G. F.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. 2003. A Importância da Zona Litoral para a Disponibilidade de Recursos Alimentares à Comunidade de Peixes em Reservatórios. p. 233-248. In: HENRY, R. (ed.). **Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos**, São Carlos: RiMa editora. 349 p.

SONG, G.; HAYES, M. H. B.; NOVOTNY, E. H.; SIMPSON, A. J. Isolation and fractionation of soil humin using alkaline urea and dimethylsulphoxide plus sulphuric acid. **Naturwissenschaften**, v. 98, n. 1, p. 7-13, 2011.

STEFFEN, K. T.; HATAKKA, A.; HOFRICHTER, M. Degradation of humic acids by the litter-decomposing basidiomycete *Collybia dryophila*. **Applied Environmental Microbiology**, v. 68, n. 7, p. 3442-3448, 2002.

STEINBERG, C. E. W. **Ecology of humic substances in freshwaters**. Berlin: Springer, 2003. 440p.

STENSON, A. C.; MARSHALL, A. G.; COPPER, W. T. Exact masses and chemical formulas of individual Suwannee river fulvic acids from ultrahigh resolution ESI FT-ICR mass spectra. **Journal of Analytical Chemistry**, v. 75, n. 6, p. 1275-1284, 2003.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 2. ed. New York: Wiley, 1994. 512 p.

TAN, K. H. **Humic matter in soil and the environmental: Principles and Controversies**. New York: Marcel Dekker, 2003. 408 p.

THOMAZ, D. .M; BINI, L. M. 1999. A Expansão das Macrófitas Aquáticas e Implicações para o Manejo de Reservatórios: Um estudo na Represa de Itaipu. p. 597-626. In: HENRY R. (ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**, FUNDIBIO: FAPESP, Botucatu. 799 p.

THOMAZ, D. .M; PAGIORO T. A.; PADIAL, A. A.; CARVALHO, P. 2003. Decomposição das Macrófitas Aquáticas e Sua Relação com o Pulso de Inundação. p. 195-211. In: HENRY, R. (ed.). **Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos**, São Carlos: RiMa editora. 349 p.

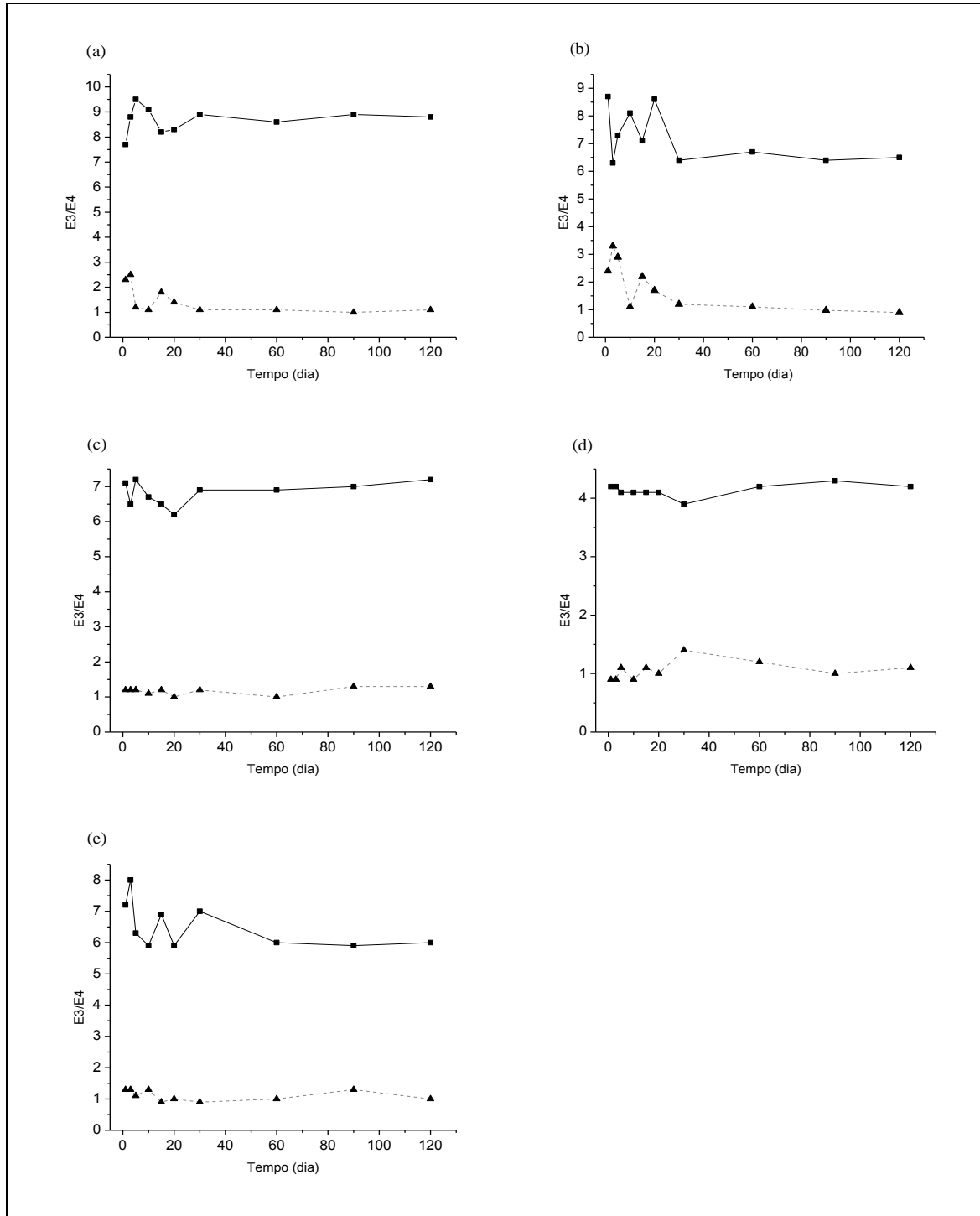
THURMAN, E. M. **Organic Geochemistry of Natural Waters**. Dordrecht: Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, 1985. 497 p.

TUNDISI, J. G. 1999. Reservatórios como Sistemas complexos: Teoria, Aplicações, e Perspectivas para Usos Múltiplos. In: HENRY R. (ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**, FUNDIBIO:FAPESP, Botucatu. 799 p.

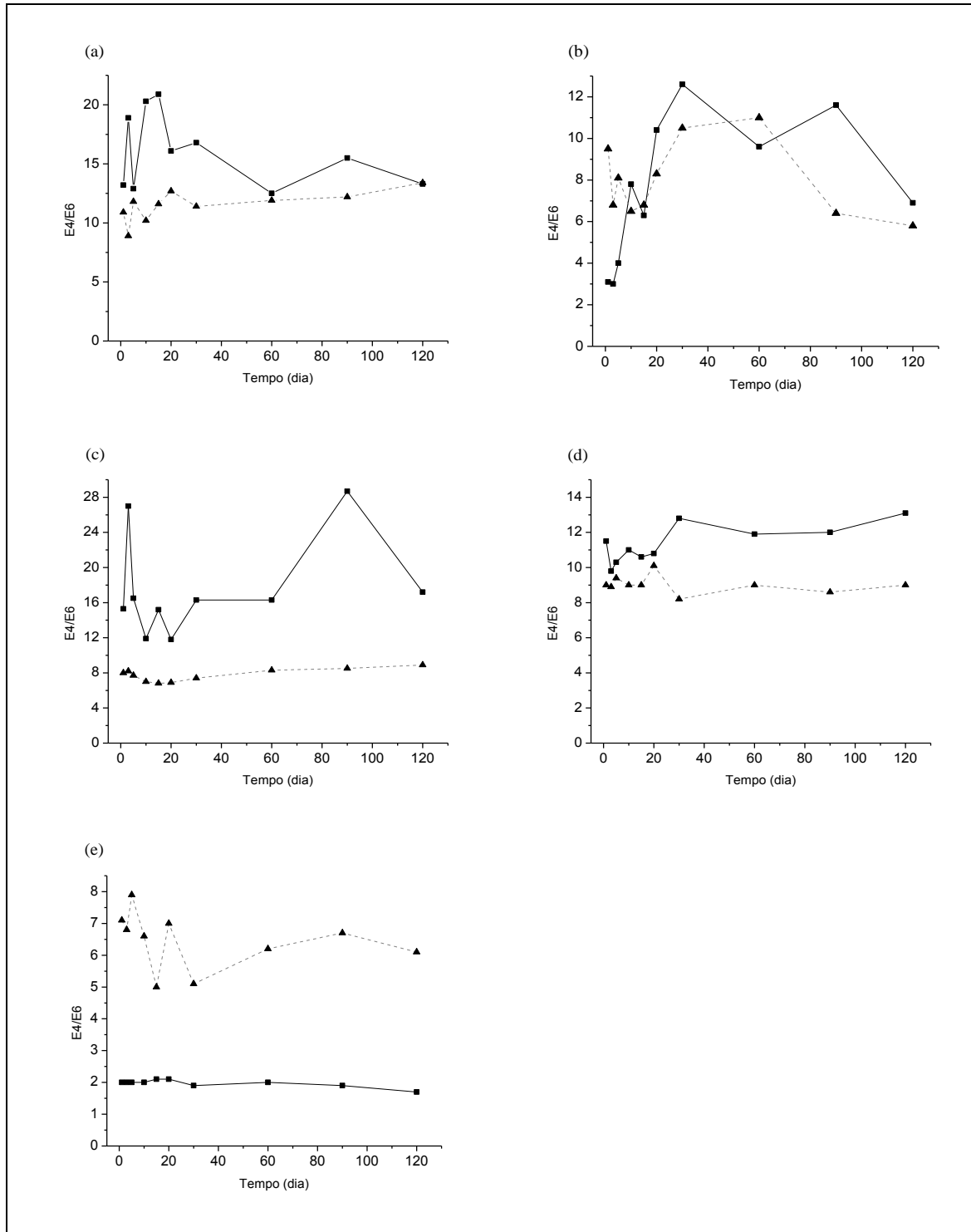
VANSOEST, P. J.; WINE, R. H. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. IV. Determination of plant cell wall constituents. **Journal of AOAC International**, v. 50, n. 1, p. 50-55, 1967.

ANEXOS

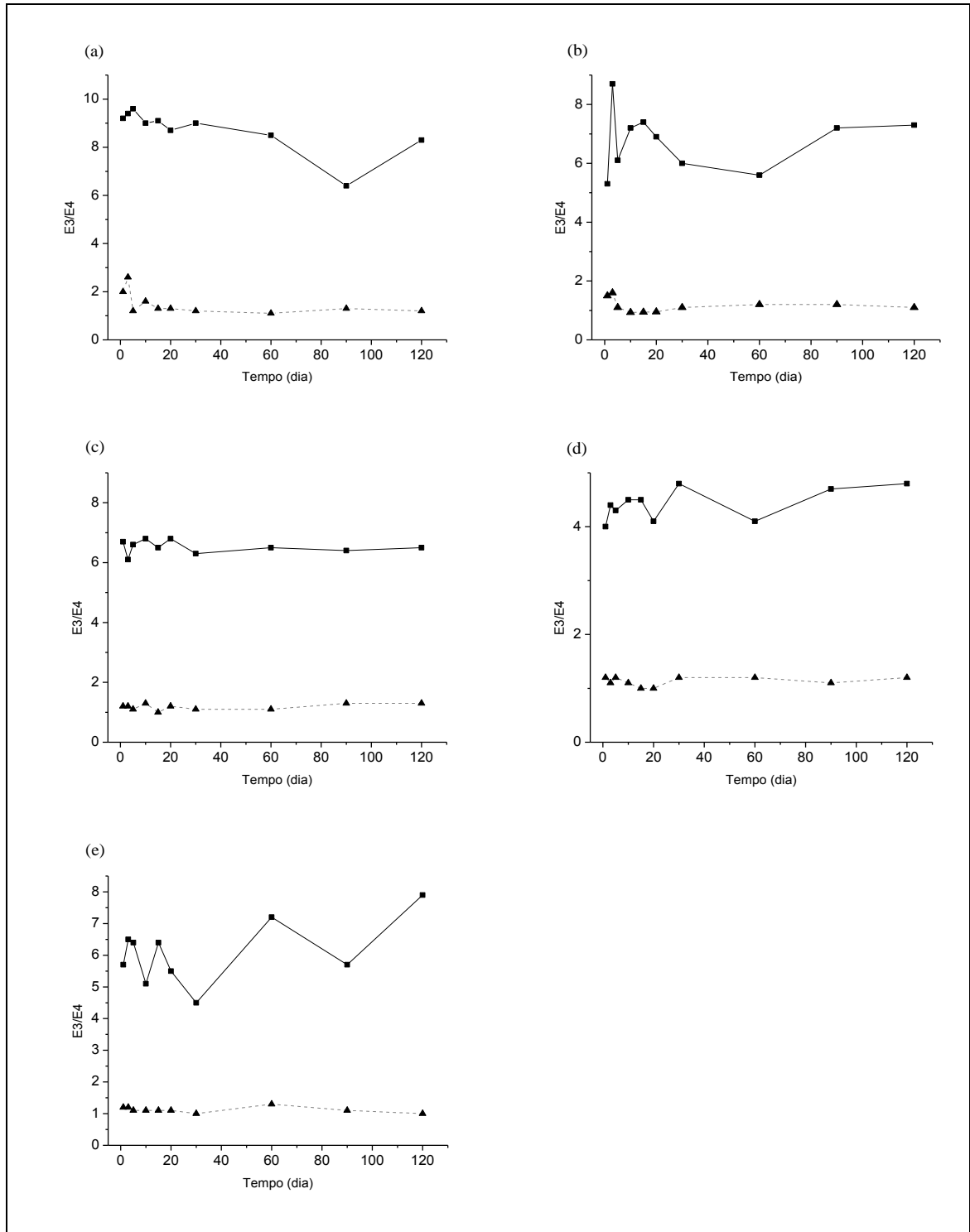
ANEXO 1. Razões E3/E4 de AF (linha contínua) e AH (linha pontilhada) dos detritos incubados no reservatório de Lajes/RJ (oligo-mesotrófico). *Eichhornia crassipes* (a), *Pistia stratiotes* (b), *Sagittaria montevidensis* (c), *Salvinia auriculata* (d) e *Urochloa arrecta* (e).



ANEXO 2. Razões E4/E6 de AF (linha contínua) e AH (linha pontilhada) dos detritos incubados no reservatório de Lajes/RJ (oligo-mesotrófico). *Eichhornia crassipes* (a), *Pistia stratiotes* (b), *Sagittaria montevidensis* (c), *Salvinia auriculata* (d) e *Urochloa arrecta* (e).



ANEXO 3. Razões E3/E4 de AF (linha contínua) e AH (linha pontilhada) dos detritos incubados no reservatório de Vigário/RJ (eutrófico). *Eichhornia crassipes* (a), *Pistia stratiotes* (b), *Sagittaria montevidensis* (c), *Salvinia auriculata* (d) e *Urochloa arrecta* (e).



ANEXO 4. Razão E4/E6 de AF (linha contínua) e AH (linha pontilhada) dos detritos incubados no reservatório de Vigário/RJ (eutrófico). *Eichhornia crassipes* (a), *Pistia stratiotes* (b), *Sagittaria montevidensis* (c), *Salvinia auriculata* (d) e *Urochloa arrecta* (e).

