



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E  
TECNOLOGIA AMBIENTAL  
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**VANESSA VIRGINIA BARBOSA**

**Decomposição anaeróbia de *Egeria densa* Planch e *Chara braunii* Gmel  
em sistemas aquáticos semiáridos sob diferentes estados tróficos**

**Campina Grande,  
2015**

**VANESSA VIRGINIA BARBOSA**

**Decomposição anaeróbia de *Egeria densa* Planch e *Chara braunii* Gmel em sistemas aquáticos semiáridos sob diferentes estados tróficos**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, área de concentração: Qualidade de Sistemas Ambientais.

Orientador: José Etham de Lucena Barbosa  
Co-orientadora: Janiele França de Vasconcelos

Campina Grande,  
2015

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

B238d Barbosa, Vanessa Virginia.

Decomposição anaeróbia de *Egeria densa* Planch e *Chara braunii* Gmel em sistemas aquáticos semiáridos sob diferentes estados tróficos [manuscrito] / Vanessa Virginia Barbosa. - 2015. 54 p. : il. color.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2015.

"Orientação: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa".

"Co-Orientação: Profa. Dra. Janiele França de Vasconcelos, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa".

1. Mineralização. 2. Ciclagem de nutrientes. 3. Macrófitas submersas. 4. Ecologia trófica. I. Título.

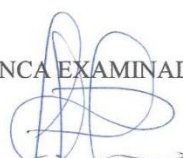
21. ed. CDD 577.7

VANESSA VIRGINIA BARBOSA

**Decomposição anaeróbia de *Egeria densa* Planch e *Chara braunii* Gmel  
em sistemas aquáticos semiáridos sob diferentes *estados tróficos***

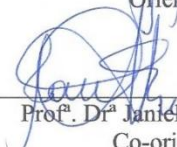
Aprovada em: 27/02/2015.

BANCA EXAMINADORA




---

Prof. Dr. José Etham Lucena Barbosa  
Orientador - UEPB



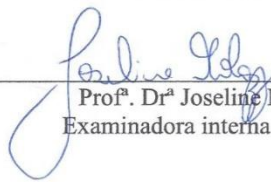
---

Prof.ª Dr.ª Janiele França de Vasconcelos  
Co-orientadora - IFPB



---

Prof. Dr. André Megali Amado  
Examinador externo - UFRN



---

Prof.ª Dr.ª Joseline Molozzi  
Examinadora interna - UEPB

Aos meus pais Manoel e Edleuza,

## **AGRADECIMENTOS**

**A Deus, pelo dom da vida, pelo refúgio e fortaleza. Ele é Maior.**

Ao Prof. Dr. José Etham Lucena Barbosa pela orientação, oportunidade, confiança e amizade.

A Prof<sup>ª</sup> Dr<sup>ª</sup> Janiele França pelos ensinamentos, conversas, amizade e, sobretudo, confiança.

Aos meus pais, pelos conselhos nunca falíveis e pelo grande amor.

Ao meu querido Mateus e parceira Vilmara pelo inestimável companheirismo.

A UEPB em especial o PPGCTA e ao Laboratório de Ecologia Aquática (LEAq) pela logística e estrutura oferecidas para realização deste trabalho.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão da bolsa de estudo.

Ao Prof<sup>º</sup> Dr<sup>º</sup> Luiz Hepp (URI) pela grande força nas análises de carbono.

A Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Marcela Bianchessi da Cunha Santino, pela disposição em me receber em seu laboratório de Bioensaios e modelagem matemática, obrigado pela prontidão em responder meus e-mails, instruções e ensinamentos.

Ao meu amor Maxwellton, sempre presente na minha vida, me ouvindo, ajudando, aconselhando, aguentando meu stress (rsrs) obrigada Welton por tudo.

Aos Amigos “LEAqueanos” Jani, Moiga, Yasmim, Guga e Chico. Obrigado pela amizade, conversas, risadas, comilanças, resenhas. Tudo isso fizeram a diferença durante o 2º ano de mestrado, vlw!

A Danilo, pelas análises físicas e químicas.

Aos técnicos Climélia e Adriano por sempre atenderem minhas necessidades durante o experimento.

A Patrícia pelas conversas e eficiência em sempre me ajudar. A Paulo, Rosa, Boyzinha, Dani (danone), Dani Jovêm e a todos os outros que de alguma forma contribuíram não só para que este trabalho fosse realizado, mas também para meu crescimento como pessoa. Obrigado!

## **Decomposição anaeróbia de *Egeria densa* Planch e *Chara braunii* Gmel em sistemas aquáticos semiáridos sob diferentes estados tróficos**

### **RESUMO**

Neste estudo as três questões motivadoras foram: (i) existem diferenças na cinética de decomposição entre *E. densa* e *C. braunii*? (ii) em qual estado trófico a decomposição ocorre mais rapidamente? (iii) qual a magnitude da liberação de nutrientes na água durante a decomposição? A hipótese testada é que a cinética de decomposição é mais rápida para *C. braunii*, liberando pouco nutrientes, por ser uma macroalga, no entanto, ambas as espécies se decompõem mais rapidamente em águas eutróficas devido à maior atividade microbiana nesse meio. Para isso, foram realizadas coletas de águas em reservatórios eutrófico e oligotrófico do semiárido paraibano. O estudo foi realizado in vitro em condições anaeróbias no qual se analisou o decaimento de matéria orgânica e a liberação de nutrientes durante a decomposição. As duas espécies apresentaram o mesmo padrão bifásico de decaimento da matéria orgânica e de mineralização do carbono e o estado trófico não influenciou esse processo. A liberação de nutrientes foi elevada por ambas às espécies, independente do estado trófico. O estado de trofia da água do semiárido paraibano não representa um fator limitante para o decaimento dos detritos de *E.densa* e *C.braunii*. As duas espécies são de famílias distintas, mas por serem macrófitas submersas, possuem teor de fibras vegetais semelhantes, uma vez que não apresentaram diferenças significativas na perda de massa.

Palavras-Chave: mineralização; ciclagem de nutrientes; macrófitas submersas.

## **Anaerobic decomposition of *Egeria densa* Planch and *Chara braunii* Gmel in semiarid aquatic systems under different trophic states**

### **ABSTRACT**

In this study there were three motivating questions: (i) are there differences in the decomposition kinetics of *E. dense* and *C. braunii*? (ii) in which trophic state the decomposition is faster? (iii) what is the magnitude of nutrients release in the water during decomposition? The hypothesis tested is that the decomposition kinetics is faster for *C. braunii* releasing few nutrients, because it is a seaweed, however, with both species faster decomposing in eutrophic water due to the greater microbial activity in the environment. Water samples were taken from eutrophic reservoirs with low nutrient content of the Paraiba semi-arid region. The *in vitro* study in which anaerobic conditions were analyzed: the decay of organic matter and release of nutrients during decomposition. Both species showed similar biphasic decay of organic matter and carbon mineralization and the trophic state did not influence this process. Nutrient release was high for both species, independent of the trophic state. The trophic state of Paraiba semi-arid water is not a limiting factor for the decay of *E. dense* and *C. braunii*. The species are from different families, but for being submerged macrophytes have similar content of plant fibers, as a consequence significant differences in weight loss was observed.

Key words: mineralization; nutrient cycling; submerged macrophytes



## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 – Modelo cinético proposto para descrever as rotas de liberação do carbono (dissolução e mineralização) da decomposição das macrófitas aquáticas; em que: COPLS = carbono orgânico particulado lábil e/ou solúvel dos detritos; COPR = carbono orgânico particulado refratário (fibras);  $k_T$  = coeficiente global de perda de massa de COPLS ( $k_1+k_2$ );  $k_1$  = coeficiente de mineralização dos compostos lábeis;  $k_2$  = coeficiente de lixiviação dos compostos solúveis;  $k_4$  = coeficiente de mineralização dos compostos refratários; IN1 = mineralização das frações lábeis (1ª rota); IN2 = mineralização do COD (2ª rota); IN3 = mineralização do COPR (3ª rota) (Modificado de BIANCHINI JR.; CUNHA-SANTINO, 2005). 22
- Figura 2 – Reservatórios que foram coletados água oligotrófica (Epitácio Pessoa- B) e água eutrófica (Argemiro Figueiredo- A), e coleta de macrófitas (Epitácio Pessoa- B) 23
- Figura 3- Macrófitas submersas no reservatório de Epitácio Pessoa 24
- Figura 4- Macrófitas secas na estufa a 40°C. B- Câmeras usadas no experimento C- Fracionamento da MOP da MOD usando um filtro comum. D- Balança analítica para pesagem da COP. 25
- Figura 5- Cinética do COP remanescente durante a decomposição anaeróbia em diferentes estados tróficos. 30
- Figura 6- Formação do COD durante o processo de decomposição ao longo de 90 dias de experimento. 31
- Figura 7- Cinética das frações de carbono inorgânico total (CIT), carbono orgânico dissolvido e Carbono orgânico particulado (em %) nas incubações anaeróbias da decomposição de *C. braunii* e *E. densa*. 32
- Figura 8- Liberação de fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT) durante a decomposição anaeróbia de *C.braunii* e *E. densa*, ao longo de 90 dias. 34
- Figura 9- Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) das incubações anaeróbias ao longo dos 90 dias de experimento 36
- Figura 10- Foto mostrando o pH das incubações anaeróbias ao longo dos 90 dias de experimento 37

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Variáveis físicas e químicas dos Reservatórios Epitácio Pessoa e Argemiro Figueiredo.	28
Tabela 2	Parâmetros obtidos do modelo de decaimento de massa, onde: $COP_{LS}$ = fração lábil/solúvel do COP; $k_{LS}$ = Coeficiente de mineralização da fração lábil/solúvel + coeficiente de lixiviado; $COP_R$ = fração refratária do COP; $k_R$ = coeficiente de mineralização da fração refratária; COD = carbono orgânico dissolvido; $k_3$ = coeficiente de mineralização do COD; E = erro do ajuste cinético e $r^2$ = coeficiente de ajuste do modelo.	29
Tabela 3	Dados da série nitrogenada do início do experimento (dia zero) ao fim do experimento (dia 90).	35

## SUMÁRIO

<b>1.</b>	Introdução.....	12
<b>2.</b>	Objetivo Geral .....	14
	<b>2.1</b> Objetivos específicos.....	14
<b>3.</b>	Referencial teórico.....	15
	<b>3.1</b> Decomposição de macrófitas e qualidade de água.....	19
	<b>3.2</b> Modelagem do processo de decomposição.....	20
<b>4.</b>	Material e Métodos.....	23
	<b>4.1</b> Descrição da área de estudo.....	23
	<b>4.2</b> Amostragem e desenho experimental.....	24
	<b>4.3</b> Análise estatística.....	27
<b>5.</b>	Resultados.....	28
	<b>5.1</b> Caracterização limnológica.....	28
	<b>5.2</b> Perda de massa e cinética da decomposição.....	29
	<b>5.3</b> Liberação de nutrientes e alterações físico-químicos durante a decomposição.....	33
<b>6.</b>	Discussão.....	38
<b>7.</b>	Conclusão.....	43
<b>8.</b>	Referências.....	44

## 1. INTRODUÇÃO

As macrófitas aquáticas submersas possuem um papel chave na regulação de processos químicos e biológicos em ecossistemas aquáticos, particularmente em lagos rasos, (JEPPESEN et al., 1997; SCHEFFER; VAN NES et al., 2007), ao colonizar a coluna de água com uma densa e complexa estrutura física (i.e. formando um dossel) fornecem alimento e hábitat para uma série de organismos (SÁNCHEZ-BOTERO et al., 2007) além de desempenharem um papel importante na estocagem e ciclagem de nutrientes, servindo como fonte de matéria orgânica autóctone (PALMA—SILVA, et al., 2002).

As espécies submersas *Egeria densa* Planch e *Chara braunii* Gmel são macrófitas submersas oriundas do nordeste da Austrália e do extremo sul da América do Sul (SAMPAIO; OLIVEIRA, 2005; COOK; URMI-KÖNIG, 1984), entretanto passaram a colonizar sistemas aquáticos em regiões do trópico semiárido brasileiro, por serem organismos com uma elevada plasticidade ecológica. E assim responderem bem as condições regionais tais como, a elevada temperatura, alcalinidade alta, elevado tempo de retenção da água, as baixas profundidades e as extensas zonas litorâneas (TRINDADE et al., 2010). A *Chara braunii* é uma alga, pertencente à família Characeae, mas por apresentarem algumas características morfológicas em comum com as macrófitas, foram classificadas como tais. A *Egeria densa*, é uma macrófita submersa enraizada, pertencente à família Hydrocharitaceae, possui uma estrutura vegetal mais robusta (RODRIGUES et al., 2007) do que a do gênero chara sp.

Com a senescência das macrófitas esta se torna a mais importante via de reintrodução de nutrientes e de carbono incorporados nos tecidos vegetais durante a produção primária (KIM; REJMÁNKOVÁ, 2004), podendo contribuir para a eutrofização da água, sendo que a liberação de compostos hidrossolúveis durante a senescência pode servir tanto de recurso nutricional como de poluição para a coluna d'água, prejudicando a biota (AZAM et al., 1983; ANESIO et al., 2003).

Durante a decomposição de massivas estruturas orgânicas de macrófitas submersas, significativas mudanças podem ocorrer na água, pelo incremento de matéria orgânica, como a acidificação do meio aquático, aumento da condutividade elétrica (CARVALHO et al., 2005; BIANCHINI JR.; CUNHA-SANTINO, 2006), e o lançamentos de nutrientes (WANG et al., 2013; KROGER et al., 2007). Essas alterações e liberações de matéria orgânica são afetadas por fatores extrínsecos e intrínsecos tais

como e.g. as propriedades bioquímicas da espécie (BIANCHINI JR, et al., 2008) e o grau de trofia da água que pode acelerar a degradação de matéria orgânica ou torná-la mais lenta (XIE et al., 2004). Esses fatores possuem magnitudes diferentes dependendo da espécie, local de estudo e principalmente a temperatura do meio (XIE et al., 2004), pois em temperaturas elevadas como as do semiárido, a taxa de decomposição é mais alta. Assim, conhecer o grau e a magnitude dessas interferências abióticas e bióticas sobre a decomposição dessas espécies locais é um fator crítico para se mensurar, mitigar e prever possíveis impactos relacionados à liberação de nutrientes em reservatórios, uma vez que as macrófitas submersas possuem alto potencial de infestação, e conseqüentemente, a posteriori, uma elevada taxa de decomposição.

Os trabalhos desenvolvidos que investigam esses aspectos enfocam a cinética do carbono orgânico (CHIBA et al., 2013; FONSECA et al., 2014; BIANCHINI JR. et al., 2010; CUNHA- SANTINO; BIANCHINI JR, 2006), lançamento de nutrientes pela decomposição em espécies emersas (SILVA et al., 2011) e influências do estado trófico na perda de massa de macrófitas flutuantes (BRANDÃO, 2012). Para o trópico semiárido brasileiro inexitem informações sobre a cinética da decomposição de macrófitas submersas.

Nesse contexto estudar aspectos da decomposição de *E. densa* e *C. braunii* tais como a cinética de perda de massa e a liberação de nutrientes em águas com diferentes estados tróficos podem ampliar as informações sobre os mecanismos de ciclagem de nutrientes por macrófitas nessas regiões semiáridas.

Diante disso, buscou-se responder as seguintes questões: (i) Existem diferenças na cinética de decomposição entre *E. densa* e *C. braunii*? (ii) Em qual estado trófico a decomposição ocorre mais rapidamente? (iii) Qual a magnitude da liberação de fósforo e nitrogênio na água durante a decomposição de *E. densa* e *C. braunii*? Nossa hipótese pressupõe que a cinética de decomposição seja mais rápida para *C. braunii* visto que esta, por ser uma macroalga, apresenta estruturas menos resistentes e mais suscetíveis à decomposição, ainda por este motivo esperam-se liberações menores de nutrientes nitrogenados e fosfatados por esta alga, independente do estado trófico da água. Quanto ao estado trófico, espera-se que em águas eutróficas a decomposição de ambas as espécies seja mais rápida do que em águas oligotróficas, uma vez que há uma maior atividade microbiana nesse meio em decorrência da disponibilidade de nutrientes.

## 2. OBJETIVOS

Este trabalho visou descrever os aspectos cinéticos e de liberação dos nutrientes, em escala de laboratório, durante o processo de decomposição anaeróbio das macrófitas submersas *Egeria densa* Planch e *Chara braunii* Gmel em ecossistemas com diferentes status tróficos.

### 2.2 Objetivos Específicos:

- Verificar a cinética de perda de massa das espécies estudadas bem como das diferentes condições de trofia;
- Analisar em escala de laboratório, a liberação de nitrogênio, fósforo e carbono na massa de água de reservatórios oligotrófico (Epitácio Pessoa) e eutrófico (Argemiro de Figueiredo);
- Estimar alterações nos parâmetros físicos e químicos da qualidade de água durante a decomposição de macrófitas;

### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 Macrófitas Aquáticas

A comunidade de plantas aquáticas (ou macrófitas) compreende um grupo diversificado de organismos macroscópicos (LACOUL; FREEDMAN, 2006; CHAMBERS et al., 2008), apresentando-se no ambiente sob as seguintes formas: submersas livres, submersas enraizadas, flutuantes livres, emersas e fixas. Esses vegetais possuem um rápido crescimento e dispersão, mesmo em condições de intensa competição com outras espécies (SPENCER; BOWES, 1990), bem como, quando se trata de um ecossistema artificial, pois são considerados ambientes favoráveis a reprodução e infestação de macrófitas (HAVEL et al., 2005).

Dentre suas características principais, destaca-se a elevada produtividade no meio aquático (WETZEL, 2001); estabelecem inúmeras relações com a biota uma vez que atuam como barreira física contra predadores (BIANCHINI JR. et al, 2008); interferem na oxigenação da água circundante e atuam como fonte autóctone de matéria orgânica, pois participam ativamente da ciclagem de componentes orgânicos e inorgânicos que por sua vez são aproveitados por outras espécies, (ROONEY; KALFF, 2000), e responsáveis pela entrada de até 50% de matéria orgânica e de nutrientes para o sistema aquático (WETZEL, 2001). Essa matéria orgânica advém dos compostos citoplasmáticos das estruturas das macrófitas, segundo Bianchini Jr. (et al., 2008) estas plantas aquáticas possuem em média (em base de massa seca) 1,86% de nitrogênio, 0,26% de fósforo e 39,01% de carbono estocado em suas estruturas de sustentação como, por exemplo, pecíolos, raízes, aerênquimas, etc.

Os dados desse autor podem variar com a espécie, com o ambiente e com o estágio fenológico o qual se encontra a planta (BIANCHINI JR., et al, 2008, GAMAGE; ASAEDA, 2005; CHIMNEY; PIETRO, 2006). De acordo com o estoque de nutrientes na planta existe uma maior ou menor produção de compostos estruturais de sustentação (BIANCHINI JR.; CUNHA-SANTINO, 2008). Segundo Thomaz (2006) essa estocagem de biomassa nas plantas aumenta em corpos aquáticos eutróficos. O crescimento das macrófitas, portanto, é determinado pela estocagem de nutrientes advindos do meio em suas estruturadas vegetais, ao entrar em decomposição estes, por sua vez são devolvidos para água e/ou sedimento. Alguns estudos sobre a disponibilidade de nutrientes e a decomposição de macrófitas foram realizados indicando que pode existir uma relação positiva entre eles (CARPENTER;

ADAMS,1979; BROCK et al., 1985; PETERSON et al., 1993) ou não (XIE, et al., 2004; VILLAR et al., 2001; NEWBOLD et al., 1983; BROCK et al., 1985), esta contradição existe devido a fatores como: tipo de macrófitas, espécie, temperatura, condições físicas-químicas. Em geral, mais estudos são necessários, pois essa questão não está muito clara (XIE et al., 2004).

As altas temperaturas são outro fator importante para o crescimento das macrófitas, em regiões tropicais este alto potencial de crescimento devido as condições climáticas e às condições nutricionais favoráveis dos lagos dessas regiões, indicam a importância das macrófitas aquáticas como fonte de matéria orgânica nestes ambientes. Desse modo, os processos de crescimento desses vegetais nas zonas litorâneas podem exercer influências importantes nas características químicas da água, na dinâmica e no metabolismo dos sistemas aquáticos continentais (SHRESTHA; JANAUER, 2000).

Após a senectude das folhas de macrófitas, com a perda da integridade dos tecidos, componentes do citoplasma são rapidamente dissolvidos e liberados (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2000) para a cadeia de detritos sob duas formas: Matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica dissolvida (MOD) sendo esta última a dominante. A MOD é definida como a fração da matéria orgânica que pode ser filtrada em tamanho de poro menor que 0,45  $\mu\text{m}$  e compõem-se de pequenas moléculas orgânicas e substâncias húmicas protéica, esta fração do detrito pode ser diferenciada ainda em MOD lábil e/ou solúvel e MOD refratária. A fração lábil/solúvel pelo fato de serem compostos simples é liberada nos primeiros estágios de decomposição devido a fatores físicos, além da ação dos micro-organismos já que esta fração possui elevado valor energético, como carboidratos, polifenóis e aminoácidos (CUNHA- SANTINO; BIANCHINI JR., 2006). Concomitantemente há a formação de carbono orgânico dissolvido (COD) que logo se torna disponível a biota. A MOD refrataria é constituída por compostos de difícil degradação como fibras de lignina, hemicelulose e celulose que constituem a parede celular dos vegetais, estas fibras podem demorar anos para se decompor completamente, (CUNHA- SANTINO; BIANCHINI JR., 2009).

Por apresentarem baixas taxas de decomposição, esses compostos refratários são usualmente acumulados, convertendo-se em possíveis precursores dos compostos húmicos; contudo, nos sistemas aquáticos tropicais, os rendimentos da mineralização conversão dos recursos orgânicos em inorgânicos tendem a superar os da humificação (BIANCHINI JR. et al., 2004). A análise dos eventos descritos anteriormente permite notar que, no geral, as perdas de massa dos detritos de macrófitas aquáticas são



constituídas por processos físicos químicos e biológicas, além de rápidos (i.e. formação do COD, oxidações dos compostos lábeis) e lentos (i.e. oxidações das frações refratárias), (BIANCHINI JR., et al., 2008). Plantas submersas são decompostas mais rapidamente do que plantas flutuantes e estas por sua vez mais rápido do que as espécies emergentes pois apresentam mais compostos lábeis solúveis do que fibras (CHIMNNEY; PIETRO, 2006).

A disponibilidade dos aceptores de elétrons determina, por sua vez, as rotas metabólicas pelas quais os compostos serão processados e conseqüentemente, os tipos de produtos finais. Quando disponível, o oxigênio é o principal aceptor de elétrons e os produtos finais do metabolismo aeróbio são principalmente gás carbônico, água e material celular. Durante a mineralização aeróbia ocorrem, portanto, pressões sobre a disponibilidade de oxigênio dissolvido, afetando desta forma, o balanço de oxigênio nos ecossistemas aquáticos. Na ausência ou escassez de oxigênio, as degradações das plantas aquáticas podem ocorrer utilizando outros compostos como aceptores de elétrons ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ), gerando como produtos finais gás carbônico, formas reduzidas de nitrogênio e de enxofre, entre elas nitrogênio gasoso e sulfeto de hidrogênio (BIANCHINI JR., et al, 2008).

Nos processos fermentativos que ocorrem juntamente ao processo anaeróbio, o carbono orgânico é parcialmente metabolizado, desprendendo-se em parte como  $\text{CO}_2$  e em parte acumulando-se na forma de compostos orgânicos intermediários (p.ex. ácidos orgânicos, metanol, acetona); e os aceptores de elétrons são geralmente compostos orgânicos ( CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2009), metano e gás carbônico são os dois produtos finais predominantes da fermentação completa e resultam da ação de vários grupos de microrganismos. A decomposição é composta por três etapas que ocorrem concomitantemente (BIANCHINI JR, et al., 2003):I) A lixiviação,II) fragmentação e III) catabolismo.

I. A lixiviação é a fase que ocorre a solubilização de compostos hidrossolúveis de origem protoplasmática como fósforo, nitrogênio, sódio, potássio, magnésio, entre outros (DAVIS; CHILDERS, 2007), a lixiviação acontece por processos físicos e químicos e pode ocorrer num período que varia até 24 horas (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2006a), porém a duração da lixiviação

pode ser maior dependendo do tipo de macrófitas (submersa, flutuante, etc).

II. A fragmentação é a fase que ocorre a atuação de pequenos invertebrados que exercem um papel importante na degradação da matéria orgânica em ecossistemas aquáticos, Battle; Mihuc (2000) concluíram que litterbags (saquinhos de pano usados para verificar decomposição in situ) que impediam o acesso dos invertebrados ao detrito, acabaram tendo taxas de decomposição menores do que nos que não impediam, evidenciando assim o papel dos invertebrados como agentes fragmentadores da matéria detrital, aumentando assim a superfície de contato para ação dos micro-organismos (Catabolismo) (WALLACE; WEBSTER, 1996).

III. Na fase do catabolismo ocorre a ação dos principais biodegradadores: bactérias e fungos ocorrendo assim o aumento da biomassa desse grupo (ANESIO et al., 2003). Fungos e bactérias são responsáveis pela colonização e degradação da maior parte dos compostos recalcitrantes como a celulose, a hemicelulose e a lignina existindo relações tanto independentes como entre os dois grupos ao mesmo tempo, onde o aumento da biomassa das bactérias foi favorecido na presença dos fungos, indicando que os fungos podem fornecer alguns recursos que as bactérias não são capazes de metabolizar sozinhas (PASCOAL; CÁSSIO, 2004; VAN RYCKEGEM, 2006).

A secagem prévia de folhas para experimentos com macrófitas altera a magnitude do processo de lixiviação, quando secas há uma perda significativa nas primeiras horas de submersão. A secagem prévia da biomassa em experimentos de decomposição pode levar a uma superestimativa do processo de lixiviação, porém Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2006b) ressaltam que o uso de biomassa fresca pode acarretar em imprecisões quantitativas em relação à massa usada, devido ao teor de água dos tecidos vegetais, desta forma, o uso da biomassa seca apresenta grande vantagem de permitir comparações entre diferentes estudos.

### 3.2 Decomposição de macrófitas e qualidade de água

Tem-se observado na maioria dos estudos que a contribuição de plantas em crescimento para remoção de nutrientes muitas vezes é apenas temporária, devido à perda de nutrientes durante a senescência (MENON; HOLLAND, 2014; CRONK; FENNESSY, 2001). A qualidade de água muda rapidamente durante a decomposição de vegetais, tendo a liberação dos nutrientes pela lixiviação das macrófitas aquáticas um significado ecológico muito importante, servindo de recurso ou poluição para a coluna d'água e sua biota (ANESIO et al., 2003).

Durante a lixiviação ocorrem algumas mudanças no ambiente como: aumento dos valores de condutividade elétrica e aumento da acidez. Carvalho (et al., 2005) relatam um forte aumento dos valores de condutividade elétrica durante a decomposição da macrófita aquática *Egeria najas*. Resultados similares foram observados por Pagioro; Thomaz (1999a) para a decomposição de *Eichhornia azurea*. Em relação ao pH, tem-se verificado que a lixiviação tende a acidificar o meio como relatado por Farjalla (et al., 1999) e Bianchini Jr.; Cunha-Santino (2006). O fósforo é lançado rapidamente nos primeiros 15 dias e depois disso, o lançamento é mais lento, similarmente ocorre com o nitrogênio, o lançamento é constante nos primeiros 35 dias, depois disso o decaimento torna-se lento (WANG et al., 2013).

Existe a necessidade de compreender o papel dos nutrientes dissolvidos na regulação da taxa de decomposição em reservatórios afetados por fontes de poluição pontual e não pontual, a exemplo das áreas úmidas onde há uma entrada significativa de nutrientes. Nesse sentido, reservatórios do semiárido brasileiro têm adquirido características de áreas úmidas devido a fatores climáticos e geográficos da região. Poucos estudos (GAUDET, 1977; KUEHN & SUBERKROPP, 1998; KUEHN et al., 1999) examinaram a liberação de nutrientes de espécies de macrófitas emersas em zonas húmidas após estas entrarem em senescência.

A reprodução excessiva de espécies submersas pode restringir os diversos usos dos ecossistemas aquáticos, espécies como *Egeria sp* (Hydrocharitaceae) tem sido motivos de preocupação em reservatórios limitando atividades de navegação e lazer devido as suas grandes biomassas (MARCONDES et al., 2003). Como consequência do aumento da biomassa elevam-se as taxas de decomposição nestes ecossistemas, podendo desencadear diversos impactos anteriormente citados como o aumento da produtividade primária, alterações tróficas, diminuições das concentrações de oxigênio

dissolvido (ROSE; CRUMPTON, 1996), alteração do potencial redox (VAN DER PUTTEN et al., 1997) e alterações nos ciclos biogeoquímicos. A decomposição destes detritos pode causar alterações na qualidade da água, gerando condições para o desenvolvimento da eutrofização do reservatório ( GARZON, 1984; PLOSKEY, 1985). Tal situação pode comprometer, por um longo período, não só o próprio ecossistema aquático e os usos da água, como os equipamentos das unidades geradoras de energia, no caso de reservatórios usados para este fim (PAIVA; SALLES, 1977).

Na região do semiárido brasileiro estudos sobre decomposição de macrófitas locais são escassos, as pesquisas são direcionadas para outros aspectos como: filtradores ecológicos (SILVIA et al., 2014; SCHULZ, 2009; DINIZ et al., 2005); coexistência de macrófitas (BOSCHILIA, 2007), diversidade e distribuição (DE SOUSA et al, 2013; MACÊDO et al., 2012; SILVA et al., 2010), relações ecológicas com outras espécies (AGOSTINHO et al., 2003; SANTANA, et al., 2009). Diante disso, faltam estudos que tratem sobre as alterações provocadas pela decomposição de macrófitas na qualidade de água a fim de compreender melhor os processos de ciclagem de nutrientes e de decomposição das macrófitas aquáticas.

### **3.3 Modelagens do processo de Decomposição**

Vários métodos têm sido empregados para avaliar o processo de ciclagem do carbono através da decomposição de macrófitas. Dentre os métodos indiretos citam-se o consumo de oxigênio e as evoluções de dióxido de carbono e metano. Em relação aos métodos diretos, o mais frequente constitui-se na avaliação temporal da perda de massa dos detritos (BIANCHINI JR. et al., 2008), utilizando-se de sacos de decomposição (litterbags) caso o experimento seja *in situ*, ou utilizando-se câmaras de decomposição, caso o experimento seja realizado *in vitro* (THOMAZ et al., 2004). As taxas de decomposição dos detritos vegetais são geralmente expressas por um coeficiente de decaimento ( $k$ ). Para se determinar esse coeficiente foram construídos modelos matemáticos.

Diversos modelos matemáticos têm sido utilizados para descrever os processos de decomposição. De acordo com Cunha-Santino; Bianchini Jr. (2006a) os quatro modelos mais utilizados são: a) o modelo exponencial simples que pressupõe que as taxas de decomposição são proporcionais à quantidade de matéria orgânica remanescente e que o detrito seja homogêneo do ponto de vista químico

(WIEDE; LANG 1982); b) o modelo exponencial múltiplo que considera que os detritos são recursos heterogêneos, constituídos por vários componentes (ex. celulose, lignina, lipídeos, polifenóis). Cada componente ou conjunto de componentes (ex. fibras, lixiviados) apresenta uma taxa específica de perda de massa e estas são proporcionais às quantidades de recursos remanescentes (pressuposto dos modelos exponenciais), (GILLON et al. 1994, BIANCHINI JR. et al., 2002); c) o modelo sigmoide que adota a ocorrência de um tempo de transição durante as primeiras etapas da degradação, até que os organismos decompositores colonizem o detrito (HARMON et al., 1986) e as taxas de decomposição sejam proporcionais ao crescimento dos microrganismos; d) o modelo linear que pressupõe que a taxa de decomposição de um dado recurso seja constante, independente da quantidade de detrito (ALVAREZ; GUERRERO, 2000).

Desde sua proposição (JENNY et al., 1949), os modelos exponenciais (simples ou múltiplos) têm sido comumente utilizados para as descrições dos processos de decomposição de macrófitas aquáticas (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2006), sendo o modelo exponencial simples o mais empregado (SUBERKROPP, 2001).

No presente estudo, o modelo adotado será o exponencial múltiplo, uma vez que se consideraram diversos experimentos de decomposição de macrófitas aquáticas sabe-se que os detritos possuem natureza heterogênea (BIANCHINI JR. et al., 2003). Nesse caso, para simplificar o equacionamento do modelo (exponencial múltiplo), é possível admitir que os detritos são constituídos por uma fração lábil e/ou solúvel (COPLS) e outra refratária (COPR). Portanto, a mineralização do carbono dos detritos de macrófitas ocorre por três rotas representados no esquema da figura 1 (BIANCHINI JR.; CUNHA-SANTINO, 2005). A primeira rota considera as oxidações (químicas e biológicas) dos compostos orgânicos lábeis (COL) em paralelo com a lixiviação (formação) das frações hidrossolúveis, ou seja, COD. A segunda rota refere-se à oxidação dos compostos orgânicos lixiviados (COD) e a terceira compreende a oxidação das estruturas refratárias do detrito (COPR).

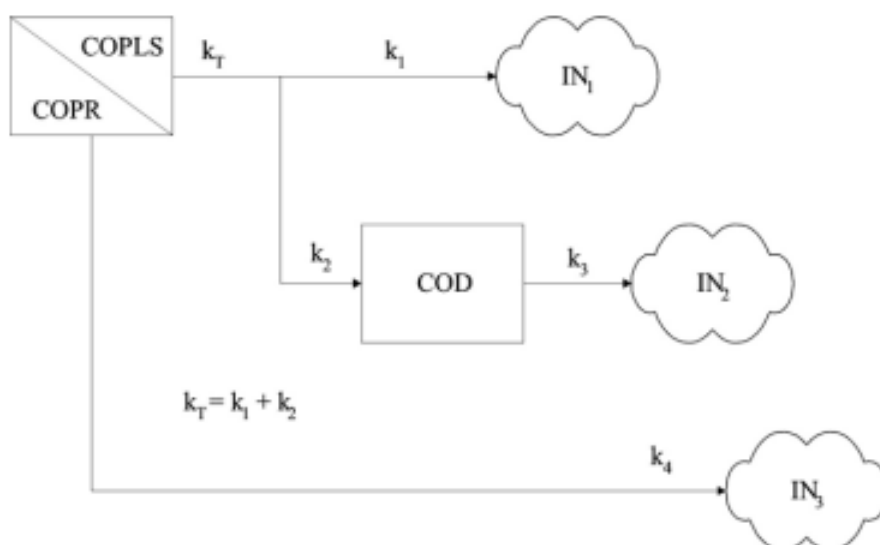


Fig.1. Modelo cinético proposto para descrever as rotas de liberação do carbono (dissolução e mineralização) da decomposição das macrófitas aquáticas; em que: COPLS = carbono orgânico particulado lábil e/ou solúvel dos detritos; COPR = carbono orgânico particulado refratário ( $\approx$  fibras);  $k_2$  = coeficiente global de perda de massa de COPLS ( $k_1+k_2$ );  $k_1$  = coeficiente de mineralização dos compostos lábeis;  $k_2$  = coeficiente de lixiviação dos compostos solúveis;  $k_4$  = coeficiente de mineralização dos compostos refratários; IN<sub>1</sub> = mineralização das frações lábeis (1ª rota); IN<sub>2</sub> = mineralização do COD (2ª rota); IN<sub>3</sub> = mineralização do COPR (3ª rota) Bianchini Jr.; Cunha-Santino 2005.

Por fim, estudos sobre decomposição de macrófitas se fazem necessário, para assim compreender melhor os impactos que podem causar na água, que poderá refletir em problemas socioambientais, bem como compreender mais da ciclagem de nutrientes, especialmente o carbono em ecossistemas tropicais aquáticos.

## 4. MATERIAIS EMÉTODOS

### 4.1 Descrição da área de estudo

As amostras das águas utilizadas para o desenvolvimento do experimento de decomposição foram coletadas em dois reservatórios. O reservatório Epitácio Pessoa ( $7^{\circ}29'20''\text{S}$  e  $36^{\circ}17'3''\text{W}$ ) que é oligotrófico (DINIZ, et al., 2006) e o reservatório Argemiro Figueiredo ( $7^{\circ}36'51''\text{S}$ , e  $35^{\circ}40'31''\text{W}$ ) um reservatório eutrófico (VASCONCELOS et al., 2013), ambos reservatórios estão localizados na bacia hidrográfica do Rio Paraíba ( $6^{\circ}51'31''$  e  $8^{\circ}26'21''\text{S}$   $34^{\circ}48'35''$  e  $37^{\circ}2'15''\text{W}$ ). Foi realizado a caracterização limnológica de ambos para melhor entendimento acerca das diferenças entre os mesmos.

O reservatório Argemiro Figueiredo, recebe efluentes domésticos agrícolas e industriais oriundos de sua bacia de drenagem e de seus tributários, além da atividade de piscicultura que é intensa, possui uma classificação que varia de eutrófica a hipertrófica (VASCONCELOS et al., 2013) sendo assim um fator determinante da composição e abundância de florações de alga (Fig. 2A).

O reservatório Epitácio Pessoa destaca-se pela sua importância como reservatório de abastecimento de várias cidades paraibanas, beneficiando uma população superior a meio milhão de pessoas e apresentando águas claras (DINIZ, et al., 2006). Os principais usos deste reservatório são para abastecimento humano, dessedentação animal e irrigação (Fig. 2B).



Fig.2. Reservatórios que foram coletados água oligotrófico (Epitácio Pessoa- B) e água eutrófico (Argemiro Figueiredo- A), e coleta de macrófitas (Epitácio Pessoa- B).

## 4.2. Amostragem e desenho experimental

Foram desenvolvidos experimentos em laboratório para verificação da taxa de decomposição entre as espécies e entre os estados tróficos. Para isso, as amostras de água foram coletadas nos reservatórios com garrafa de Van Dorn e posteriormente, filtradas em filtro de éster de celulose ( $\Phi = 0,45 \mu\text{m}$ ). As macrófitas (Fig. 3A, B, C) foram coletadas utilizando uma draga coletora (Fig. 3D). Depois lavadas para a retirada do excesso de partículas e desidratadas em estufa a  $40 \text{ }^\circ\text{C}$  até massa constante para a retirada de toda a umidade, com determinação diária da massa até a estabilização (BIANCHINI JR. et al., 2014).



Fig. 3. A) Macrófitas submersas no reservatório de Epitácio Pessoa. B) *Chara braunii* C) *Egeria densa* D) Draga coletora

As incubações anaeróbias foram realizadas segundo Bianchini Jr. *et al.* (2002). Para isso, fragmentos de exemplares de macrófitas íntegras de cada espécie foram incubados em frascos de vidro (400 mL) na proporção de  $10 \text{ gP.S.L}^{-1}$  PS e mantidas em meio escuro. As amostras foram mantidas em condições anaeróbias a  $27^\circ\text{C}$



(variação de 26,8 a 27,3°C), temperatura média dos reservatórios estudados. Nos respectivos dias amostrais (zero, 1, 3, 5, 15, 30, 60 e 90 dias) três frascos de cada conjunto espécie/ambiente foram desmontados. Esses conjuntos foram fragmentos de *E. densa* colocados em frascos com água eutrófica (n=3) e frascos com água oligotrófica (n=3), o mesmo procedimento foi feito com *C. braunii*. O grupo controle consistiu de câmeras com as águas, porém sem a planta (Fig. 4).

Nos dias amostrais, cada conjunto foi desmontado e seu conteúdo fracionado em matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica dissolvida (MOD) por pré-filtração em filtro de fibra de vidro ( $\Phi$  de poro = 0,8  $\mu$ m) para retirada do material mais grosseiro e posteriormente em filtro de poro 0,45  $\mu$ m (BIANCHINI JR. et al., 2006). Os teores de matéria mineral (cinzas) foram obtidos por incineração em mufla das amostras a 550 °C durante duas horas (BLINDOW et al., 2006).



Fig. 4. Macrófitas secas na estufa a 40°C. B-Câmeras usadas no experimento C- Fracionamento da MOP da MOD usando um filtro comum- Balança analítica para pesagem da COP.

A massa da MOP foi determinada por gravimetria (WETZEL; LIKENS, 1991) em balança analítica e convertida em base de carbono (COP - carbono orgânico particulado). Para a aplicação dos modelos de mineralização das frações do COP, foi definido que a taxa de COP na MOP das macrófitas aquáticas constitui 47% da

biomassa (WETZEL, 2001) livre de cinzas, ou seja,  $COP = MOP \times 0,47$ . Em uma alíquota da MOD filtrada foram determinadas as concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) e inorgânico (CIT) com analisador de carbono (marca Shimadzu, modelo TOC-5000A).

As medições das variáveis pH, condutividade elétrica, turbidez, potencial redox e salinidade foram realizados através de uma sonda multiparamétrica (HORIBA U-50), em cada dia amostral (zero, 1,3,5,15,30,60, e 90). As concentrações de nitrogênio amoniacal, nitratos, nitrogênio total e fósforo total foram determinados espectrofotometricamente de acordo com metodologias padronizadas descritas em “Standard Methods for the Examination of Water and WasteWater” (APHA, 1998).

### Modelagem matemática

Para a descrição da decomposição das plantas adotou-se o modelo exponencial duplo, que considera que os detritos são formados por duas frações (Equação 1; LOUSIER; PARKINSON, 1976; JENKINSON, 1977).

$$COP = COPLS \times e^{(-kT*t)} + COPR \times e^{(-kR*t)} \quad (1)$$

Em que: COPLS= conteúdo inicial de carbono lábil solúvel (%); COPR= conteúdo inicial de carbono orgânico refratário (%);  $k_T = k_1 + k_2$ ; coeficiente global de perda de massa  $= (k_1)$  coeficiente de mineralização do material lábil +  $(k_2)$  coeficiente de lixiviação em  $\text{dia}^{-1}$ ;  $k_R$ = coeficiente de perda de massa da fração refrataria  $(\text{d}^{-1})$

A formação e a mineralização do COD foram ajustadas ao modelo descrito na Equação 2 (CUNHA-SANTINO et al., 2010).

$$\frac{dC_{COD}}{dt} = kT \left( \frac{k_2}{k_t} C_{COPLS} \right) - k_3 C_{COD} \quad (2)$$

Em que:  $dC_{COD}$  = variação por unidade de tempo na concentração de COD;  $k_T$  = taxa de lixiviação  $(\text{dia}^{-1})$ ;  $k_3$  = coeficiente de mineralização de COD  $(\text{dia}^{-1})$ .

O tempo de meia vida ( $t^{1/2}$ ) do detrito foi calculado através da equação 3 a seguir:

$$t^{1/2} = \ln(0,5) / -k \quad (3)$$

Em que:  $k$ =coeficiente de decaimento de cada tipo de fração da planta ( $k_{LS}$  e  $k_R$ )

### **4.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA**

ANOVA two-way repeated foi realizada no software STATISTIC 7, para testar os efeitos isolados e conjuntos das espécies de macrófitas e grau de trofia da água sobre a perda de massa, concentrações de fósforo, série nitrogenada, condutividade, pH, turbidez, e sólidos total dissolvidos. Os dados atenderam aos pressupostos da análise, sendo o nível de significância assumido como  $p = \leq 0,05$ .

## 5. RESULTADOS

### 5.1 Caracterização Limnológica das águas dos reservatórios

Os ambientes são caracterizados por águas de pH alcalino ( $9,1 \pm 0,39$  e  $8,8 \pm 0,46$ ) e por alta condutividade elétrica (Epitácio Pessoa=  $1.135,3 \pm 20,61 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ; Argemiro Figueiredo=  $1.574,6 \pm 4,98 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). O reservatório Argemiro Figueiredo elevada turbidez inorgânica. Com base nos critérios de Thorton e Rast (1996) as águas deste reservatório são eutróficas por apresentarem concentrações de fósforo de  $0,98 \pm 0,00 \text{mgL}^{-1}$  e clorofila  $41,8 \pm 15,48 \mu\text{g/L}$ . As águas são túrbidas (1 NTU) o que reflete no disco de Secchi que apresentou valor de  $0,48 \pm 1,06 \text{ m}$ .

O reservatório Epitácio Pessoa caracterizou-se como um típico sistema oligotrófico com elevada transparência de suas águas (Disco de Secchi =  $2,18 \pm 1,4 \text{ m}$ ). Utilizando-se os critérios de Thorton e Rast (1996) as águas deste reservatório são oligotróficas por apresentarem concentrações de fósforo de  $0,03 \pm 0,01 \text{mgL}^{-1}$  e clorofila  $4,5 \pm 4,03 \mu\text{g/L}$ . A alcalinidade em Epitácio Pessoa apresenta valor de  $4,1 \pm 0,19 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$  e Argemiro Figueiredo apresenta valor de  $5,66 \pm 0,30 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ . Os dados limnológicos coletados estão sumarizados na tabela 1.

TAB. 1. Tabela com as variáveis físicas e químicas dos reservatórios (pH= potencial hidrogeniônico; ORP= potencial oxirredução; TDS= total de sólidos dissolvidos; UT= Turbidez; NT= nitrogênio total; PT= fósforo total;  $\text{NO}_2^-$ =nitrito;  $\text{NO}_3^-$ = nitrato;  $\text{NH}_4^+$ = amônia; Disco de Secchi= transparência da água.

Variáveis	Epitácio Pessoa	Argemiro Figueiredo
pH	$9,1 \pm 0,39$	$8,8 \pm 0,46$
ORP (mV)	$115,2 \pm 2,13$	$118,1 \pm 4,49$
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	$1135,3 \pm 20,61$	$1574,6 \pm 4,98$
TDS ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0,7 \pm 0,01$	$0,2 \pm 26,64$
Salinidade ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0,0 \pm 0,02$	$0,0 \pm 0,02$
Turbidez (UNT)	$< 0 \pm 0,00$	$1,0 \pm 0,00$
NT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0,2 \pm 0,00$	$0,3 \pm 0,01$
PT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$0,03 \pm 0,01$	$0,98 \pm 0,00$
Disco de Secchi (m)	$2,1 \pm 1,40$	$0,48 \pm 1,06$
Alcalinidade ( $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ )	$4,1 \pm 0,19$	$5,6 \pm 0,30$
Clorofila ( $\mu\text{g/L}$ )	$4,5 \pm 4,03$	$41,8 \pm 15,48$
$\text{NO}_2^- \text{mgL}^{-1}$	$0,0 \pm 0,01$	$0,0 \pm 0,01$
$\text{NO}_3^- \text{mgL}^{-1}$	$0,0 \pm 0,01$	$0,0 \pm 0,02$
$\text{NH}_4^+ \text{mgL}^{-1}$	$0,0 \pm 0,02$	$0,0 \pm 0,02$

## 5.2. Perda de massa e cinética da decomposição

Os resultados evidenciam que 75,15% da biomassa de *C.braunii* é composta de matéria orgânica e 24,84% de matéria inorgânica, e que *E.densa* apresenta teor de matéria orgânica de 87,76 % e de matéria inorgânica de 12,23%.

A parametrização do modelo matemático indica uma natureza heterogênea dos detritos (Tab. 2). Em água oligotrófica, a fração lábil-solúvel (COP<sub>LS</sub>) de *E. densa* e *C. braunii* correspondeu a 46,5% ( $t_{1/2} = 2$ ) e 43,70% ( $t_{1/2} = 0,77$ ) respectivamente. Enquanto que em águas eutróficas, o rendimento de COP<sub>LS</sub> de *E. densa* e *C. braunii* correspondeu a 39,92% ( $t_{1/2} = 2$ ) e 35,69% ( $t_{1/2} = 0,78$  dia), respectivamente (Tab. 2).

A fração refratária (COP<sub>R</sub>) correspondeu a 53,5% ( $t_{1/2} = 139$ ) e 60,69% ( $t_{1/2} = 77$  dias) para *E. densa* em águas oligotróficas e eutróficas, e para *C. braunii* foi 63,78% ( $t_{1/2} = 87$  dias) e 53,62% ( $t_{1/2} = 99$  dias) em incubações oligotróficas e eutróficas, respectivamente (Fig.5). Os coeficientes de decaimento (k) obtidos indicam velocidades mais rápidas de decomposição das frações lábeis solúveis para ambas as espécies e condições de incubação (i.e. oligotrófico ou eutrófico) (Tab.2).

TAB.2. Parâmetros obtidos do modelo de decaimento de massa, onde: COP<sub>LS</sub>= fração lábil/solúvel do COP; k<sub>LS</sub>= Coeficiente de mineralização da fração lábil/solúvel + coeficiente de lixiviado; COP<sub>R</sub> = fração refratária do COP; k<sub>R</sub> = coeficiente de mineralização da fração refratária; COD = carbono orgânico dissolvido; k<sub>3</sub> = coeficiente de mineralização do COD; E = erro do ajuste cinético e r<sup>2</sup> = coeficiente de ajuste do modelo.

	<b>COP<sub>LS</sub></b> <b>(%)</b>	<b>E</b>	<b>k<sub>LS</sub>(dia<sup>-1</sup>)</b>	<b>E</b>	<b>t<sub>1/2</sub></b> <b>(dia)</b>	<b>r<sup>2</sup></b>
<i>Egeria densa</i> / Oligotrófico	46,50	3,4	0,35	0,0	2,00	0,98
<i>Egeria densa</i> / Eutrófico	39,92	6,0	0,58	0,2	1,00	0,96
<i>Chara braunii</i> / Oligotrófico	35,69	5,9	0,99	0,4	0,77	0,95
<i>Chara braunii</i> / Eutrófico	43,70	6,2	0,88	0,1	0,78	0,95
	<b>COP<sub>R</sub></b> <b>(%)</b>	<b>E</b>	<b>k<sub>R</sub>(dia<sup>-1</sup>)</b>	<b>E</b>	<b>t<sub>1/2</sub></b> <b>(dia)</b>	<b>r<sup>2</sup></b>
<i>Egeria densa</i> / Oligotrófico	53,50	2,8	0,005	0,0	139,0	0,98
<i>Egeria densa</i> / Eutrófico	60,69	4,7	0,009	0,0	77,0	0,96
<i>Chara braunii</i> / Oligotrófico	63,78	3,8	0,008	0,0	87,0	0,95
<i>Chara braunii</i> / Eutrófico	53,62	4,9	0,005	0,0	99,0	0,95
	<b>COD</b> <b>(%)</b>	<b>E</b>	<b>k<sub>3</sub> (dia<sup>-1</sup>)</b>	<b>E</b>	<b>t<sub>1/2</sub></b> <b>(dia)</b>	<b>r<sup>2</sup></b>
<i>Egeria densa</i> / Oligotrófico	6,50	1,1	0,004	0	173,2	0,66
<i>Egeria densa</i> / Eutrófico	6,05	1,0	0,020	0	34,65	0,62
<i>Chara braunii</i> / Oligotrófico	3,51	0,2	0,040	0	17,00	0,95
<i>Chara braunii</i> / Eutrófico	3,88	0,4	0,010	0	69,00	0,81

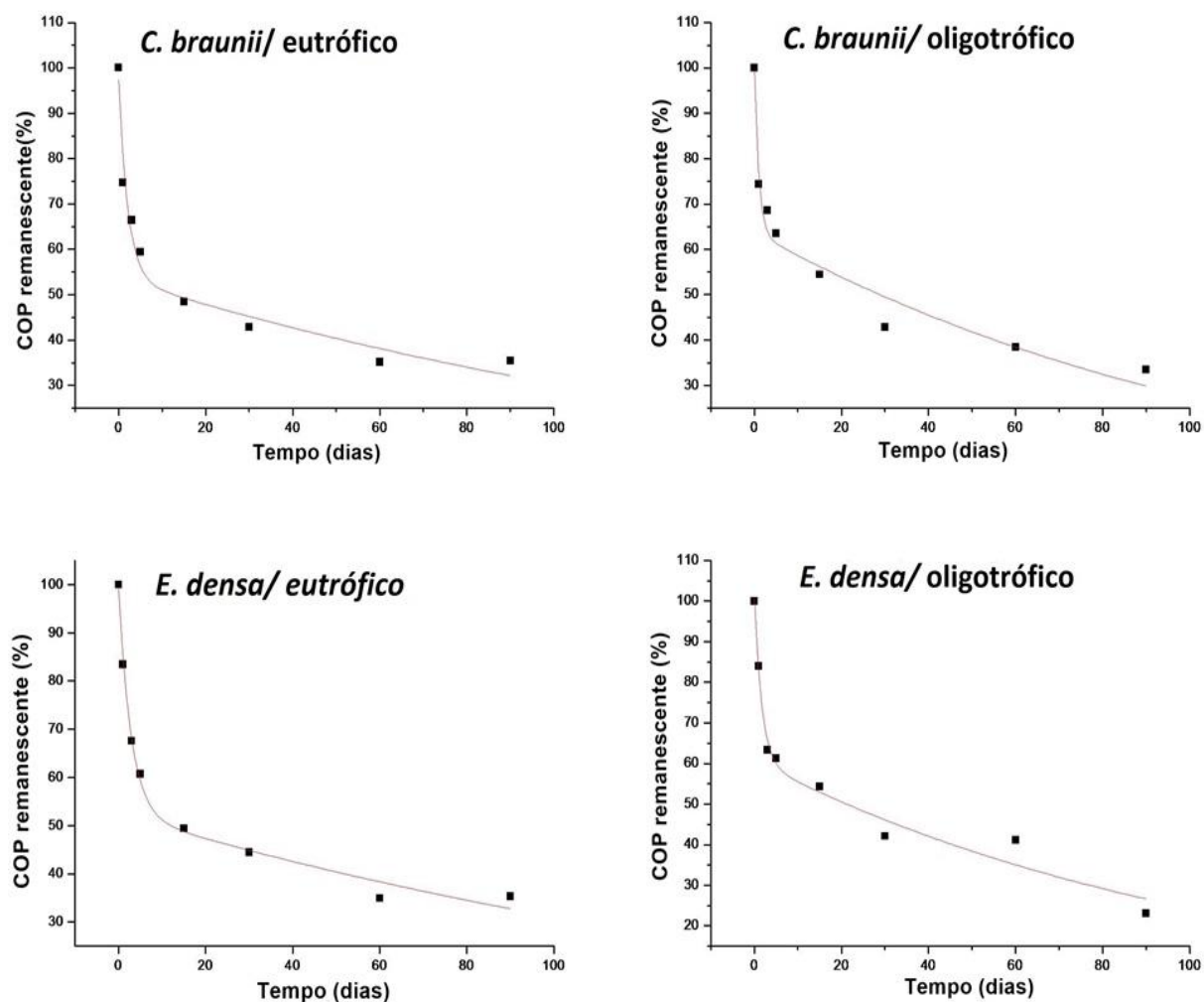


Fig. 5. Cinética do Carbono orgânico particulado remanescente durante a decomposição anaeróbia em diferentes estados tróficos. Acima: *Chara braunii* em água eutrófica (esquerda) e em água oligotrófica (direita). Abaixo: *Egeria densa* em água eutrófica (esquerda) e em água oligotrófica (direita).

Os valores médios de decaimento do carbono remanescente indicaram que em águas eutróficas *E. densa* perdeu 76,93% de sua massa inicial, e *C. braunii* perdeu 64,58%. Nas águas oligotróficas a perda maior foi de *C. braunii* (66,47%) enquanto que *E. densa* perdeu 64,66%, porém, o processo de decaimento de COP para as duas espécies não foi estatisticamente significativa ( $p=0,97$ ;  $F=0,00$ ), bem como entre os estados tróficos testados ( $p=0,85$ ;  $F= 0,003$ ).

Com a diminuição da fração particulada, houve a formação do carbono orgânico dissolvido (COD), os ajustes cinéticos apresentaram coeficiente de determinação de 0,95 e 0,81 para *C. braunii* em incubações oligotróficas e eutróficas, respectivamente  $r^2$  de 0,66 (água oligotrófica) e 0,62 (água eutrófica) para *E. densa*,

(Tab. 2). Em relação ao carbono orgânico total, o COD foi responsável por pouco mais de 6% do C total nas incubações com *E. densa* e 3,5 % nas incubações com *C. braunii*. O tempo de meia vida dessa fração foi alto para *E. densa* em água oligotrófica ( $t^{1/2}=173,2$  dias). Para ambas as espécies o COD não foi mineralizado ( $k_3= 0$ ), apresentando assim uma característica refratária (Fig. 6).

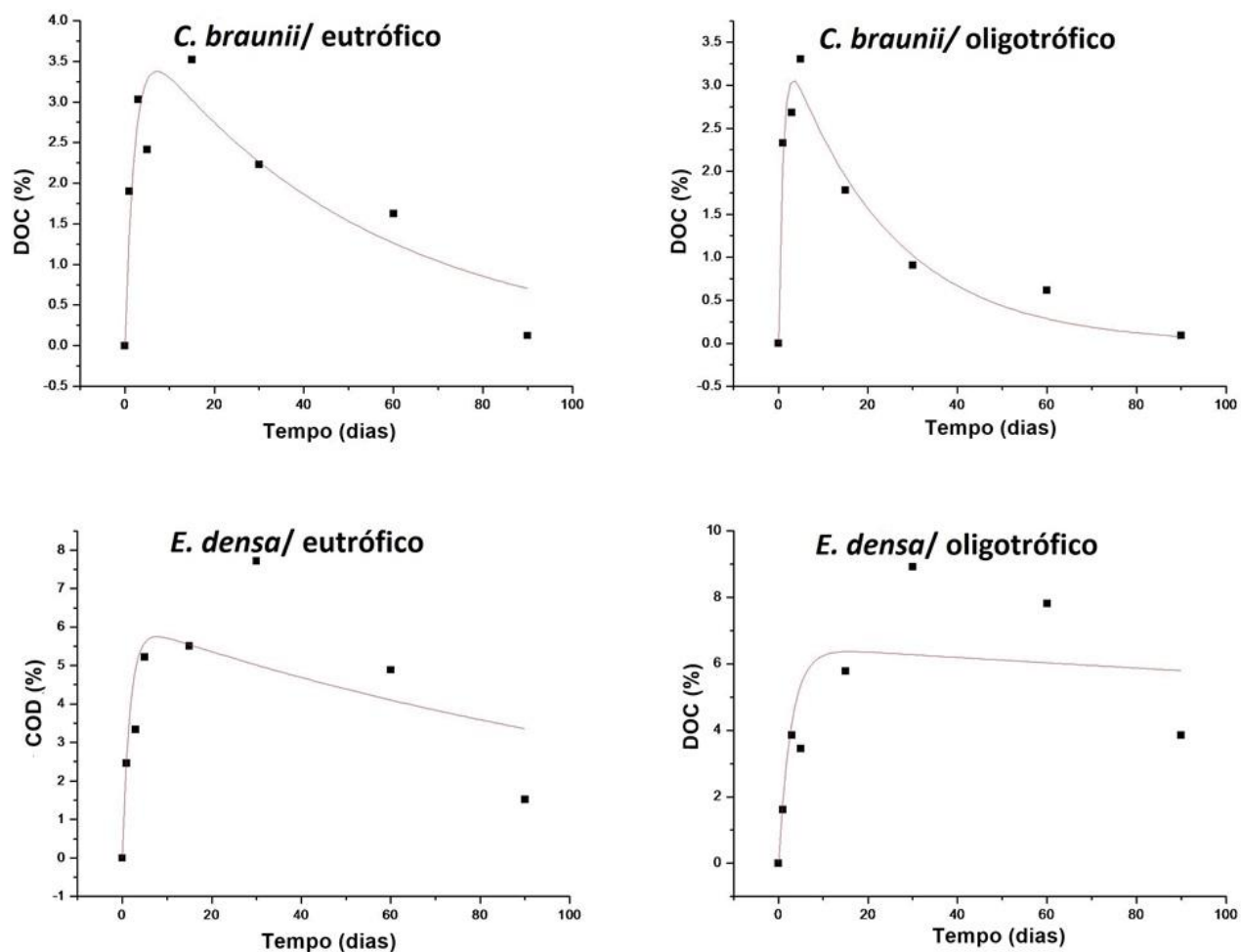


Fig.6. Formação do COD durante o processo de decomposição ao longo de 90 dias de experimento nas espécies *C. braunii* e *E. densa*. Acima: Formação do COD em incubações com *C. braunii* em água eutrófica (esquerda) e *C. braunii* em água oligotrófica (direita). Abaixo: Formação do COD em incubações com *E. densa* em água eutrófica (esquerda) e *E. densa* em água oligotrófica.

No primeiro dia de decomposição, ocorreu uma rápida queda nos teores de carbono orgânico particulado devido à formação do carbono inorgânico mineralizado (CIT) e dissolvidos (COD), ( $CIT + COD = E. densa/ eutrófico = 15,93\%$ ; *E.*

*densa*/oligotrófico= 16,52 %; *C. braunii*/eutrófico= 25,27%; *C.braunii*/oligotrófico= 25,64%).

A *C. braunii* gerou um maior teor de carbono mineralizado (CIT) do que *E. densa* durante todo o período de incubação. O resultado da ANOVA mostrou diferenças significativas entre as concentrações de COD geradas nas duas espécies ( $p= 0,00$ ;  $F=29,68$ ), sendo assim, o teor de carbono orgânico dissolvido gerado pela *E. densa* foi maior do que *C. braunii* desde o início até o término do experimento (Fig.7).

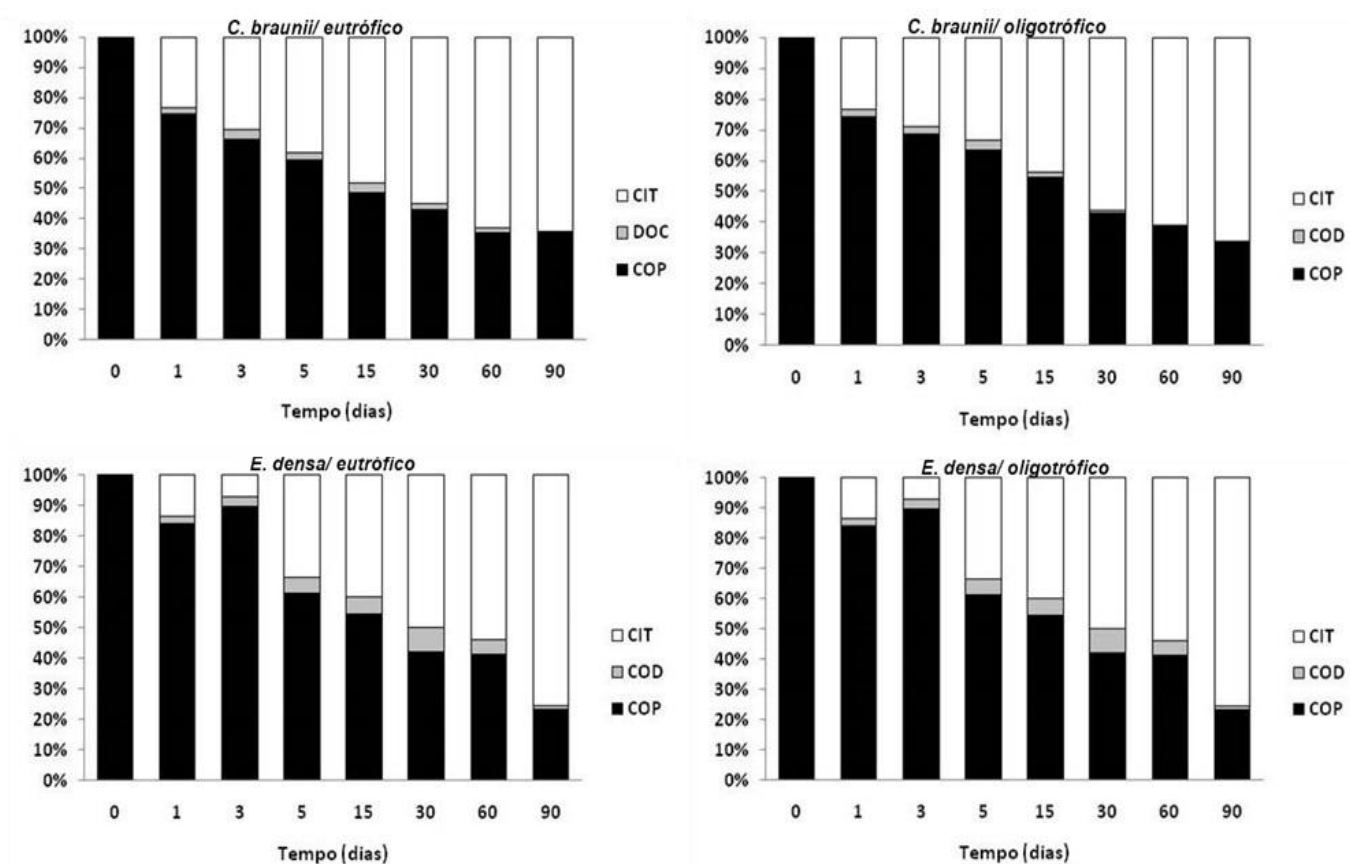


Fig.7. Cinética das frações de carbono inorgânico total (CIT), carbono orgânico dissolvido (COD) e Carbono orgânico particulado (COP) (em %) nas incubações anaeróbias da decomposição de *C. braunii* e *E. densa*. Acima: Incubações com *C. braunii* (esquerda) em água eutrófica. Incubações com *C. braunii* em água oligotrófica (direita). Abaixo: Incubações com *E. densa* (esquerda) em água eutrófica. Incubações com *E. densa* em água oligotrófica (direita).

Os valores de COD aumentaram até o 30º dia nas incubações com *E.densa* e, na sequência houve um decréscimo até o fim do experimento atingindo concentrações de 132,09 mg L<sup>-1</sup> em água eutrófica e 338,06 mg L<sup>-1</sup> em água oligotrófica. Nas incubações com *C.braunii* o aumento de COD ocorreu até o 15º dia, depois decresceu



atingindo concentrações de  $9,35 \text{ mg L}^{-1}$  em água eutrófica e  $6,84 \text{ mg L}^{-1}$  em água oligotrófica. Quanto ao estado trófico, não houve relação entre este e os teores de COD ( $p=0,53$ ;  $F= 0,38$ ).

Os coeficientes de determinação ( $r^2$ ) obtidos pelos ajustes cinéticos foram de 0,98 e 0,96 para *E. densa* em água oligotrófica e eutrófica respectivamente, e 0,95 para *C. braunii* em ambas condições, indicando que os ajustes cinéticos de duplo decaimento, foram robustos em relação aos resultados experimentais de perda de massa de ambas as espécies (Tab. 2).

## 5.2 Liberação de nutrientes e alterações físico-químicas durante a decomposição

Durante o processo de decomposição, as concentrações de fósforo aumentaram nas frações dissolvidas das câmaras de decomposição durante todo o período experimental para ambas as espécies. Em águas eutróficas, os valores médios de entrada do fósforo foram maiores do que nas águas oligotróficas, passando de  $0,15 \text{ mg L}^{-1}$  para  $7,5 \pm 0,45 \text{ mg L}^{-1}$  na decomposição de *C. braunii* e para  $8,53 \pm 0,07 \text{ mg L}^{-1}$  na decomposição de *E. densa*. Nas águas oligotróficas o aporte médio foi de  $6,75 \pm 0,35 \text{ mg L}^{-1}$  para a decomposição de *C. braunii* e  $7,85 \pm 0,12 \text{ mg L}^{-1}$  para a decomposição de *E. densa*. Em ambas as condições de trofia *E. densa* liberou maiores concentrações de fósforo do que *C. braunii*.

A ANOVA não mostrou diferenças significativas entre as concentrações de fósforo geradas e a espécie de macrófita ( $p=0,62$ ;  $F=0,23$ ) o mesmo ocorreu com o estado trófico ( $p=0,97$ ;  $F=0,00$ ), bem como o efeito combinado da espécie com o estado trófico ( $p= 0,71$ ;  $F= 0,13$ ).

Similarmente, a liberação de nitrogênio não foi influenciada pela espécie ( $p=0,85$ ;  $F= 0,03$ ), no entanto, constatou-se um aporte de nitrogênio na água relevante em função do tempo (Fig. 8). Em água eutrófica, os valores médios de entrada de nitrogênio mostram que nesse ambiente o aporte foi maior do que em águas oligotróficas, em *E. densa*, o aumento foi de  $2,32 \pm 0,58 \text{ mg L}^{-1}$ , com a espécie *C. braunii* o aumento foi de  $2,5 \pm 0,23 \text{ mg L}^{-1}$ . Em águas oligotróficas o aumento foi de  $2,16 \pm 0,03 \text{ mg L}^{-1}$  e  $1,4 \pm 0,58 \text{ mg L}^{-1}$ , para *E. densa* e *C. braunii* respectivamente. Em águas eutróficas *C. braunii* liberou maiores concentrações de nitrogênio, enquanto que *E. densa* liberou maiores concentrações em águas oligotróficas.

O resultado de ANOVA não mostrou influência do estado trófico sobre a liberação de nitrogênio total ( $p=0,87$ ;  $F=0,02$ ), também não houve diferenças entre o efeito combinado da espécie e o meio na liberação do nitrogênio ( $p=0,60$ ;  $F= 0,26$ ).

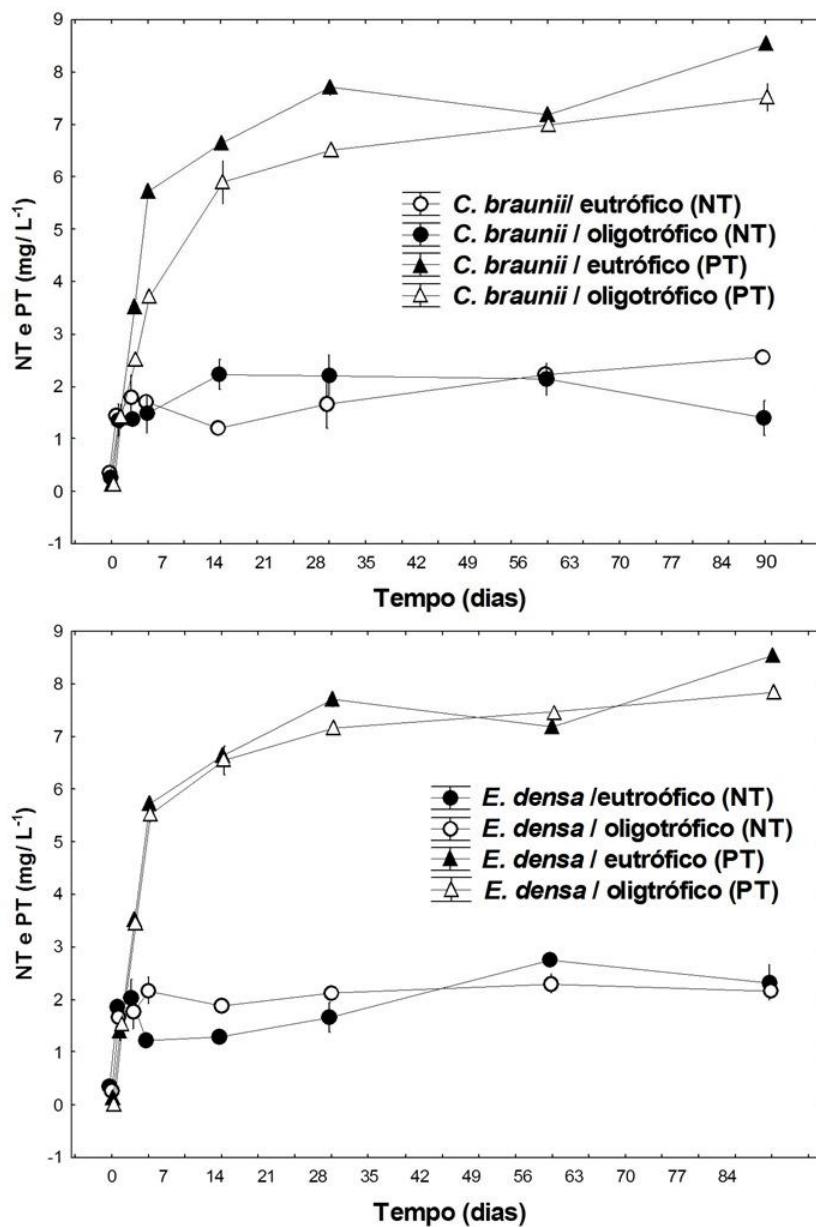


Fig. 8. Liberação de nitrogênio e fósforo durante a decomposição. Acima: Liberação de nutrientes durante a decomposição de *C. braunii*. Abaixo: liberação de nutrientes durante a decomposição de *E. densa*.

A variação das concentrações de  $\text{NO}_2$  e  $\text{NO}_3$  na água foi baixa, ao longo do tempo de decomposição, enquanto que amônia (íon amônio,  $\text{NH}_4^+$ ) aumentou significativamente nas incubações (Tab. 3).

Tab. 3. Dados da série nitrogenada do início (dia zero) do experimento e do fim (dia 90) : NO<sub>2</sub>=nitrito; NO<sub>3</sub>= nitrato; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>= amônia.

	<b>NO<sub>2</sub> (dia 0)</b>	<b>NO<sub>2</sub> (dia 90)</b>
<i>Egeria densa</i> / eutrófico	0,02 ± 0	0,03 ± 0,00
<i>Egeria densa</i> / oligotrófico	0,02 ± 0	0,03 ± 0,00
<i>Chara braunii</i> / eutrófico	0,01 ± 0	0,03 ± 0,01
<i>Chara braunii</i> / oligotrófico	0,02 ± 0	0,00 ± 0,00
	<b>NO<sub>3</sub> (dia 0)</b>	<b>NO<sub>3</sub> (dia 90)</b>
<i>Egeria densa</i> / eutrófico	0,08 ± 0,05	0,02 ± 0,00
<i>Egeria densa</i> / oligotrófico	0,05 ± 0,02	0,04 ± 0,00
<i>Chara braunii</i> / eutrófico	0,02 ± 0,00	0,22 ± 0,00
<i>Chara braunii</i> / oligotrófico	0,05 ± 0,01	0,02 ± 0,00
	<b>NH<sub>4</sub> (dia 0)</b>	<b>NH<sub>4</sub> (dia 90)</b>
<i>Egeria densa</i> / eutrófico	0,08 ± 0,02	70,15 ± 4,60
<i>Egeria densa</i> / oligotrófico	0,08 ± 0,03	65,13 ± 4,90
<i>Chara braunii</i> / eutrófico	0,08 ± 0,02	52,18 ± 4,30
<i>Chara braunii</i> / oligotrófico	0,08 ± 0,02	72,08 ± 4,30

Durante a decomposição, a condutividade atingiu valores médios mais elevados nas incubações eutróficas, passando de  $1.574 \pm 5,18 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$  para  $6.346 \pm 5,5\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$  na decomposição de *C. braunii* e para  $6.346 \pm 5,5\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$  na decomposição de *E. densa*. Em água oligotrófica o aumento foi de  $1.135 \pm 21,45\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$  para  $5.793 \pm 5,7\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$  em *C. braunii*, e em *E. densa* foi para  $4.050 \pm 26,43\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$  (Fig. 9).

O teste ANOVA mostrou diferenças significativas na variação da condutividade elétrica durante a decomposição tanto de espécies ( $p=0,00$ ;  $F= 20,35$ ) quanto para os graus de trofia ( $p=0,03$ ;  $F= 4,64$ ).

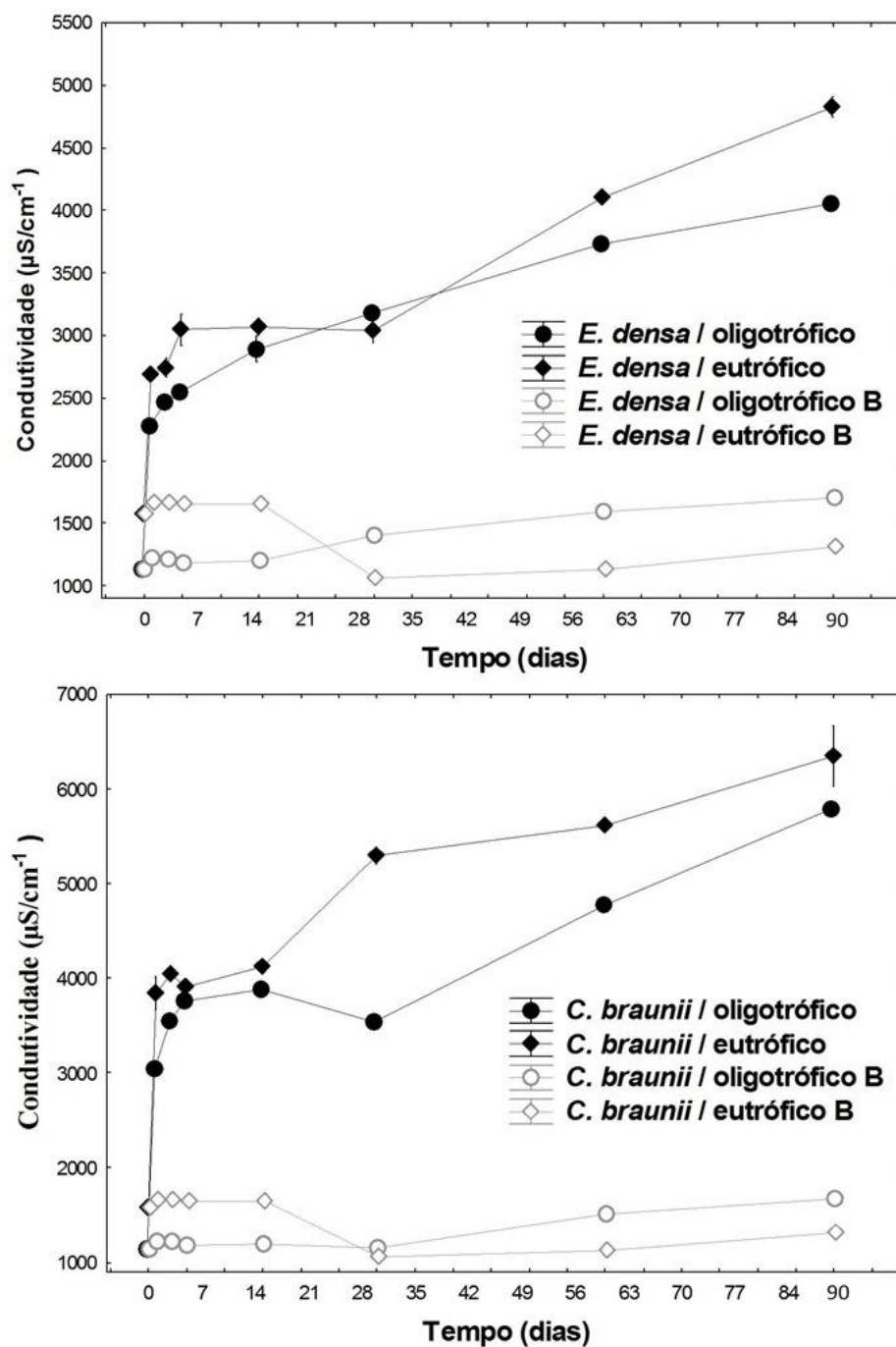


Fig. 9. Figura mostrando o aumento da condutividade nas incubações. Acima: Aumento da condutividade nas incubações eutróficas e oligotróficas de *C. braunii*, e os respectivos grupos controles (B). Abaixo: Aumento da condutividade nas incubações eutróficas e oligotróficas *E. densa*, e os respectivos grupos controles (B).

Assim como a condutividade elétrica, o pH das câmaras de decomposição também sofreram alterações ao longo do processo de decomposição, atingindo valores levemente ácidos nas primeiras 24 horas de incubação. Na decomposição de *C. braunii*, em água oligotrófica o pH decresceu de  $9,2 \pm 0,40$  para  $5,7 \pm 0,06$  no primeiro dia,

finalizando o experimento com pH de  $6,3 \pm 0$ . Em água eutrófica, o pH diminuiu de  $8,8 \pm 0,48$  para  $6,7 \pm 0,11$  no primeiro dia, alcançando o valor de  $6,4 \pm 0$  no final do experimento (Fig. 10).

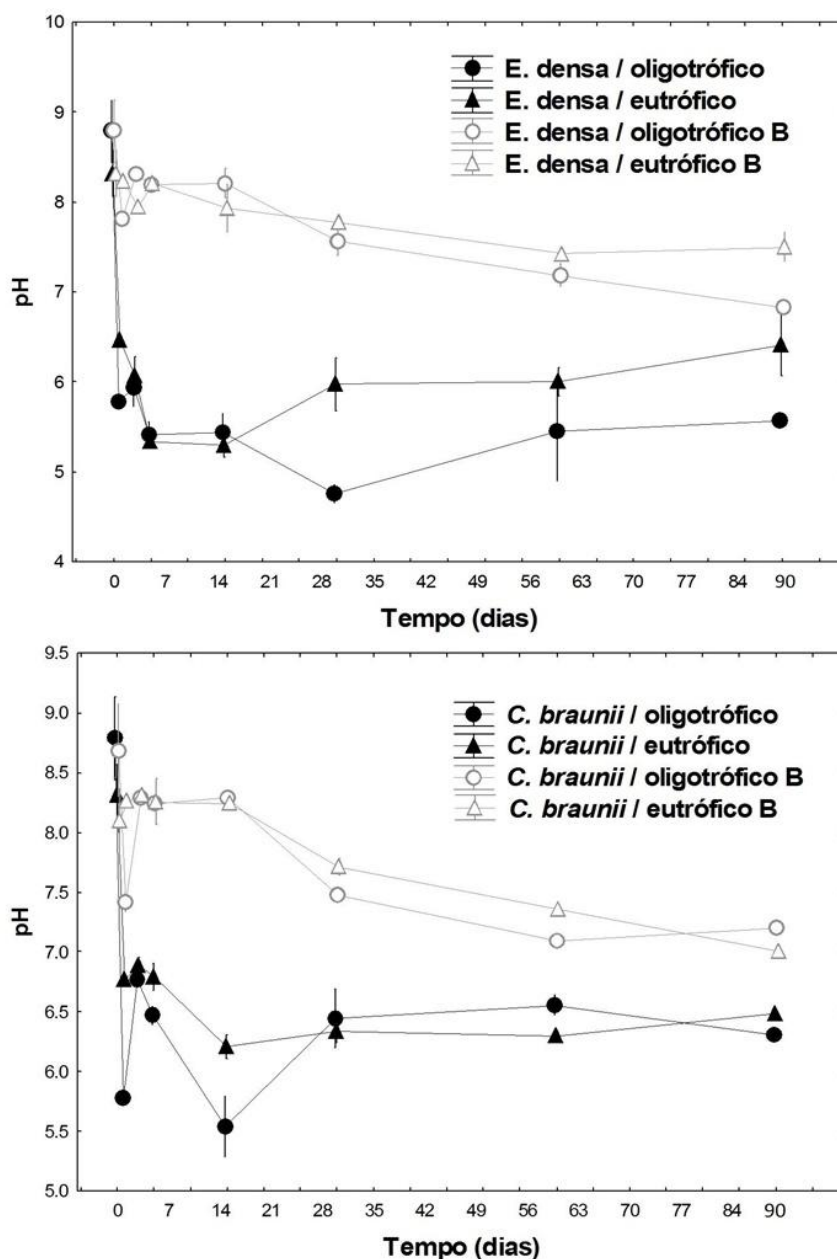


Fig. 10. Tabela mostrando as variações do pH ao longo da decomposição: Acima: Decomposição de *E. densa* e o grupo controle (B). Abaixo: Decomposição de *C. braunii* e o grupo controle (B).

Em *E. densa*, a decomposição provocou uma acidificação maior na água do que em *C. braunii* ( $p=0,001$ ;  $F= 6,18$ ). Em águas eutróficas os valores diminuíram de  $8,8 \pm 0,48$  para  $6,4 \pm 0,03$ , apresentando alguns valores abaixo de  $5,5 \pm 0,59$  entre os dias 3 e 15. Em águas oligotróficas o pH decresceu de  $9,2 \pm 0,40$  para  $5,7 \pm 0$  no primeiro dia

de incubação, apresentando variação de  $4,7 \pm 0,17$  a  $5,5 \pm 0,0$ . Não houve diferenças significativas entre estado trófico e a variação de pH ( $p= 0,20$ ;  $F= 1,66$ ).

O potencial redox diminuiu para todos os tratamentos atingindo valores negativos, após 50 dias de experimento foi observada uma estabilização dessa variável. Para a espécie *C.braunii* em água oligotrófica, esta se manteve com valores estabilizados depois de 50 dias, enquanto que em água eutrófica os valores de ORP continuaram a cair. Para a espécie *E. densa* em água oligotrófica os valores para ORP depois dos 50 dias ainda se mantiveram crescendo, enquanto que *E. densa* em água eutrófica os valores se mantiveram estáveis.

A turbidez, outro parâmetro de avaliação de qualidade de águas, aumentou ao longo do período estudado, para *C. braunii*/ oligotrófico o aumento foi de  $\leq 0$  para  $\geq 1000$  NTU enquanto que em água eutrófica foi de 0,202 para 895 NTU. Para a espécie *E.densa*, em água oligotrófica o aumento foi de  $\leq 0$  para 991 NTU e em água eutrófica foi de 0,202 para 903,33 NTU. Para total de sólidos dissolvido (TDS) a decomposição de *C. braunii* exerceu um impacto maior do que para *E. densa*, com valores de 0,731 para  $3,56 \text{ mg L}^{-1}$  em incubações oligotróficas e 1,00 para  $4,33 \text{ mg L}^{-1}$  em incubações eutróficas. Enquanto que *E. densa* apresentou aumentos de 0,731 para  $2,59 \text{ mg L}^{-1}$  em oligotrófico e 1,00 para  $3,08 \text{ mg L}^{-1}$  na incubação eutrófica. A salinidade mostrou aumento lento, porém gradativo ao longo do tempo experimental, aumentando na ordem de 0,01 para 0,32 para as incubações de tratamento.

## 6. DISCUSSÃO

Em *C. braunii* os valores médios de decomposição da fração refratária (COPR) foi mais rápida em água oligotrófica (99 dias), a justificativa pode ser, ao desempenho heterotrófico de organismos presentes nas incubações oligotróficas que não se desenvolveram nas incubações eutróficas, já que as águas possuem diferentes comunidades microbianas. E esta, por sua vez apresentou uma especificidade na degradação das fibras (i.e. COPR) de *C. braunii* maior do que na *E. densa* para esse ambiente, uma vez que os coeficientes de decomposição lentos ou rápidos estão relacionados com o baixo ou alto valor energético do detrito (GONÇALVEZ et al., 2004). Além disso, a colonização microbiana no detrito pode ser influenciada pela sua composição inicial (e.g. teor de celulose, lignina) (AGOSTON-SZABÓ; DINKA, 2008), alterando significativamente o metabolismo enzimático da microbiota, uma vez

que os decompositores estariam sendo selecionados quanto à qualidade do substrato (KOURTEV et al., 2002).

Em *E. densa* a fração refratária foi degradada mais rápida em água eutrófica, isso pode estar relacionado às atividades microbianas heterotróficas que são mais intensas em águas eutróficas (BROCK, et al., 1985), pois há uma disponibilidade de nutrientes maior (GULIS; SUBERKROPP, 2003, PASCOAL et al., 2005) e uma especificidade metabólica dos microorganismos para esses detritos (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2009) levando assim a uma estabilização mais rápida da matéria orgânica (como os compostos lignocelulósicos), contudo as diferenças não foram estatisticamente significativas em relação as águas e a taxa de decomposição.

A ausência de relação entre o estado trófico e a perda de massa é devido a disponibilidade de nutrientes na água (nitrogênio e fósforo) não ser sempre um fator limitante para a decomposição das macrófitas e nem por influenciar a imobilização química (XIE et al., 2004; JORDAN, 1989), a atuação de microorganismos geralmente ocorre de acordo com a quantidade e principalmente com a qualidade dos detritos (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2009). Águas eutróficas podem ter taxas menores de decomposição do que em águas oligotróficas caso a qualidade do detrito seja refratária, foi o que aconteceu com os compostos refratários de *C. braunii*.

O decaimento das frações lábeis solúveis (COPLS) foi mais rápida para *C. braunii* tanto em água oligotrófica como eutrófica, do que na degradação de *E. densa*, este fato pode estar associado a menor resistência dos fragmentos de *C. braunii* que a torna vulnerável à lixiviação e a solubilização, e também pelo fato de apresentarem menos nutrientes hidrossolúveis em seus tecidos (LAN et al., 2012; LIMN, 1975), o que explica as taxas de decomposição mais rápidas dessas frações. Após 2 dias não foi observado teores da fração COPLS na decomposição desta espécie. Ao contrário de *E. densa* que provavelmente apresenta mais compostos lábeis – solúveis (NUNES et al., 2011) e assim um tempo maior para decompô-los, tanto em águas eutróficas quanto em águas oligotróficas, essas substâncias lábeis podem ser (carboidratos, polifenóis, aminoácidos, fósforo e potássio (BASTARDO, 1981; BIANCHINI JR. et al., 2008) .

Outro fator associado à lenta ou rápida degradação é a presença de fibras que podem exercer uma barreira na degradação anaeróbia (AGOSTON-SZABÓ; DINKA, 2008). Estudos de Limn (1975) indicam que cerca de 12,6% da composição de *Chara* sp é celulose, enquanto que na espécie *E. densa* é maior, da ordem de 15,2 % (BATISTA et al., 2004). Nos estudos efetuados por Chiba (et al., 2013) cerca de

69,6% da biomassa de *E. densa* é hemicelulose, 28,2 % é lignina e 43,0% é de celulose.

Como apresentam taxas mais lentas de decomposição, essas fibras são geralmente acumuladas nos sedimentos límnicos, convertendo-se em possíveis precursores dos compostos húmicos (BIANCHINI, JR, et al, 2008), o que nos permite dizer que as frações refratárias de *E. densa* e *C. braunii*, poderiam ser fonte de substâncias húmicas, devido ao baixíssimo coeficiente de mineralização. É importante ressaltar que durante o consumo do COP<sub>LS</sub>, o qual é o mais predominante, existem micro-organismos que produzem enzimas (e.g. celulase, peroxidase, xilanase) que atuam diretamente nos compostos refratários (FIORETO et al., 2000), havendo a coexistência dos processos lábil solúvel com os processos refratários da decomposição durante a fase de degradação do COP<sub>LS</sub>.

No geral, não houve diferenças entre a massa remanescente (COP) das espécies, uma vez que ambas são macrófitas submersas, possuem hábitos parecidos, apresentam menores concentrações de fibra lignocelulósicas e não necessitam de tecidos rígidos de sustentação (SUZUKI et al., 2013; GIMENEZ, 2007), assim a decomposição destas espécies é similar e rápida. A proximidade dos dados de matéria orgânica de ambas as espécies ratificam isso (*E. densa*= 87,76% e *C. braunii*= 75,15%).

O COD apresentou grande potencial refratário durante a decomposição de *E. densa* e *C. braunii*, pois os ajustes cinéticos indicaram coeficientes de mineralização nulos. Sendo assim, nos ambientes aquáticos, o COD pode ser em sua maioria (por até 60%) composto por substâncias húmicas (SH) (BIANCHINI JR. et al., 2014). A refratariedade talvez seja provavelmente porque os micro-organismos decompositores dos compostos SH não sejam metabolicamente adaptados à decomposição desta fração nas condições adotadas para o presente experimento (anaerobiose, temperatura e tipo de substrato), (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2008). No processo de decomposição as transformações de frações dos tecidos vegetais (lixiviação) em carbono orgânico dissolvido são de suma importância, pois estes compostos interferem nas transferências de carbono orgânico para os microorganismos da coluna d'água e para os aderidos nos detritos particulados (SALA; GUDE, 1999).

Além do COD, o decaimento das frações refratárias e dissolvidas provocou uma intensa liberação de fósforo total e de nitrogênio total nas câmaras de decomposição, podendo, assim gerar algum tipo de impacto na coluna d'água,



principalmente nos primeiros 15 dias em que as concentrações desses nutrientes foram mais altas. Na fase de lixiviação as liberações de fósforo foram mais altas do que as de nitrogênio, Rejmánková e Houdková (2006) dizem que as frações de fósforo podem ser mais hidrossolúveis do que as frações de nitrogênio.

Durante todo o experimento o fósforo esteve acumulado na água, não diminuindo, pois não havia outras rotas metabólicas/ambientais para este, diferentemente do estudo feito por (KROGER et al., 2007) que registrou a diminuição das concentrações do fósforo na água uma vez que estes foram incorporados no solo (rota ambiental). A liberação de fósforo e nitrogênio foi maior nas incubações eutróficas do que nas oligotróficas em ambas as espécies, esse fato foi também observado por Kroger (2007) em que se detectou uma maior liberação de nutrientes durante a senescência de detritos em ambientes eutróficos. Isso pode está relacionado pela escassez inicial de nutrientes nas águas oligotróficas, o que fez com que os nutrientes lançados fossem incorporados imediatamente pela comunidade microbiana, ao contrário da água eutrófica, que foi visto maior disponibilidade de nutrientes advindos das plantas, pois a comunidade microbiana já era inicialmente saciada.

De acordo com as concentrações liberadas de N e P, a decomposição dessas espécies poderia ser uma fonte potencial de eutrofização, já que estes nutrientes atuam como um dos fatores limitantes causadores do processo (MATTAR NETO et al., 2009). Esses nutrientes são provenientes da regeneração do conteúdo de fósforo e nitrogênio inicial da planta para a coluna de água (CHIMNEY; PIETRO, 2006), e como as macrófitas submersas apresentam taxas de decomposição mais rápidas (PETERSEN; CUMMIN, 1974) do que macrófitas de outros hábitos (emersas, folha flutuantes, flutuantes) conseqüentemente o estoque de nutrientes na biomassa desses organismos é de curta duração.

Com os eventos químicos ocorridos anteriormente a condutividade aumentou durante o processo devido ao grande acúmulo de íons presentes no material lixiviado (MUN, 2000), nesta etapa da decomposição (predominância de  $COP_{LS}$ ), assim como o potencial e intensa geração de compostos carbonatos inorgânicos provenientes da decomposição. Passado esta fase de degradação da fração  $COP_{LS}$ , a condutividade ainda foi alta, sem estabilizações, devido à liberação de íons provenientes da decomposição da fração refratária do detrito (GIMENEZ, 2011) principalmente nas incubações com *C.braunii*.

Paralelo a condutividade, o pH diminuiu rapidamente no início do experimento, isto ocorreu devido, possivelmente, a grande quantidade de compostos liberados, os quais foram formados pela decomposição do COP<sub>LS</sub>, que acarretou em uma acidificação do meio, pela formação de amônio, bicarbonatos e ácidos orgânicos. Com o passar do período experimental os valores de pH voltam a aumentar devido as reações de oxidação anaeróbia de amônia (MULDER et al., 1995) durante os processos de decomposição do COP<sub>R</sub>. A frequência de meios ligeiramente a suavemente ácidos (médias de <4,7 e < 6,9) deveram-se, provavelmente, ao balanço entre os sistemas de tampões e a entrada constante de compostos intermediários durante todo o processo, o que tenderia a uma acidificação do meio (WEIMER; ZEIKUS, 1977; SCHAFFNER; BEUCHAT, 1986).

Com a degradação dos compostos orgânicos houve um aporte de amônia (NH<sup>+</sup>) elevado na água, este por sua vez não passou pela nitrificação devido à ausência de oxigênio para esse processo, por isso os valores de nitrito e nitrato foram baixos durante o período experimental. Além disso, durante a fase de crescimento e adução de nutrientes, *E. densa* demonstrou clara preferência por amônio o que resulta em um acúmulo desse nutriente nos tecidos, sem necessariamente promover um aumento na biomassa da espécie (FEIJOÓ et al., 2002).

Com relação à turbidez, esta variável é de suma importância na determinação óptica da transparência de água, essas medições são utilizadas como um indicador da qualidade de água. Através das medições feitas neste estudo pode-se ver durante a decomposição de *E. densa* a predominância de uma cor acastanhada na água, já em *C. braunii* a coloração foi mais escura (acinzentada), o que pode explicar os altos valores de turbidez encontrados em *C. braunii* nas incubações oligotróficas que atingiram o máximo detectável pela sonda nos dias 60 e 90 ( $\geq 1000$  NTU). As colorações observadas devem-se provavelmente a formação das substâncias húmicas que podem ser os ácidos fúvicos (AF) o qual apresenta uma coloração que se estende de amarelo ao alaranjado, e aos ácidos húmicos (AH) que se estendem do marrom ao preto (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR, 2009).

Surpreendentemente, constatamos neste estudo que não ocorreu diferenças significativas para a perda de massa dos detritos de *E. densa* e *C. braunii* em experimento contendo as águas oligotróficas e eutróficas, as diferenças no teor de COPLS e COPR na mesma espécie, devem-se possivelmente, ao uso de fragmentos diferentes (caule, folha) na montagem das câmaras de decomposição.

A partir dos dados obtidos da decomposição das macrófitas submersas puderam-se compreender as complicações e/ou recursos energéticos que podem trazer para os ecossistemas aquáticos tropicais do semiárido. Através deste processo há uma alta disponibilidade de nutrientes, principalmente o fósforo, para a coluna d'água atuando como fonte de detritos e como mediadora na ciclagem de nutrientes.

## 7. CONCLUSÃO

O estado de trofia (águas eutróficas e oligotróficas) do semiárido paraibano não representa um fator limitante para o decaimento dos detritos de *Egeria densa* Planch e *Chara braunii* Gmel. As duas espécies são de famílias distintas, mas por apresentarem o mesmo hábito, i.e. submersas, possuem teor de fibras vegetais semelhantes, uma vez que não apresentaram diferenças significativas na perda de massa. A decomposição de ambas levou a um aporte de carbono dissolvido significativo na água, de nitrogênio e principalmente de fósforo, o que pode provocar um acúmulo de compostos refratários nos sistemas aquáticos levando um longo tempo para a completa mineralização.

Futuros estudos são necessários para se entender melhor a questão da liberação de nutrientes por macrófitas durante a decomposição, no sentido de compreender as rotas metabólicas que estes nutrientes podem tomar depois de liberados e como eles retornam para a biomassa das macrófitas durante a fase de crescimento.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; FERREIRA, H.J. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (eds). Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: EDUEM, 2003. p. 261-279.

ÁGOSTON- SZABÓ, E.; DINKA, M. Decomposition of *Typhaangustifolia* and *Phragmitesaustralis* in the littoral zone of a shallow lake. *Biologia*, v.63, p.1104-1110. 2008.

AGUILAR, L.; THIBODEAUX, L. J. Kinetics of peat soil dissolved organic carbon release from bed sediment to water. Part 1. Laboratory simulation. *Chemosphere*, v. 58, p. 1309-1318, 2005.

ALLAN, D.J.; CASTILLO, M.M. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. 2.ed. Springer, Dordrecht (The Netherlands). 2007. 436p.

ALVAREZ, S.; GUERREIRO, M.C. Enzymatic actives associated with decomposition of particulate organic matter in two shallow ponds. *Soil biology and biochemistry*, v.32, p. 1941-1951, nov /2000.

ANESIO, A.M.; ABREU, P.C.; BIDDANDA, B.A. The role of free and attached microorganisms in the decomposition of estuarine macrophyte detritus. *Estuar.coast. shelf sci.*, v. 56, n.2, p. 197-201, 2003.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington DC. 1998.

ASAEDA, T.; TRUNG, VK. ; MANATUNGE, J. Modeling the effects of macrophyte growth decomposition on the nutrient budget in shallow lakes. *Aquatic Botany*, vol. 68, n. 3, p. 217-237. nov/ 2000.

AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIELD, J.G., GRAY, J.S.; MEYER- REIL, L-A.; THINGSTAD, F. The ecological role water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v.10, p.257-263, 1983.

AZEVEDO, J.C. R.; MIZUKAWA, A.; TEIXEIRA, M.C.; PAGIORO, T.A. Contribuição da decomposição de macrófitas aquáticas (*Eichhornia azurea*) na matéria orgânica dissolvida. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, n. 1, p. 42-56, 2008.

BARBIERI, R.; ESTEVES, F.A.; REID, J.W. Contribution of two aquatic macrophytes to the nutrient budget of Lobo Reservoir. *Verh and lungendes International en Verein Limnologie*, São Paulo, n. 22, p.1631-1635, 1984.

BARBOSA, J. E. L. Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II: trópico semi-árido paraibano. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade de São Carlos, São Carlos, 2002. 208p.

BARBOSA, J.E.L.; MEDEIROS, E.S.F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R.S, CRISPIM, M.C.B.; SILVA, G.H.G. Aquatic systems in semi-aridBrazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.24(1), p.103-118, 2012.

BARILLIER, A.; GARNIER, J. Influence of temperature and substrate concentration on bacterial growth yield in Seine River water Batch cultures. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 59, p. 1678-1682, mai/ 1993.

BÄRLOCHER, F. Leaf mass loss estimated by litter bag technique, p.37-42. In: GRAÇA, M.A.S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. (Eds.), *Methods to study litter decomposition - a practical guide*: Springer. The Netherlands. 2005, 329p.

BRANDÃO, J.M.Q. Decomposição de macrófitas aquáticas em reservatórios com diferentes graus de trofia. Mestrado em Ecologia. Universidade de Brasília. 2012. 82 p.

BASTARDO, H. Actividad microbiana durante lades composición de gramíneas tropicales ensabanas inundables. *Acta Biológica Venezuéllica*, vol. 11, no. 2, p. 149-168. 1981.

BATES, B.C.; KUNDZEWICZ, Z.W.; WU, S.; PALUTIKOF, J.P. Climate change and water. IPCC Technical, 2008, 210p.

BATISTA, A. M. V.; CARVALHO, F.F.R.; MARQUES, C.A.T.; MEDEIROS, S.J.; ALMEIDA, O.C. Avaliação do feno de *Egeria densa* na alimentação de carneiros. R. Bras. Zootec., v. 33, n. 5, p. 1309-1315, 2004.

BATTLE, J. M.; MIHUC, T. B. Decomposition dynamics of aquatic macrophytes in the lower Atchafalaya, a large floodplain river. *Hydrobiologia*, v. 418, n.1,p. 123-136, 2000.

BEZERRA, T. A.; QUEIROZ, M. L.; FORNI, M. F. R.. Live fast and die young: The aquatic macrophyte dynamics in a temporary pool in the Brazilian semiarid region. *Aquatic botany*, 2012, v. 102, p. 71-78, oct/2012.

BIANCHINI JR, I. ; CUNHA-SANTINO, M. B.; RIBEIRO, J. U.; PENTEADO, D.G. B.Implication of anaerobic and aerobic decomposition of *Eichhornia azurea*(Sw.) Kunth. on the carbon cycling in a subtropical reservoir. *Braz. J. Biol*, São Carlos, v.74, n.1, p.100-110, fev/ 2014.

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 Brasiliensia*, v. 22, n. 2, p. 157-164, 2010.

BIANCHINI JR, I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; FUSHITA , A. T.; ALMEIDA, D. A. A. ; Maia, A. Monitoramento das macrófitas aquáticas do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães (Estado de Tocantins, Brasil). *AUGM DOMUS* v.2, p. 38–48. 2010.

BIANCHINI JR, I.; CUNHA-SANTINO, M.B. As rotas de liberação do carbono dos detritos de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, 2008, v. 12, p. 20-29.

BIANCHINI Jr., I.; ROCHA, M.G.B. Simulação da ciclagem de *Scirpus cubensis* em uma lagoa marginal tropical (Lagoa do Infernã, São Paulo, Brasil). In SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R.; MOSCHINI, LE. (Eds.). *Estudos Integrados em Ecossistemas - Estação Ecológica de Jataí*. São Carlos: EdUFSCar. p. 159-168. 2006.

BIANCHINI JR, I.; PERET, A. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. A mesocosm study of aerobic mineralization of seven aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, v. 85.p. 163–167, 2006b.

BIANCHINI JR., I.; CUNHA-SANTINO, M. B. The decomposition of drowned biomass during filling of reservoirs. In: Santos, M. A. & Rosa, L. P. Global warming and hydro electric reservoirs. *COPPE/URFJ – Eletrobrás*, Rio de Janeiro, 55-66.2005.

BIANCHINI Jr., I.; CUNHA-SANTINO, M.B.; BITAR, A.L.; TOLEDO, A.P.P. Humification of vascular aquatic plants. In: Humic Substances and Soil and Water Environment: proceedings XII International Meeting of IHSS. São Pedro, SP.763p. 2004.

BIANCHINI JR., I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (Eds.). *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*, Maringá. v. 1, p. 85-126, 2003.

BIANCHINI JUNIOR, I.; PACOBAHYBA, L.D.; CUNHA-SANTINO, M.B. Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.)Schott. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 14, n. 3, p. 27-34, 2002.

BLINDOW I.; HARGEBY, A.; MEYERCORDT, J.; SCHUBERT, H. Primary production in two shallow lakes with contrasting plant form dominance: a paradox of enrichment? *Limnology and Oceanography* v. 51, p. 2711– 2721, 2006.

BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M.; BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquat. Microb. Ecol.*, v. 20, p. 285-297, 1999.

BOSCHILIA, S. M. Riqueza, composição e padrões de co-ocorrência da assembléia de macrófitas aquáticas no reservatório de Rosana (SP/PR). 2007. 24f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade Estadual de Maringá – UEM, Maringá.2007

BROCK, T.C.M.; BOON, J.J.; PAFFEN, B.G.P. The effects of the season and of the water chemistry on the decomposition of *Nymphaea alba* L.; weight loss and pyrolysis spectrometry of the particulate matter. *Aquatic Botany*, v. 22, p.197–229, set/1985.

CARPENTER, Stephen. R. Enrichment of Lake Wingra, Wisconsin, by submersed macrophytes decay. *Ecology*, v. 61(5), p.1145-1155, 1980.

CARPENTER, S, R.; ADAMS, M.S. Effects of nutrients and temperature on decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. in a hardwater eutrophic lake. *Limnology and Oceanography*, v. 24, p. 520- 528, 1979.

CARVALHO, P.; THOMAZ, SM.; BINI, LM. Effects of temperature on decomposition of a potential nuisance species: the submerged aquatic macrophyte *Egeria naja splanchon* (Hydrocharitaceae). *Braz. j. biol.*, São Carlos, v. 65, n. 1, p. 51-60, fev/2005

CHAMBERS, P.A.; LACOUL, P.; MURPHY, K.J.; THOMAZ, S.M., Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, v. 595, n. 1, p. 9-26, 2008.

CHIBA, W.A.C.; CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI JR., I. Anaerobic decomposition of a native and an exotic submersed macrophyte in two tropical reservoirs. *Braz. J. Biol*, São Carlos, v. 73, n. 2, p. 299-307, mai/2013.

CHIMNEY, M.J.; PIETRO, K.C. Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in South Florida, USA. *Ecological Engineering*, v. 27, n.4, p. 301-321, out/ 2006.

COOK, C.D.K.; URMI- KONIG, K.A revision of the genus *Egeria* (Hydrocharitaceae). *Aquatic Bot.*, v.19, n 1 (2), p. 73-96, 1984.

CRONK, J. K.; FENNESSY, M. S. *Wetland Plants: Biology and Ecology*. Lewis Publishers. Boca Raton, FL. 2001.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR, I; OKAWA, M. H. The fate of *Eichhornia azurea*(Sw.) Kunth. Detritus within a tropical reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 22, n. 2, p. 109-121, 2010.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Humificação e mineralização de macrófitas aquáticas: uma revisão sobre esses processos. *Oecologia Brasiliensis*, v. 13(4) p.666-676, dez/2009.

CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI JR., I. Humic substances cycling in a tropical oxbow lagoon (São Paulo, Brazil). *Organic Geochemistry*, v. 39, p. 157-166, fev/2008.

CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI Jr., I; GIANOTTI, E.P.; SILVA, E.L.. Degradação anaeróbia de macrófitas aquáticas da Lagoa do Infernã: metanogênese. In SANTOS, J.E., PIRES, JSR. ; MOSCHINI, L.E. (Eds.). *Estudos Integrados em Ecosystemas - Estação Ecológica de Jataí*. São Carlos: EdUFSCar, 2006, p. 143-158.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. The aerobic and anaerobic decomposition of *Typha domingensis* Pers. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.18, p.321-334, 2006.

CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI JR, I. The aeróbic and anaerobic decomposition of *Typha domingensis*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.18, p.321-334, 2006.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR, I. Decomposição aeróbia e anaeróbia de *Salvinia auriculata* lagoa do Infernã. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed.). Estudos integrados em ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí. São Carlos: Rima, v. 2, 2000, p. 631-643, 2000.

DAVIS, S.E.; CHILDERS, D.L. Importance of water source in controlling leaf leaching losses in a dwarf red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) wetland. *Estuar. coast. shelfsci.*, v. 71, n. 1-2, p. 194-201, 2007.

DINIZ, C. R.; BARBOSA, J. E. L.; CEBALLOS, B. S. O. Variabilidade Temporal (Nictemeral Vertical e Sazonal) das condições Limnológicas de Açudes do Trópico Semi-árido Paraibano. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, n.1, p. 1-19, 2006.

DINIZ, C, R.; CEBALLOS, B. S. O.; BARBOSA, J.E.L; KONIG, A. Uso de macrófitas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, PB: DEAg/UFCG, v.9, (suplemento), p. 226-230, 2005.

FARIA, B.M.; ESTEVES, F. A. Dissolved organic carbon in two Brazilian coastal lagoons: sources and utilization for heterotrophic bacteria. *Oecologia Brasiliensis*, v. 9, p. 57- 64, 2001.

FARJALLA, V.F.; MARINHO, C.C.; ESTEVES, F. A. The uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 11, n. 2, p. 185-193, 1999.

FRANCISCO, J. P. A.; ALAÍDE, A. F.G.; ROMUALDO, L. L.; THIAGO, L. D. M. R. Gatrópodes e outros invertebrados do sedimento e associados à macrófita *Eichhornia crassipes* de um açude hipertrófico do semiárido paraibano. *Revista de Biologia e Ciências da terra*. 2006, n. 1, p.165 - 178, Jun/dez.2006.

FEIJOÓ C.; GARCÍA, M.; MOMO, F.; TOJA, J. Nutrient absorption by the submerged macrophyte *Egeria densa* Planch.: effect of ammonium and phosphorus availability in the water column on Growth and nutrient uptake. *Limnetica* 21: 03-104, 2002.

FERREIRA, T.F. O papel das macrófitas submersas sobre qualidade da água, restauração e conservação de lagos rasos subtropicais: estudo de caso. Tese (Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2009. 144 p.

FIORETTO, A.; PAPA, S.; CURCIO, E.; SORRENTINO, G.; FUGGI, A. Enzyme dynamics on decomposing leaf litter of *Cistus incanus* and *Myrtus communis* in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biol. Biochem.* v. 32, p. 1847–1855, 2000.

FONSECA, A.L.S.; BIANCHINI JR., I.; PIMENTA, C.M.M.; MANGIAVACCHI, N., SOARES, C.B.P. Kinetics of aerobic decomposition in the leaching phase of allochthonous plant detritus. *Acta limnológica brasiliensia*.v.26, n.1. Rio de Janeiro. P. 89-97,2014.



GAMAGE, N.P.D.; ASAEDA, T. Decomposition and mineralization of *Eichhornia crassipes* litter under aerobic conditions with and without bacteria. *Hydrobiologia*, v. 541, p.13-27, 2005.

GARZON, C.E. Water quality in hydroelectric projects: considerations for planning in tropical forest regions. *The World Bank Tech. Pap.*, v.20, p.1-33, 1984.

GAUDET, J.J. Uptake, accumulation and loss of nutrients by papyrus in tropical swamps. *Ecology*, v.58, p. 415-422, 1977.

GILLON, D.; JOFFRE, R.; IBRAHIMA, A. Initial litter properties and decay rate: a microcosm experiment on Mediterranean species. *Canadian journal of botany*, v.72, p. 946-954, 1994.

GIMENES, K.Z. Aspectos cinéticos da degradação aeróbia e anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Erichhornia azurea* e *Egeria najas* da lagoa do óleo (estação ecológica de jataí, Luiz Antonio, SP). Mestrado em Ecologia e Recursos naturais. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2011. p.89

GONÇALVES, J.F.J.R.; SANTOS, A.M.; ESTEVES, F.A. The influence of the chemical composition of *Typhadomingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 527: 125–137, 2004.

GULIS, V.; SUBERKROPP, K. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Fresh. Biol.*, v. 48, p. 123-134, 2003b.

HARMON, M. E.; FRANKLIN, J.F.; SWANSON, F.J.; SOLLINS, P.; GREGORY, S.S.; LATTIN, J.D.; ANDERSON, N.H.; CLINE, S.P.; AUMEN, N.G.; SEDELL, J.R.; LIENKAMPER, G.W.; CROMACK, J.R.; CUMMINS, K.W. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advanced in ecological research*, v. 15, p.133-302, 1986.

HAVEL, J.E.; LEE, C.E.; ZANDEN, M.J.V. Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience*, v. 55, n.6, p. 518-525, 2005. *function. Annual Review of Entomology*, v. 41, p. 115-139, 1996.

HOWARD-WILLIAMS, C.; HOWARD-WILLIAMS, W. Nutrient leaching from the swamp vegetation of Lake Chilwa, a shallow African lake. *Aquatic. Botany*, v.4 p.257-267, 1978.

JENKINSON, D.S. Studies on the decomposition of plant material in soil. V: The effect of plant cover and soil type on the loss of carbon from <sup>14</sup>C-labelled ryegrass. *European Journal of Soil Science*, v. 19, p.25-39, 1977.

JENNY, H.; GESSEL, S.P.; BINGHAM, F.T. Comparative study of decomposition of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil science*, v.68, p.419-432, 1949.

JEPPENSEN, E.; LAURINDSEN, T.L.; KAIRESALO, T.; PERROW, M.R. "Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes". In: Jeppensen, E. (ed). The structuring role of submerged macrophytes in lakes. New York: Springer-Verlag. p 91-114, 1997.

JORDAN, T.E.; WHIGHAM, D.F.; CORRELL, D.L. The role of litter in nutrient cycling in a brackish tidal marsh. *Ecology* 70, 1906–1915. 1989.

KIM, J. G; REJMANKOVÁ, E. Decomposition of macrophytes and dynamics of enzyme activities in subalpine marshes in Lake Tahoe basin, U.S. A. *Plant and soil*, 266:303-313. 2004.

KOURTEV, P.S.; EHRENFELD, J.G.; HUANG, W.Z. Enzyme activities during litter decomposition of two exotic and two native plant species in hardwood forests of New Jersey. *Appl. Soil Ecol.*, v.34, p. 1207-1218, 2002.

KROGER, R.; HOLLAND, M.M.; MOORE, M.T.; COOPER, C.M. Plant senescence: A mechanism for nutrient release in temperate agricultural wetlands. *Environmental Pollution*, 146 p.114-119, mar/2007.

KUEHN, M.M.; MINOR, J.E.; WHITE, B.N. An examination of hybridization between the cattail species *Typha latifolia* and *Typha angustifolia* using random amplified polymorphic DNA and chloroplast DNA markers. *Mol. Ecol.*, v. 8, p.1981-1990, dez/1999.

KUEHN, K. A.; SUBERKROPP, K. Diel fluctuations in microbial activity associated with standing-dead litter of the freshwater emergent macrophyte *Juncus effusus* L. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 14, n. 2, p. 171-182, 1998.

LACOU, P.; FREEDMAN, B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environ.rev.*, v.14, n. 2, p. 89-136, 2006.

LAN-Yan.; CUI, B.; YOU, Z.; LI, X.; Han.; ZHANG, Y.; ZHANG, Y. Litter Decomposition of Six Macrophytes in a Eutrophic Shallow Lake (Baiyangdian Lake, China). *Clean – Soil, Air, Water*, v. 40 (10), p. 1159–1166, jan /2012.

LANCASTER, R.J.; COUP, M.R.; HUDHES, J.W. Toxicity of arsenic present in lakeweeds. *New Zealand Veterinary Journal*, v. 19, p. 141-145, 1971.

LINN, J.G.; GOODRICH, R.D.; OTTERBY, D.E.; MEISKE, J.C.; STABA, E.J. Nutritive value of dried or ensiled aquatic plants. II. Digestibility by sheep. *Journal of animal science*, v. 41, n.2, p-610-615, 1975.

LOVERDE- OLIVEIRA, S. M.; HUSZAR, V.L.M.; MAZZEO, N.; SCHEFFER, M. Hydrology driven regime shifts in a shallow tropical lake. *Ecosystems*, v.12, p. 807–819. Jun/2009.

LOUSIER, J.D.; PARKINSON, D. Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. *Canadian Journal of Botany*, v. 54, p. 419-436, 1976.

MACÊDO, R. M.; SOUZA, C. S.; MEDEIROS, L. C.; COSTA, D. F. S.; Rocha, R. M.. Macrófitas aquáticas como indicadoras do status de conservação dos reservatórios no semiárido do Brasil – estudo de caso no açude Itans (Caicó-RN). *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 2012, v. 12, n.1, p. 49-56, Jun/dez. 2012.

MARCONDES, D. A. S.; MUSTAFÁ, A. F.; TANAKA, R. H. Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupuíá. In: THOMAZ, M. S.; BINI, M. L (eds.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EDUEM, 2003. v. 1. p. 299-318.

MATTAR NETO, J.; KRÜGER, C. M.; DZIEDZIC, M. Análise de indicadores ambientais no reservatório do Passaúna. *Engenharia Sanitária Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, p. 205-214, 2009.

MATIAS, L.Q.; AMADO, E.R.; NUNES, E.P. Macrófitas aquáticas da lagoa de Jijoca de Jericoacoara, Ceará, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 17, n. 4, p. 623-631, 2003.

MAZZEO, N.; RODRÍGUEZ-GALLEGO, L.; KRUK, C.; MEERHOFF, M.; GORGA, J.; LACEROT, G.; QUINTANS, F.; LOUREIRO, M.; LARREA, D.; GARCÍA-RODRÍGUEZ, F. Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. *Hydrobiologia*, 506–509, p.591–602, aug/ 2003.

MORGAN, M.A.; HODSON, R.E. Formation and bacterial utilization of dissolved organic-carbon derived from detrital lignocellulose. *Limnology and oceanography*, v. 34, p. 1034-1047, 1989.

MULDER, A.; VAN DE GRAAF, A.A.; ROBERTSON, L.A.; KUENEN, J.G. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS. Microbiology Ecology*, v. 16, p. 177-184. Mar/1995.

MUN, H.T. Mass loss and changes of mineral nutrients during decomposition of mushrooms, *Russula albo aerolata* and *Lactarius violascens*. *Korean Journal of Biological Sciences*, v. 4, n. 1, p. 51-55, 2000.

NETO, J.; KRÜGER, C. M.; DZIEDZIC, M. Análise de indicadores ambientais no reservatório do Passaúna. *Engenharia Sanitária Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, p. 205-214, 2009.

NEWBOLD, J.D.; ELWOOD, J.W.; SCHULZE, M.S.; STARK, R.; BARMEIER, J.C. Continuous ammonium enrichment of a woodland stream: uptake kinetics, leaf decomposition and nitrification. *Freshwater Biology*, v. 13, p. 193-204, 1983.

NUNES, M. F.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR, I. Xylanase and cellulase activities during anaerobic decomposition of three aquatic macrophytes. *Brazilian Journal of Microbiology*, São Paulo, v. 42, n.1, p. 75-83, jan/2011.

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S.M. Influence of the decomposition of *Eichhornia azurea* on selected abiotic limnological variables of different environments of the

floodplain of the High Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 11, n. 2, p. 157-171, 1999a.

PAIVA, M.P.; SALLES, P.V. Desmatamento de represas hidrelétricas no Brasil. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS, 1977. 28 p. [Relatório Técnico].

PALMAS-SILVA, C; ALBERTONI, E.F; TRINDADE, C.R.T; FURLANETTO, L.M; ACOSTA, M.C. Uso de *Erichhornia crassipes* (mat.) solms para fitorremediação de ambientes eutrofizados subtropicais no sul do Brasil. *Perspectivas*, Erechim, v.36, n.133,p. 73-81, mar/2012.

PASCOAL, C.; CÁSSIO, F. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 70, n. 9, p. 5266-5273, 2004.

PETERSEN, R.C.; CUMMINS, K.W. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biol*, v.4, p. 343-368, 1974.

PETERSON, B.J.; DEEGAN, L.; HELFRICH, J.; HOBBIE, J.E.; HULLAR, M.; MOLLER, B.; FORD, T.E.; HERSHEY, A.; HILTNER, G.; KIPPHUT, M.A.; LOCK, D.M.; FIEBIG, V.; MCKINELY, M.C.; MILLER, J.R.; VENTULLO, R.; VOLK, G. Biological responses of a tundra river to fertilization. *Ecology*, v.74, p. 653–67, 1993.

PLOSKEY, G.R. Impacts of terrestrial vegetation and preimpoundment clearing on reservoir ecology and fisheries in USA and Canada. *FAO Fish. Tech. Pap.*, v. 258, p.1-35, 1985.

REJMÁNKOVÁ E.; HOUDKOVÁ K. Wetland plant decomposition under different nutrient conditions: what is more important, litter quality or site quality? *Biogeochemistry*, v. 80, p.245-62, 2006.

RODRIGUES, R.B.; THOMAZ, S.M. Photosynthetic and growth responses of *Egeria densa* to photosynthetic active radiation. *Aquatic Botany*, v.92, p. 281–284, 2010.

ROONEY, N.; KALFF, J. Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. *Aquatic Botany*, v. 68, p.321-335, 2000 .

ROLON, A. N; MALTCHIK, L. Áreas palustres: classificar para proteger. *Ciência Hoje*, v.38 (228) p.66-70, 2006.

ROSE, C.; CRUMPTON, W.G. Effects of emergent macrophytes on dissolved oxygen dynamics in a prairie pothole wetland. *Wetlands*, v. 16, n.4, p. 495-502, dez/1996.

SAMPAIO, E. V. S. B.; OLIVEIRA, N. M. B. Aproveitamento da macrófita aquática *Egeria densa* como adubo orgânico. *Planta Daninha*, v. 23, n. 2, p. 169-174, 2005.

SÁNCHEZ-BOTERO, J.I.; LEITÃO, R.P.; CARAMASCHI, E.P.; GARCEZ, D.S. The aquatic macrophytes as refuge, nursery and feeding habitats for fresh water fish from Cabiúnas Lagoon, Restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro, Brazil. *Acta Limnol. Bras.*, v.19, n.2,p.143-153, 2007.

SANTANA, A. C.D.; SOUZA, A. H. F. F.; RIBEIRO, L.L.; ABÍLIO,F.P. Macroinvertebrados associados à macrófita aquática *Najas marina* L. do riacho Avelós, na região semiárida do Brasil. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, v. 9, n. 2, jun/dez.2009.

SANTOS, M. G.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Aerobic decomposition of *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. Regulated by chemic composition of detritus and temperature. *ActaLimnologica Brasiliencia*,v.21,p.269-273, 2009.

SCHAFFNER, D. W.; BEUCHAT, L. R. Fermentation of aqueous plant seed extracts by lactic acid bacteria. *Applied Environmental Microbiology*, v.51, p. 72-1076, 1986.

SCHEFFER M.; VAN NES, E.H. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, v.584, p. 455-466, 2007.

SCHULZ, G. Sistema de Tratamento de Efluentes com Plantas Aquáticas Emergentes (PAE) para o Processo de Parboilização de Arroz. 2009. 182p. Dissertação Mestrado Profissional em Engenharia- Universidade Luterana do Brasil – ULBRA. Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Canoas, Rio Grande do Sul.

SHLICHEISEN, E.; TIETJEN, T.E.; ARSUFFI, T.L.;GROEGER, A.W. Detritus Processing and Microbial Dynamics of an Aquatic Macrophyte and Terrestrial Leaf in a Thermally Constant, Spring-Fed Stream.*Microbial Ecology*, v.45, p.411–418, 2003.

SHRESTHA,P.; JANAUER,G.A. Species diversity of aquatic macrophytes in Lake Phewaand Lake Rupaof PokharaValley,Nepal. *International Journal of Ecology and Environmental Science*, v. 26, p.269-280, 2000.

SILVA, S.S.L.;ZICKEL, C.S. Macrófitas aquáticas: conceitos e metodologia para os reservatório nordestinos. In: Moura, A.M.; Araújo, E.L.; Bittencourt-Oliveira, M.C.; Pimentel, R.M.M.; Albuquerque, U.P. (eds.). *Reservatórios do Nordeste do Brasil: biodiversidade, ecologia e manejo*. Nuppea, Recife. 2010. p. 71-186.

SILVA, A.D.R.; BRUNO, A.M.S.S.; GENTILI, A.L.; SILVA, A.H.G.; SOARES, E.C. Eficiência do aguapé sobre variáveis limnológica em canais de abastecimento utilizados no cultivo de tambaqui. *Acta Amazonia, Manaus*, v. 44, n.2, p. 255-262, jun/ 2014.

SILVA, D. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; MARQUES, E. E.; BIANCHINI JR, I. The decomposition of aquatic macrophytes: bioassays versus in situ experiments. *Hydrobiologia*, v.665, p.219–227, 2011.

SPENCER, W.; BOWES, G. Ecophysiology of the world's most troublesome aquatic weeds. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (Eds.). *Aquatic weeds:The ecology and*

management of nuisance aquatic vegetation. New York: Oxford Science Publications.1990. p. 40-51.

SOUZA, D.J.L.; MATIAS, L.Q.; DE SOUSA, D. J. L., MATIAS, L. Q. R. The Family Nymphaeaceae in Ceara state, Brazil :A família Nymphaeaceae no estado do Ceará, Brasil , v.64, n. 1, p. 49-59, jan/ 2013.

STEINBERG, C.E.W. Ecology of humic substances in freshwaters (First Edition). Springer, Berlin.2003, 440p.

SUBERKOPP,K.F. Microorganisms and organic matter.In: NAIMAN, R.J.; BILBY, R. E. (eds), River ecology and management: leasos from the Pacific Coastal Ecoregion. Springer- Verlag. New York, 2001.703p.

SUZUKI, M.S.; FONSECA, M. N.; ESTEVES, B.S.; CHAGAS, G.G. Decomposition of *Egeria densa* Planchon (hydrocharitaceae) in a well oxygenated tropical aquatic ecosystem. Journal of Limnology. 2013.

TAKAMURA, N.; KADONO, Y.; FUKUSHIMA, M.; NAKAGAWA, M.; KIM B.-H.O. Effects of aquatic macrophytes on water quality and phytoplankton communities in shallow lakes.EcologicalResearch, v.18, n.4, p.381-395, jun/ 2003.

THOMAZ, S.M.; BINI, L.M.; PAGIORO, T. A.. Amostragem em limnologia, p.193-212. In: C.E.M. Bicudo.;BICUDO . D. C. (orgs.), métodos em limnologia: macrófitas aquáticas. RiMa. São Carlos, 2004, 351p.

THOMAZ, S. M.; PAGIORO, T. A.; BINI, L. M.; KEVIN, J.M. Effect of reservoir drawdown on biomass of three species of aquatic macrophytes in a large sub-tropical reservoir (Itaipu, Brazil). Hydrobiologia v. 570.p. 53–59. 2006.

THURMAN, E.M., Organic Geochemistry of Natural Waters. Developments in Biogeochemistry, v.2. 1985. 516 p.

THURMAN, E.M.; MALCOLM, R.L. Preparative isolation of aquatic humic substances.Environmental Science and Technology, v. 15, p. 465-466, 1981.

THORNTON, J.A.; RAST, W. Trends in eutrophication and control. Hydrobiological, v. 10, p. 295-313, 1996.

TRINDADE, C. R. T.; PEREIRA, S. A.; ALBERTONI, E.F.; PALMA-SILVA, C. Caracterização e importância das macrófitas aquáticas com ênfase nos ambientes límnicos do campus carreiros- Furg, Rio grad, RS. Cardenos de Ecologia Aquatica,v. 5 (2), p.1-22, agos/2010.

VALERY, L.; FRITZ, H.; LEFEUVRE, J.C.; SIMBERLOFF, D.In search of a real definition of the biological invasion phenomenon it self. Biological Invasions, v. 10, p. 1345-1351. Fev/ 2008.

VAN DER PUTTEN, W.H.; PETERS, B.A.M.; VANDENBERG, R..S. Effects of litter on substrate conditions and growth of emergent macrophytes. *New Phytologist*, v.135, p. 527-537, 1997.

VAN RYCKEGHEM, G.; VAN DRIESSCHE, G.; VAN BEEUMEN, J.J.; VERBEKEN, A. The estimated impact of fungi on nutrient dynamics during decomposition of *Phragmites australis* leaf sheaths and stems. *Microb. Ecol*, v. 2 (3), p.564–574, 2006.

VAN SOEST, P.J. Nutritional ecology of the ruminant. 2.ed. Ithaca: Cornell University Press, 1994. 476 p.

VASCONCELOS, J. F.; BARBOSA, J. E. L.; LIRA, W. AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystin bioaccumulation can use potential mutagenic effects in farm fish. *The Egyptian journal of aquatic research*, v. 39. 2013. p. 185-192.

VILLAR, C. A.; CABO, L.; VAITHIYANATHAN, P.; BONETTO, C. Litter decomposition of emergent macrophytes in a floodplain marsh of the lower Parana River. *Aquatic Botany*, v.70, p.105- 116, jun/ 2001.

XIE, Y. YU, D.; BEN, B. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. *Aquatic Botany*, v. 80, n.1, p. 29-37, set/ 2004.

WALLACE, J.B.; WEBSTER, J.R. The role of macroinvertebrates in stream ecosystems. *Annu Rev. Entomol*, v.41, p.115, 1996.

WANG, B; LI, F.; FAN Z. Nutrient release during the decomposition of submerged macrophyte (*Hydrilla verticillata*). *Journal of Food, Agriculture & Environment*, 2013, v.11, 2, p. 30567-2572, Jul/out.2013.

WEBSTER, J. R.; BENFIEL D, E. F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 17, p. 567-594, 1986.

WEIMER, P. J.; ZEIKUS, J.G. Fermentation of cellulose and cellobiose by *Clostridium thermocellum* in the absence of *Methano bacterium thermo autotrophicum*. *Applied and Environmental Microbiology*, v.33, p. 289-297, 1977.

WELCH, P.S. Chemical composition of aquatic plants. In: welch (ed), *Limnology*. Mc Graw hill, new York, 538 p. 1935.

WETZEL, R.G. *Limnology: Lake and river ecosystems*. 3. ed. Academic Press, 2001. 850p.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. *Limnological Analyses*. New York: Springer-Verlag, 1991. 391p.

WIEDER R.K.; LANG, G. E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology*, v.63, n. 6, p.1636-1642, 1982.