

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

DANIELE CRISTINA SCHIAVONE

**DECOMPOSIÇÃO *IN SITU* DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS: INFLUÊNCIA DAS
CARACTERÍSTICAS DE DIFERENTES ECOSISTEMAS, ATIVIDADE
CELULOLÍTICA E INTERAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS**

São Carlos – SP
2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

DANIELE CRISTINA SCHIAVONE

**DECOMPOSIÇÃO *IN SITU* DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS: INFLUÊNCIA DAS
CARACTERÍSTICAS DE DIFERENTES ECOSISTEMAS, ATIVIDADE
CELULOLÍTICA E INTERAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ciências, área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Marcela Bianchessi da Cunha Santino

São Carlos – SP

2019



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado da candidata Daniele Cristina Schiavone, realizada em 30/05/2019:

Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino
UFSCar

Profa. Dra. Livia Maria Fusari
UFSCar

Profa. Dra. Odete Rocha
UFSCar

Prof. Dr. Juliano José Corbi
EESC/USP

Prof. Dr. Hugo Henrique Lanzi Saulino
EESC/USP

Dedico a minha avó Aparecida Alexandre Vieira (*in memoriam*) por todos os ensinamentos, pela força e garra para lutar nos maiores desafios. Além de firmar o amor, como sendo o sentimento mais bonito e curador da alma.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus pela proteção nessa caminhada e força para enfrentar as dificuldades que apareceram durante o desenvolvimento deste trabalho;

Aos meus pais, Cristina e Celso, pela dedicação, ajuda e oportunidades, e ao meu irmão Matheus pelo apoio;

À minha orientadora Prof^a. Dr^a. Marcela Bianchessi da Cunha Santino, pela orientação, amizade, apoio, ajuda, confiança e inspiração nesse projeto que foi desenvolvido-

Ao Prof^o. Dr. Irineu Bianchini Júnior pela colaboração direta e pela abertura do laboratório para análises;

À Prof^a. Dr^a. Odete Rocha, pelo apoio, laboratório, amizade e inspiração em trabalhar com ciência;

Ao Técnico Luiz Joaquim pela ajuda no experimento em campo, amizade e parceria;

Ao Técnico Alcídio pela amizade, apoio e parceria, sempre;

Ao Técnico José Valdecir de Lucca pela amizade, ajuda, apoio e parceria;

À CAPES pela concessão da bolsa de estudo durante o Doutorado;

À Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais-PPGERN, principalmente João Affonso pela amizade, apoio e auxílio sempre que precisei. Aos docentes pela formação acadêmica e à secretária Edna pela amizade e apoio;

Aos amigos conquistados no DEBE: Antônio (Neto), Denise, Douglas, Fernanda, Karin, Lidiane, Maíra, Mariana, Matheus e Tainá pela amizade, apoio e parceria;

Aos amigos conquistados no DHB: Andresa, Emanuelle, Luana, Mariana, Roberta, Yeda, Raphael, Ricardo e Brayan, pela amizade, apoio e colaboração;

Aos amigos de coração: Lina, Junior e Weiser por toda amizade, apoio, parceria e carinho de sempre;

À toda minha família pelo apoio, confiança, parceria, carinho e dedicação;

À todos que colaboraram direta ou indiretamente à realização deste trabalho.

"Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que eu deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o que era antes"

Martin Luther King

RESUMO

As macrófitas são plantas que participam ativamente dos ciclos biogeoquímicos dos ecossistemas aquáticos. São importantes na dinâmica e na ciclagem, especialmente no ciclo do carbono. A determinação das cinéticas de decomposição é resultado dos fatores ambientais em conjunto com as características intrínsecas de cada espécie. O presente estudo descreveu a cinética da decomposição *in situ* das macrófitas *Salvinia auriculata* e *Urochloa arrecta*, isoladas e em mistura, em dois tipos de sistemas, lântico e lótico, com dois tipos de águas, oligotróficas, no Fazzari, em São Carlos (SP); e húmicas, no Parque das Dunas, em Salvador (BA), com *litterbags* de malha grossa, de modo a permitir a interação de macroinvertebrados, e com malha fina, sem a presença desses organismos. Nos dias amostrais 1, 5, 15, 30, 60 e 90 (n = 216), as amostras das plantas foram colocadas nos sistemas em trélicas com as combinações. Foram analisadas as variáveis limnológicas para verificar sua influência no processo de decomposição, assim como foi mensurada a matéria orgânica, as fibras totais e a atividade enzimática da celulase nos detritos. Os parâmetros de decaimento da decomposição foram obtidos por meio de modelagem matemática. Estatísticas foram aplicadas para verificar as diferenças entre as variáveis limnológicas, cinética e perda de massa, abundâncias dos organismos aquáticos, teor de fibras dos detritos e atividades enzimáticas da decomposição. Fatores ambientais como oxigênio dissolvido, nitrogênio, condutividade e carbono tiveram influências em alguns tratamentos, independentemente do tipo de sistema. *Salvinia auriculata* apresentou uma decomposição mais lenta em relação a *Urochloa arrecta* isolada, de modo que a mistura de espécies se manteve com valores intermediários na maioria dos tratamentos do sistema do Fazzari. Quanto ao estudo feito no Parque das Dunas, não houve diferenças significativas na perda de massa e no tempo de decomposição dos diferentes tratamentos. Também não apresentou alteração significativa em relação ao tipo de macrófita. Portanto, a água húmica foi o fator de maior relevância nesse ambiente. A presença de macroinvertebrados não afetou a cinética de decomposição. A *Urochloa arrecta* apresentou menores teores de fibras em comparação com a *Salvinia auriculata*, a diferença foi principalmente em relação ao teor de lignina. A cinética enzimática foi afetada principalmente pelo tipo de macrófitas, sendo o maior acúmulo obtido com a *Urochloa arrecta*. Os sistemas lânticos e lóticos não apresentaram diferenças e nem em relação ao tipo de malha utilizado. Em suma, o processo de decomposição foi influenciado tanto pelos fatores intrínsecos quanto extrínsecos, dependendo das condições experimentais testadas.

Palavras-chave: Cinética de decomposição, plantas aquáticas, ecossistemas aquáticos, *litterbags*, insetos aquáticos, *Salvinia auriculata* e *Urochloa arrecta*

ABSTRACT

Macrophytes are plants that actively participate in the biogeochemical cycles of aquatic ecosystems. They are important in dynamics and cycling, especially in the carbon cycle. The determination of the decomposition kinetics is a result of the environmental factors in association to the intrinsic characteristics of each species. The present study described the *in situ* decomposition kinetics of *Salvinia auriculata* and *Urochloa arrecta* macrophytes, isolated and mixed, in two types of systems, lentic and lotic, with two types of water, oligotrophic, at Fazzari in São Carlos (SP), and humic water, at Parque das Dunas, in Salvador (BA), with litterbags of thick mesh, in order to allow the interaction of macroinvertebrates, and with fine mesh, without the presence of these organisms. On sample days 1, 5, 15, 30, 60 and 90 (n = 216), the plant samples were placed in the systems in triplicates with the combinations. The limnological variables were analyzed to verify their influence in the decomposition process, as well as measured the organic matter, the total fibers and the enzymatic activity of the detritus cellulase. The decomposition decay parameters were obtained by means of mathematical modeling. Statistics were applied to verify the differences between limnological variables, kinetic and mass loss, aquatic organisms abundances, fiber content in detritus and enzymatic decomposition activities. Environmental factors such as dissolved oxygen, nitrogen, conductivity and carbon had influences in some treatments, regardless of the type of system. *Salvinia auriculata* presented a slower decomposition with respect to *Urochloa arrecta* isolated, so that the mixture of species was maintained with intermediate values in the majority of treatments of the Fazzari system. As for the study done at Parque das Dunas, there were no significant differences in the loss of mass and in the time of decomposition of the different treatments. It also did not present significant alteration related to the macrophyte type. Therefore, humic water was the most relevant factor in this environment. The presence of macroinvertebrates did not affect the decomposition kinetics. *Urochloa arrecta* presented lower fiber contents compared to *Salvinia auriculata*, the difference was mainly in relation to the lignin content. The enzymatic kinetics were mainly affected by the type of macrophytes, being the largest accumulation obtained with *Urochloa arrecta*. The lentic and lotic systems did not present differences even in relation to the type of mesh used. In short, the decomposition process was influenced by both intrinsic and extrinsic factors, depending on the experimental conditions tested.

Keywords: decomposition kinetics, aquatic plants, aquatic ecosystems, *litterbags*, aquatic insects, *Salvinia auriculata* e *Urochloa arrecta*

Lista de figuras

- Figura 1:** Hábitos das macrófitas em um ambiente aquático (Fonte: <http://www.ufscar.br/~probio/infomacrof.html>)18
- Figura 2:** Subsistemas de decomposição: (A) Decomposição de um recurso no curto prazo. Os três componentes do processo, catabolismo (C), fragmentação (F) e lixiviação (L) alteram a composição química (e.g. a mineralização gerando as formas inorgânicas (IN) e a ressíntese formando microrganismos e húmus) e promovem mudanças físicas do detrito (redução do tamanho de partícula) e a remoção de compostos solúveis para outros locais. (B) Decomposição de um recurso sob um longo período, resultando na sua completa mineralização. As taxas de mudança de estado (representadas pelas setas) estão sujeitas a regras (representadas pelos símbolos de válvulas) devido aos efeitos dos fatores controles bióticos e abióticos (modificado de Swift *et al.*, 1979).....21
- Figura 3:** Mecanismos de formação de substâncias húmicas adaptado de Stevenson (1994).....26
- Figura 4:** Disposição das fibras de hemicelulose, lignina e celulose do detrito vegetal (Modificado por Smith, 2009)27
- Figura 5:** Localização dos sistemas aquáticos numa área de reserva de Cerrado, região central do estado de São Paulo - 21° 58' S e 47° 53' W (Autor: Angela Terumi Fushita).....33
- Figura 6:** Córrego do Fazzari (Sistema lótico) no Cerrado da UFSCar – São Carlos – SP (Foto: Daniele Cristina Schiavone)34
- Figura 7:** Reservatório do Fazzari (Sistema lêntico) no Cerrado da UFSCar – São Carlos – SP (Foto: Daniele Cristina Schiavone)34
- Figura 8:** Localização dos sistemas aquáticos em uma área de Restinga em um bioma de Mata Atlântica localizado no Parque das Dunas (12° 56' 59" S e 38° 20' 25"W) (Autor: Angela Terumi Fushita).....36
- Figura 9:** Lagoa Vitória (Sistema lêntico) no Parque das Dunas, localizada na Cidade de Salvador – Bahia –Brasil (Foto: Daniele Cristina Schiavone).....37

Figura 10: Córrego da Baronesa (Sistema lótico) no Parque das Dunas, localizado na Cidade de Salvador – Bahia –Brasil (Foto: Daniele Cristina Schiavone)	37
Figura 11: População de <i>Salvinia auriculata</i> no reservatório do Fazzari, no Cerrado da UFSCar – São Carlos – SP (foto: Daniele Cristina Schiavone)	38
Figura 12: População de <i>Urochloa arrecta</i> no córrego do Monjolinho, situado no Parque Ecológico Dr. Antônio Teixeira Viana, São Carlos – SP (Foto: Daniele Cristina Schiavone)	39
Figura 13: Coleta, lavagem e secagem primária das macrófitas aquáticas <i>Salvinia auriculata</i> e <i>Urochloa arrecta</i> para posterior acondicionamento nos <i>litterbags</i> (Foto: Daniele Cristina Schiavone)	40
Figura 14: <i>Litterbags</i> utilizados na montagem do experimento (A), montagem dos <i>litterbags</i> com a identificação (B) das macrófitas aquáticas <i>Salvinia auriculata</i> e <i>Urochloa arrecta</i> (Foto: Daniele Cristina Schiavone)	41
Figura 15: Equipamentos utilizados nas análises das variáveis físicas e químicas. Sonda multiparamétrica Horiba U10 (A), TOC Shimadzu, (modelo TOC-L SSM 5000), com temperatura 700°C (B) e Espectrofotômetro (C) (Foto: Daniele Cristina Schiavone)	41
Figura 16: Peneira de abertura de 125 µm para retiradas dos macroinvertebrados herbívoros e organismos fixados para identificação (Foto: Daniele Cristina Schiavone)	42
Figura 17: Estufa a 50°C (A), Mufla para calcinação dos cadinhos com detritos (B) e Dessecador para retirada de calor (C) (Foto: Daniele Cristina Schiavone)	43
Figura 18: Digestor de fibras a partir do método sequencial (Foto: Daniele Cristina Schiavone)	43
Figura 19: Variação temporal da temperatura do ar (°C) e pluviosidade (mm) em São Carlos em todos os dias amostrais das retiradas do <i>litterbags</i>	48
Figura 20: Variação temporal da temperatura do ar (°C) e pluviosidade (mm) em Salvador em todos os dias amostrais das retiradas do <i>litterbags</i>	48

Figura 21: Decomposição de detritos <i>S. auriculata</i> , <i>U. arrecta</i> e mistura incubados em malha fina e malha grossa no sistema lêntico no Fazzari. Malha fina - A, B e C. Malha grossa – D, E e F.....	54
Figura 22: Decomposição de detritos <i>Salvinia auriculata</i> , <i>Urochloa arrecta</i> e mistura incubados em malha fina e malha grossa no sistema lótico no Fazzari, localizado numa área de reserva do Bioma Cerrado. Malha fina - A, B e C. Malha grossa – D, E e F.....	55
Figura 23: Decomposição de detritos <i>S. auriculata</i> , <i>U. arrecta</i> e detritos misturados incubados em malha fina e malha grossa no sistema lêntico no Parque das Dunas. Malha fina - A, B e C. Malha grossa – D, E e F.....	59
Figura 24: Decomposição de detritos <i>Salvinia auriculata</i> , <i>Urochloa arrecta</i> e detritos misturados incubados em malha fina e malha grossa no sistema lótico no Parque das Dunas Malha fina - A, B e C. Malha grossa – D, E e F.....	60
Figura 25: Análise de regressão linear simples comparando os teores de % MOP e abundâncias de larvas de macroinvertebrados associados à três tratamentos de decomposição de detritos de macrófitas aquáticas no sistema lótico do Fazzari. A – <i>S. auriculata</i> , B – <i>U. arrecta</i> e C – mistura (lótico).....	65
Figura 26: Análise de regressão linear simples comparando os teores de % MOP e abundâncias de larvas de macroinvertebrados associados à três tratamentos de decomposição de detritos de macrófitas aquáticas no sistema lêntico do Fazzari. D - <i>S. auriculata</i> , E - <i>U. arrecta</i> e F – mistura (lêntico)	66
Figura 27: Análise de regressão linear simples comparando os teores de % MOP e abundâncias de larvas de macroinvertebrados associados à três tratamentos de decomposição de detritos de macrófitas aquáticas no sistema lótico e um sistema lêntico no Parque das Dunas. <i>S. auriculata</i> (lótico), <i>U. arrecta</i> (lótico), e mistura (lótico),respectivamente.....	69

Figura 28: Análise de regressão linear simples comparando os teores de %MOP e abundâncias de larvas de macroinvertebrados associados à três tratamentos de decomposição de detritos de macrófitas aquáticas no sistema lótico e à um sistema lêntico no Parque das Dunas. <i>S. auriculata</i> (lêntico), <i>U. arrecta</i> (lêntico) e mistura (lêntico), respectivamente	70
Figura 29: Análises de fibras totais de <i>S. auriculata</i> (A), <i>U. arrecta</i> (B) incubados em malha fina e malha grossa nos sistemas lêntico e lótico no Fazzari: LE (sistema lêntico); LO (sistema lótico); MF (malha fina) e MG (malha grossa).....	72
Figura 30: Porcentagens médias e seus respectivos desvios padrões de lignina e celulose com os detritos das macrófitas <i>Salvinia auriculata</i> , <i>Urochloa arrecta</i> e sua mistura em malha fina e malha grossa no sistema lótico no Fazzari, nos diferentes dias amostrais	73
Figura 31: Porcentagens médias e seus respectivos desvios padrões de lignina e celulose com os detritos das macrófitas <i>Salvinia auriculata</i> , <i>Urochloa arrecta</i> e sua mistura em malha fina e malha grossa no sistema lêntico no Fazzari, nos diferentes dias amostrais	74
Figura 32: Análises de fibras totais de <i>S. auriculata</i> (A), <i>U. arrecta</i> (B) incubados em malha fina e malha grossa nos sistemas lêntico e lótico do Parque das Dunas: LE (sistema lêntico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa).....	78
Figura 33: Porcentagens médias e seus respectivos desvios padrões de lignina e celulose nos detritos com as macrófitas <i>Salvinia auriculata</i> , <i>Urochloa arrecta</i> e sua mistura em malha fina e malha grossa no sistema lêntico no Parque das Dunas nos diferentes dias amostrais	79
Figura 34: Porcentagens médias e seus respectivos desvios padrões de lignina e celulose nos detritos com as macrófitas <i>Salvinia auriculata</i> , <i>Urochloa arrecta</i> e sua mistura em malha fina e malha grossa no sistema lótico no Parque das Dunas nos diferentes dias amostrais	80

- Figura 35:** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para a atividade enzimática temporal da celulase ($\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$) durante a decomposição de *S. auriculata*, *U. arrecta* e a mistura no sistema lótico nos dois experimentos, Fazzari e Parque das Dunas, durante o processo de decomposição.....84
- Figura 36:** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para a atividade enzimática da celulase ($\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$) durante a decomposição de *S. auriculata*, *U. arrecta* e a mistura no sistema lêntico nos dois experimentos, Fazzari e Parque das Dunas, durante o processo de decomposição85
- Figura 37:** Atividade enzimática celulótica acumulada durante a decomposição de *S. auriculata*, *U. arrecta* e a mistura, nos dois sistemas (lêntico e lótico) durante todo o período amostral no Fazzari86
- Figura 38:** Atividade enzimática celulótica acumulada durante a decomposição de *S.auriculata*, *U. arrecta* e a mistura, nos dois sistemas (lêntico e lótico) durante todo o período amostral no Parque das Dunas87

Lista de tabelas

- Tabela 1.** Caracterização limnológica do reservatório do Fazzari ao longo de diferentes dias amostrais de experimento de decomposição de detritos de *S.auriculata* e *U. arrecta* e mistura das espécies50
- Tabela 2.** Caracterização limnológica do córrego do Fazzari ao longo de diferentes dias amostrais de experimento de decomposição de detritos de *S. auriculata* e *U. arrecta* e mistura das espécies50
- Tabela 3.** Caracterização limnológica da lagoa do Parque das Dunas ao longo de diferentes dias amostrais de experimento de decomposição de detritos de *S. auriculata* e *U. arrecta* e mistura das espécies52
- Tabela 4.** Caracterização limnológica do córrego do Parque das Dunas ao longo de diferentes dias amostrais de experimento de decomposição de detritos de *S. auriculata* e *U. arrecta* e mistura das espécies52
- Tabela 5.** Valores de p obtidos na comparação do modelo de perda de massa dos detritos de *Urochloa arrecta* e *Salvinia auriculata* e suas misturas incubadas nos *litterbags* de malha fina e malha grossa nos dois tipos de sistemas (lêntico e lótico) no sistema aquático Fazzari..... 56
- Tabela 6.** Parâmetros obtidos do modelo de perda de massa dos detritos de *Urochloa arrecta* e *Salvinia auriculata* e suas misturas incubados nos *litterbag* de malha fina e malha grossa, nos dois tipos de sistemas (lêntico e lótico) no Fazzari. Em que: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M (mistura); LE (sistema lêntico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa); MOP_{LS} (Matéria orgânica particulada Lábil-Solúvel); MOP_R (Matéria orgânica refratária MOP_R); k_{LS} e k_R (coeficientes de perda de massa da fração lábil/solúvel e refratária), $t_{1/2}$ (tempo de meia vida); r^2 (coeficiente de determinação).....57

Tabela 7. Parâmetros obtidos do modelo de perda de massa dos detritos de *Urochloa arrecta* e *Salvinia auriculata* e suas misturas incubados nos *litterbag* de malha fina e malha grossa, nos dois tipos de sistemas (lêntico e lótico) no Parque das Dunas. Em que: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M (mistura); LE (sistema lêntico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa); MOP_{LS} (Matéria orgânica particulada Lábil-Solúvel); MOP_R (Matéria orgânica refratária MOP_R); k_{LS} e k_R (coeficientes de perda de massa da fração lábil/solúvel e refratária), $t_{1/2}$ (tempo de meia vida); r^2 (coeficiente de determinação).....61

Tabela 8. Distribuição da fauna de macroinvertebrados no sistema lêntico em todos os dias amostrais. Abundância absoluta (AB) e relativa (AB%) de táxons do total das tréplicas de cada macrófita aquática e a mistura das espécies63

Tabela 9. Distribuição da fauna de macroinvertebrados aquáticos no sistema lótico em todos os dias amostrais. Abundância absoluta (AB) e relativa (AB%) de táxons do total das tréplicas de cada macrófita aquática e suas misturas64

Tabela 10. Resultados das correlações de Spearman das interações entre abundâncias relativas de larvas de macroinvertebrados e decomposição de detritos de macrófitas aquáticas no sistema lótico e um sistema lêntico do Fazzari ($p < 0,05$).....67

Tabela 11. Distribuição da fauna de macroinvertebrados aquáticos no sistema lêntico em todos os dias amostrais. Abundância absoluta (AB) e relativa (AB%) de táxons do total das tréplicas de cada macrófita aquática e suas misturas67

Tabela 12. Resultados das correlações de Spearman das interações entre abundâncias relativas às larvas de macroinvertebrados e decomposição de detritos de macrófitas aquáticas no sistema lótico e um sistema lêntico do Parque das Dunas ($*p < 0,05$).....71

Tabela 13. Valores de $p < 0,05$ obtidos das análises estatísticas não paramétricas da porcentagem celulose dos detritos de *Urochloa arrecta* e *Salvinia auriculata* e suas misturas incubadas nos *litterbags* de malha fina e malha grossa nos dois tipos de sistemas (lêntico e lótico) no Fazzari. Em que: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M (mistura); LE (sistema lêntico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa).....75

Tabela 14. Valores de $p < 0,05$ obtidos das análises estatísticas não paramétricas da porcentagem lignina dos detritos de *Urochloa arrecta* e *Salvinia auriculata* e suas misturas incubadas nos *litterbags* de malha fina e malha grossa nos dois tipos de sistemas (lêntico e lótico) no Fazzari. Em que: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M (mistura); LE (sistema lêntico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG(malhagrossa).....76

Tabela 15. Valores de $p < 0,05$ obtidos das análises estatísticas não paramétricas da porcentagem lignina dos detritos de *Urochloa arrecta* e *Salvinia auriculata* e suas misturas incubadas nos *litterbags* de malha fina e malha grossa nos dois tipos de sistemas (lêntico e lótico) no Parque das Dunas. Em que: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M (mistura); LE (sistema lêntico); LO (sistema lótico); MF (malhafina);MG(malhagrossa).....81

Tabela 16. Valores de $p < 0,05$ obtidos das análises estatísticas não paramétricas da porcentagem de lignina nos detritos de *Urochloa arrecta* e *Salvinia auriculata* e suas misturas incubadas nos *litterbags* de malha fina e malha grossa nos dois tipos de sistemas (lêntico e lótico) no Parque das Dunas. Em que: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M (mistura); LE (sistema lêntico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa).....81

Sumário

1.0 Introdução.....	18
1.1 Macrófitas aquáticas	18
1.2 Decomposição das macrófitas aquáticas	20
1.3 Macroinvertebrados e sua interação com as macrófitas	23
1.4 Processo de decomposição em diferentes ecossistemas aquáticos.....	24
1.5 Fibras e cinética enzimática no processo de decomposição	26
2. Justificativa.....	29
3. Objetivos.....	31
3.1 Objetivo Geral	31
3.2 Objetivos específicos.....	31
4. Hipóteses	32
5. MATERIAIS E MÉTODOS.....	33
5.1 Caracterização da área de estudo.....	33
5.1.1 Bioma de Cerrado: <i>Campus</i> da UFSCar – São Carlos/SP.....	33
5.1.2 Bioma de Mata Atlântica (Restinga): Parque das Dunas – Salvador/BA.....	35
5.2 Espécies de macrófitas.....	38
5.3. Experimentos de colonização	39
5.4 Determinação de fibras.....	43
5.5 Determinação das atividades enzimáticas celulolíticas.....	44
5.5.1. Obtenção dos extratos enzimáticos.....	44
5.5.2. Determinação da atividade enzimática celulolítica C ₁	44
5.5.3. Determinação da atividade enzimática (Cx).....	45
5.6 Análise de dados.....	45
6. Resultados.....	47
6.1 Variáveis climáticas.....	47
6.2 Cinética da perda de massa.....	53
6.2.1 Cinética da perda de massa – Fazzari (São Carlos).....	53
6.2.2 Cinética da perda de massa - Parque das Dunas (Salvador).....	58
6.3 Comunidade de macroinvertebrados – Fazzari (São Carlos)	62
6.4 Comunidade de macroinvertebrados – Parque das Dunas (Salvador).....	67
6.5 Fibras totais	71
6.5.1 Fibras totais – Fazzari (São Carlos).....	71
6.5.1.1 Lignina e Celulose – Fazzari (São Carlos)	72
6.5.2 Fibras totais – Parque das Dunas (Salvador).....	77
6.5.2.1 Lignina e Celulose - Parque das Dunas (Salvador)	78
6.6 Atividade enzimática da celulase do processo de decomposição no Fazzari e no Parque das Dunas.....	83
7. Discussão.....	88
8. Conclusão	99
9. Referências Bibliográficas.....	101
ANEXOS	118

1.0 Introdução

1.1 Macrófitas aquáticas

As macrófitas aquáticas possuem representantes de diversas divisões, sendo elas: Chlorophyta, Rhodophyta, Xanthophyta, Bryophyta, Pteridophyta e Spermatophyta. São plantas que podem apresentar hábitos diferentes: total ou parcialmente submersas, flutuantes, folhas flutuantes e emersas (Figura 1) em água doce ou salobra, sendo visíveis a olho nu com partes fotossinteticamente ativas (Chambers *et al.*, 2008; Pompêo *et al.*, 2008). As macrófitas colonizam com mais frequência as regiões litorâneas dos sistemas lacustres (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2008) podendo estar presentes em ambientes lênticos e lóticos. Seu papel e importância ecológica foram evidenciados por diversos autores (Gomes, 2011; Bando *et al.*, 2015; Trindade *et al.*, 2016).

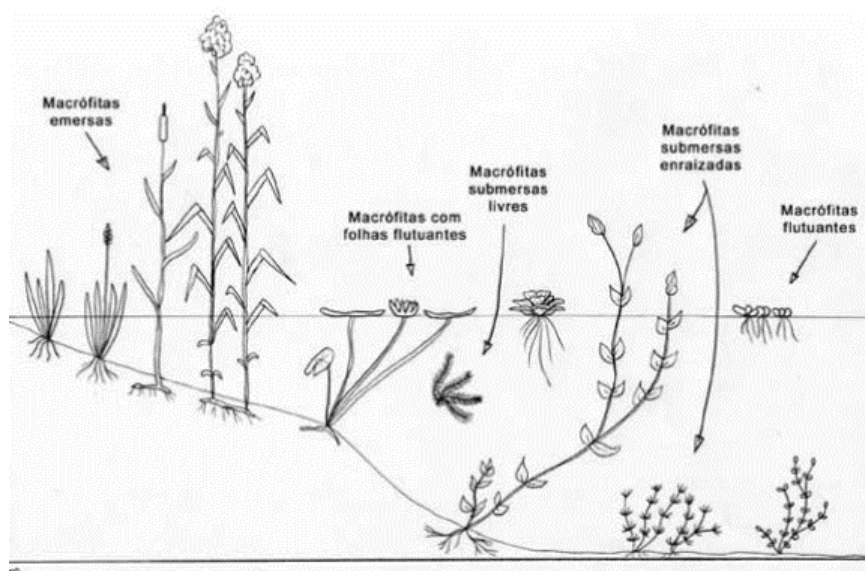


Figura 1: Hábitos das macrófitas em um ambiente aquático (Fonte: <http://www.ufscar.br/~probio/infomacrof.html>).

As macrófitas aquáticas atuam aumentando a heterogeneidade dos sistemas de água doce, além de contribuírem com o aumento da diversidade do ambiente por

serem habitats para diversos animais da fauna aquática (Henry-Silva & Camargo, 2007) como macroinvertebrados aquáticos (Shimabukuro & Henry, 2018), zooplâncton (Gebrehiwot *et al.*, 2017) e peixes (Gomes *et al.*, 2011). Também são essenciais na estocagem de nutrientes em sua biomassa, principalmente nitrogênio e fósforo (Březinová & Vymazal, 2015). Portanto, são importantes na dinâmica e na ciclagem destes nutrientes, especialmente pelos processos que configuram as rotas biogeoquímicas (Esteves, 1998; Petru & Vymazal, 2018). A composição química das macrófitas aquáticas é muito variável, pois dependendo da estratégia de sobrevivência as mesmas possuem necessidades diferenciadas na produção de estruturas de sustentação, como a lignina e a celulose.

As macrófitas aquáticas possuem grande relevância na cadeia alimentar, fornecendo matéria orgânica (viva ou morta) para microrganismos, invertebrados e vertebrados, pois disponibilizam elevadas quantidades de carbono tanto na forma dissolvida quanto na particulada (Esteves, 1998; Li *et al.*, 2012; He *et al.*, 2018); também abrigam recursos alimentares para diversos predadores (Grzybkowska *et al.*, 2018). São consideradas, muitas vezes, as principais fontes autóctones de detritos para o sistema aquático (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2008). Essas plantas, ao absorverem os nutrientes, formam a biomassa vegetal que se constitui em fontes nutricionais, por exemplo, o carbono é fixado em carboidratos e o nitrogênio é metabolizado formando os aminoácidos das proteínas (Mohedano, 2012). Portanto ao entrarem em senescência, essas plantas disponibilizam elementos (C, N, P) sob a forma de detritos sendo fontes alimentares para bactérias e invertebrados que, por sua vez, atuam como fontes alimentares (presas) dos níveis tróficos superiores (Peixoto *et al.*, 2005; Nelson & Thullen, 2008).

As macrófitas apresentam um potencial elevado de crescimento quando se encontra em um ambiente com sobrecarga de nutrientes (Fleming & Dibble, 2014), portanto, embora essenciais na cadeia alimentar aquática, quando estão em um ambiente em desequilíbrio podem apresentar aspectos potencialmente negativos resultantes do excesso de biomassa das macrófitas aquáticas nos ecossistemas aquáticos: (i) a colaboração nos processos de eutrofização ao entrarem em decomposição pela liberação de N e P; (ii) diminuição de oxigênio dissolvido pelo crescimento desenfreado, pois além de colaborarem com a sobrecarga de detritos, atuam também como uma barreira física; (iii) criação de ambiente propício para

proliferação de organismos patogênicos, pois são potenciais criadouros de pernilongos patogênicos ocasionando problemas de saúde pública (Pompêo *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2011). Em contrapartida, por apresentarem esse rápido crescimento, essas plantas têm sido utilizadas na recuperação de ambientes contaminados como alternativa para tratamentos de efluentes (Ediviani *et al.*, 2018; Choudhury, 2018) e, até mesmo, como plantas ornamentais (Camargo *et al.*, 2003).

1.2 Decomposição das macrófitas aquáticas

A decomposição das macrófitas aquáticas ocorre preferencialmente pela ação de fungos e bactérias, os quais transformam as fibras da parede celular em matéria saprofítica (e.g. substâncias húmicas) e gás carbônico (Henriques-de-Oliveira, 2005). De forma sistêmica, a degradação é relevante pois é responsável pelas conversões de compostos orgânicos em compostos inorgânicos, participando da manutenção do fluxo da ciclagem da matéria dos ecossistemas (Odum, 1993).

No decorrer da decomposição, os detritos das macrófitas são modificados conforme três fenômenos: (i) dissolução/lixiviação, (ii) fragmentação e (iii) catabolismo (Figura 2). Esses eventos modificam os estados dos detritos das macrófitas, convertendo as moléculas orgânicas em inorgânicas, completando os ciclos biogeoquímicos que foram iniciados pela fotossíntese (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2006).

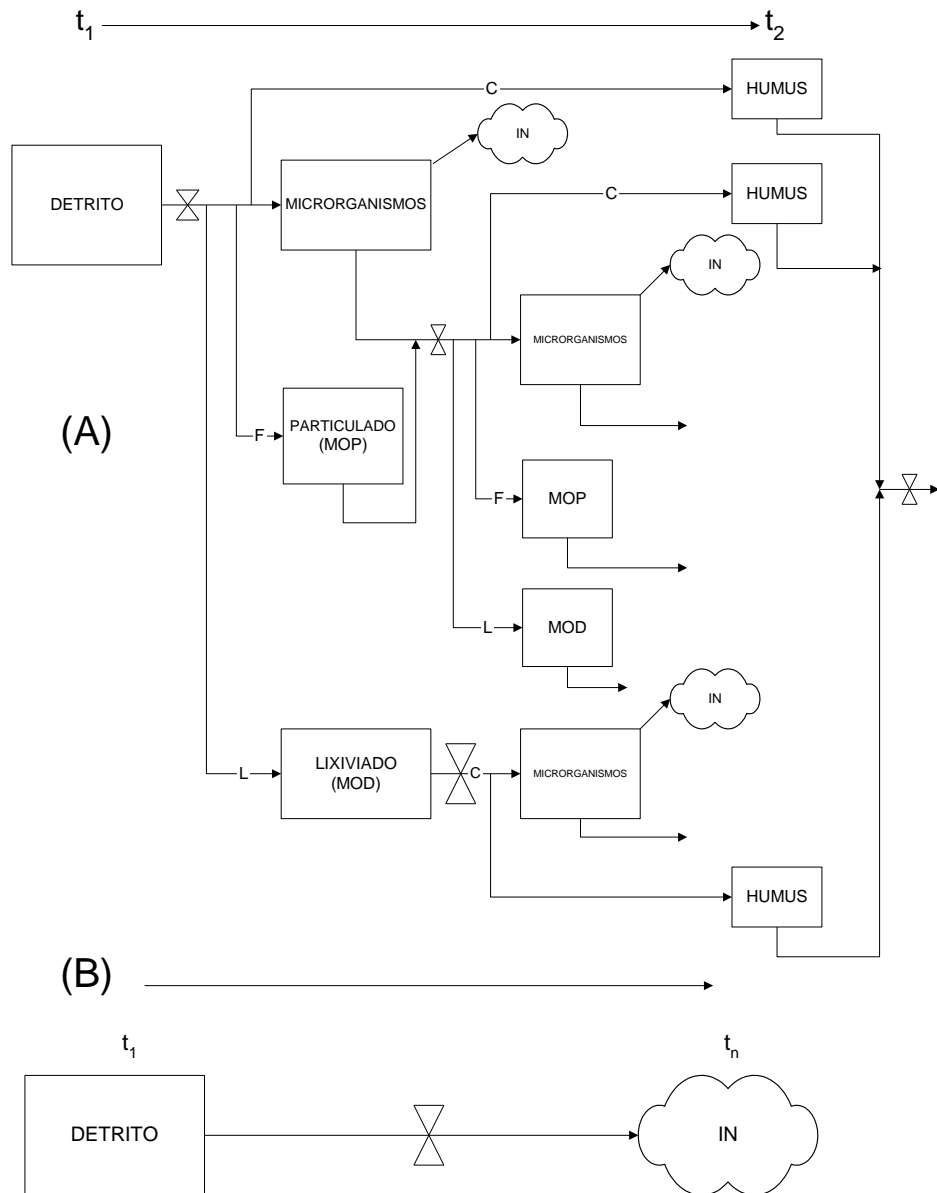


Figura 2: Subsistemas de decomposição: (A) Decomposição de um recurso no curto prazo. Os três componentes do processo, catabolismo (C), fragmentação (F) e lixiviação (L) alteram a composição química (e.g. a mineralização gerando as formas inorgânicas (IN) e a ressíntese formando microrganismos e húmus) e promovem mudanças físicas do detrito (redução do tamanho de partícula) e a remoção de compostos solúveis para outros locais. (B) Decomposição de um recurso sob um longo período, resultando na sua completa mineralização. As taxas de mudança de estado (representadas pelas setas) estão sujeitas a regras (representadas pelos símbolos de válvulas) devido aos efeitos dos fatores controles bióticos e abióticos (modificado de Swift *et al.*, 1979).

O processamento dos detritos é regulado por fatores intrínsecos, como: morfologia estrutural, composição química, tamanho, origem e relação C:N:P e também, por fatores como relações interespecíficas além das condições ambientais como concentração de nutrientes, atividade microbiana e suprimento de aceptores de elétrons, oxigênio dissolvido, temperatura e pH (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2006).

Em relação à influência do oxigênio dissolvido na decomposição, os detritos são metabolizados na sua presença ou ausência, de acordo com a disponibilidade desse gás no meio aquático (Chen *et al.*, 2016). Tem sido observado que processos com a presença de oxigênio dissolvido, i.e., aeróbio, geram produtos finais mais estáveis e com um maior rendimento na biomassa de microrganismos (Davis & Cornwell, 1991). A presença de oxigênio, também, favorece a produção de compostos inorgânicos com menor energia (Megonigal *et al.*, 2004), sendo que a quantidade de oxigênio influencia as taxas de mineralização (Bianchini Jr. *et al.*, 2012).

A quantidade de lixiviado (i.e. carbono orgânico dissolvido – COD) formado durante a decomposição das plantas aquáticas é praticamente insignificante frente ao carbono orgânico particulada - COD (Cunha & Bianchini Jr., 2001). As modificações bioquímicas do COD e COP, por meio do metabolismo microbiano, é essencial para a dinâmica dos ciclos de nutrientes e de carbono para o fluxo de energia dos ecossistemas aquáticos. O COD é assimilado por bactérias e convertido em biomassa microbiana, tornando-se acessível para as cadeias alimentares através do elo microbiano (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2008).

1.3 Macroinvertebrados e sua interação com as macrófitas

A relevância das macrófitas aquáticas como recurso para diversos animais aquáticos tem sido amplamente destacada por vários autores (Kurashov *et al.*, 1996; Moretti *et al.*, 2003; Mormul *et al.*, 2011). Ao se considerar as macrófitas aquáticas apenas como recurso alimentar vivo, sua importância não possui grande destaque; porém, toda a dinâmica da comunidade de macroinvertebrados nos ambientes aquáticos depende, direta ou indiretamente, do ciclo de vida e da diversidade das macrófitas existentes (Ferreiro *et al.*, 2011; Walker *et al.*, 2013). Sua utilização como fonte de alimento ocorre principalmente durante o processo de decomposição, aumentando a atratividade dos detritos por parte dos macroinvertebrados e, como consequência, a elevação dos teores de proteína e nitrogênio (Nessimian & Oliveira, 2005).

Da mesma forma que as macrófitas aquáticas, a comunidade de macroinvertebrados aquáticos apresenta papel relevante na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia, pelo seu papel no processamento de várias formas de matéria orgânica (Cummins, 1973). Os macroinvertebrados são denominados de espécies engenheiras, organismos que atuam em interações tróficas ou que influenciam no funcionamento do ecossistema (Lawton & Jones, 1993). Os macroinvertebrados são exemplos dessas espécies em relação trófica com as macrófitas (Botts, 1997; Gonçalves *et al.*, 2003). A determinação da diversidade de espécies e sua distribuição temporal é imprescindível para a compreensão do funcionamento dos processos de decomposição da matéria orgânica (Downes & Reich, 2008).

As relações tróficas entre a comunidade de macroinvertebrados e as de macrófitas aquáticas são de grande importância no entendimento do metabolismo aquático, uma vez que atuam como substrato para os macroinvertebrados, oferecem abrigo e proteção contra predadores e, servem como um recurso alimentar diretamente na forma de tecidos vegetais e indiretamente, atuam como substrato para o desenvolvimento da comunidade de perifíton (Silva *et al.*, 2011).

A relação trófica consiste na colonização e na transformação dos detritos de macrófitas por meio de ações dos macroinvertebrados aquáticos, principalmente pela atuação direta de organismos fragmentadores e também pela atividade catadora de algumas larvas, que contribuem com a decomposição de detritos (Menéndez *et al.*, 2012). A atuação consiste na transformação dos componentes das folhas em matéria orgânica particulada fina (MOPF), e assim podem ser utilizadas pelos coletores (Webster & Benfield, 1986; Heard & Richardson, 1995). Esse processo é conhecido como sucessão ecológica degradativa (Begon *et al.*, 1996; Gonçalves *et al.*, 2003) e, acredita-se que a participação destes organismos seja como facilitadores do processo de decomposição (Gonçalves *et al.*, 2007; Wantzen *et al.*, 2009).

A influência dos organismos na decomposição das macrófitas está diretamente relacionada à composição química dos tecidos vegetais (Leite-Rossi *et al.*, 2016), por exemplo: detritos com baixa relação de carbono-nitrogênio (C:N) ou alta concentração (P) promovem alta qualidade nutricional, possibilitando uma maior colonização da microbiota e alta abundância de herbívoros associados (Saulino *et al.*, 2018), enquanto altas concentrações de taninos e celulose, importantes componentes secundários de defesa vegetal contra herbívoros, repelem a colonização pela microbiota, o que torna o detrito menos palatável (Morrison & Hay, 2011) e resulta em tempos de decomposição mais lentos (König *et al.*, 2014). Esse resultado sugere que a qualidade nutricional dos tecidos das macrófitas exerce uma forte seleção dos hábitos de vida dos herbívoros (Saulino *et al.*, 2018) interferindo no processo de transferência de energia para os níveis tróficos das redes tróficas (Saulino *et al.*, 2018).

1.4 Processo de decomposição em diferentes ecossistemas aquáticos

Entre os ecossistemas brasileiros, os de água doce possuem grande importância, devido à sua relevante biodiversidade, o que gera um elevado valor social e econômico (Ferreira *et al.*, 2010). As plantas colonizam com mais frequência as regiões litorâneas dos sistemas lacustres (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2008); a apresentam alta riqueza e constituem-se como áreas extremamente produtivas com

condições ambientais que favorecem essa diversidade biológica (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2001).

O processo de decomposição pode diferir nos diferentes biótopos aquáticos devido às suas características ambientais intrínsecas e suas comunidades que ali vivem (Sampaio *et al.*, 2008). Em sistemas lênticos (ecossistemas de água parada), as principais fontes de detritos autóctones, são as macrófitas aquáticas, que durante muitos anos foram consideradas pouco importantes para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Esteves, 1998). Porém seu papel e importância ecológica foram evidenciados, com estudos realizados nas regiões tropicais (Gomes, 2011). Características, como as variações temporais dos pulsos de água, temperatura e de nutrientes (Chimney & Pietro, 2006) influenciam na decomposição. Em sistemas lóticos, os efeitos da abrasão sob o detrito e altas concentrações de oxigênio dissolvido resultantes do maior fluxo de água podem resultar em uma aceleração do tempo de decomposição (Fonseca *et al.*, 2013; Khuen, 2016).

As substâncias húmicas são os principais compostos da matéria orgânica natural, distribuída em ambientes terrestres e aquáticos (Gomes, 2011). A formação das substâncias húmicas em sistemas aquáticos ocorre a partir de um processo de decomposição dos resíduos do solo (alóctone), o qual é feito a partir da oxidação de substratos hidrolisados monoméricos (Rocha & Rosa, 2003), ou resultam da decomposição de organismos aquáticos, como as macrófitas aquáticas.

São divididas em três frações principais: ácidos húmicos (fração solúvel em meio alcalino e ácido), fúlvicos (fração solúvel em meio alcalino e insolúvel em meio ácido ($\text{pH} < 2$) e humina (fração solúvel em qualquer condição de pH - Figura 3). Estes ácidos, de coloração escura, são classificados de acordo com suas características de solubilidade. A cor da água, característica relacionada à parcela de luz que atravessa o meio líquido, é alterada pela presença desse tipo de matéria orgânica dissolvida (Stevenson, 1994).

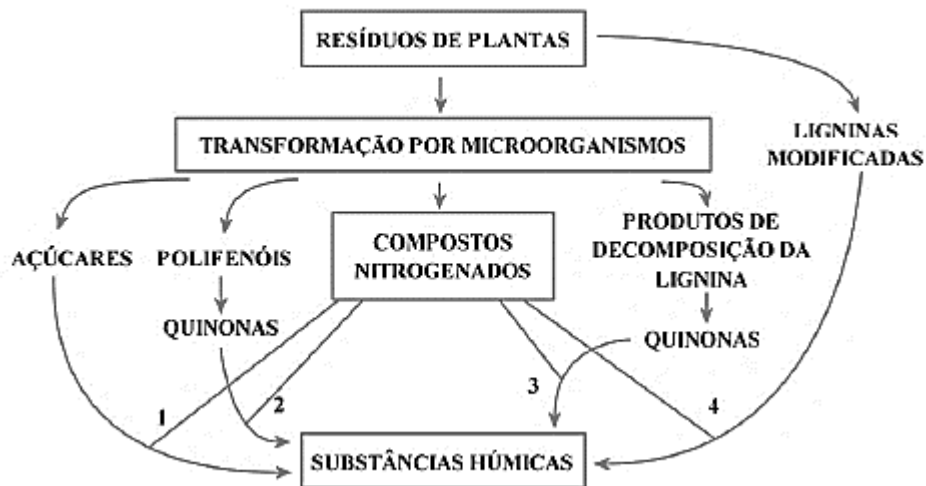


Figura 3: Mecanismos de formação de substâncias húmicas (adaptado de Stevenson, 1994).

1.5 Fibras e cinética enzimática no processo de decomposição

Em termos de massa do detrito, a celulose, lignina e hemicelulose são os constituintes predominantes da matéria orgânica particulada (Pérez *et al.*, 2002), esse conjunto de fibras é chamado de matriz lignocelulolítica (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2008) como ilustrado na Figura 3. Cerca de 50% a 80% da biomassa de plantas aquáticas é constituída por fibras, entretanto sua composição e porcentagem variam para cada espécie e de acordo com o estágio de desenvolvimento da planta (Nunes, 2010).

No caso da celulose, este é o polímero vegetal mais abundante e mais presente da parede vegetal e a sua fração nas plantas é geralmente alta, variando de 35 a 50% da biomassa total; já a hemicelulose é formada por vários açúcares como D-xilose, D-manose, D-arabinose, D-galactose, D-glicose, entre outros (Arantes & Saddler, 2011). Já a lignina, é uma macromolécula, encontrada associada à celulose, cujas funções são rigidez, impermeabilidade e resistência. Sua composição vegetal varia. Em plantas jovens corresponde a 5% e em maduras 15% (Carvalho *et al.*, 2015).

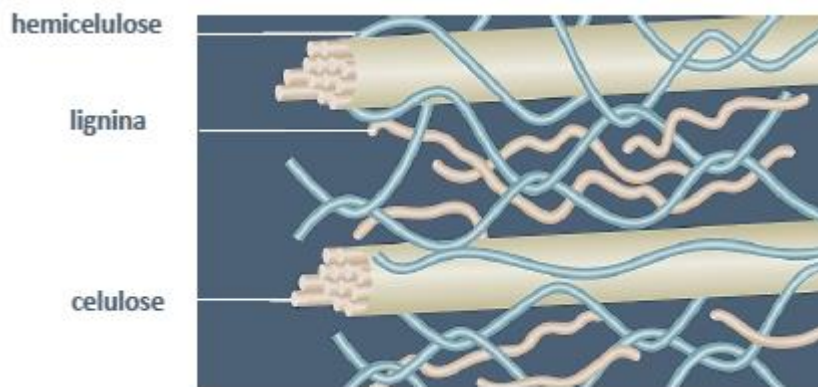


Figura 4: Disposição das fibras de hemicelulose, lignina e celulose do detrito vegetal. (modificado de Smith, 2009).

Para degradar esses polímeros, os microrganismos produzem uma série de enzimas hidrolíticas extracelulares e oxidativas (Cunha-Santino *et al.*, 2008). Essas enzimas são necessárias para catalisar a transformação da matéria orgânica de alta massa molecular em subunidades (i.e. monômeros, dímeros) adequadas para as bactérias heterotróficas (Rejmánková & Sirová, 2007). Bactérias e fungos produzem enzimas extracelulares para que possam se associar a esses polímeros que ficam retidos na parede celular dos detritos para que os transformem em moléculas menores para assimilação destas (Nunes, 2010).

O papel das enzimas extracelulares e sua influência nas taxas de decomposição têm sido amplamente reconhecidos (Schimel & Weintraub, 2003; Hoorens, 2003; Rejmánková & Sirová, 2007; Paccagnella, 2015). As enzimas possuem a função de catalisadoras da transformação da matéria orgânica de alto peso molecular em subunidades assimiláveis, que permita a obtenção de substratos adequados para bactérias heterotróficas (Rejmanková & Sirová, 2007). Desta forma existe uma grande relação entre as enzimas e os polímeros vegetais (Cunha-Santino *et al.*, 2008).

Outro fator com forte influência na taxa de decomposição é o efeito de diferentes detritos das espécies de macrófitas aquáticas, as quais têm se mostrado eficazes potencializadoras do referido processo e alvos de inúmeros estudos (Sanspera-Calbet *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2012). Nos ecossistemas aquáticos, as interações da composição química dos detritos podem alterar o processo de decomposição (Sanspera-Calbet *et al.*, 2009). Quando um dos detritos é rico em

nutrientes, este pode enriquecer o detrito de outra espécie na mistura (Seasted, 1984), caso em que os nutrientes seriam supostamente transportados para o outro através de difusão da água e/ou por transporte ativo através da microbiota associada (McAfferty, 1981). Interações negativas podem ocorrer quando uma das espécies apresenta altas concentrações de compostos secundários, como fenóis, que inibem a atividade microbológica, e complexos com compostos de nitrogênio, desacelerando a decomposição (Hättenschwiler & Vitousek, 2000).

2. Justificativa

O processo de decomposição das macrófitas aquáticas é influenciado pelas características dos ambientes em que são degradados, pelas características químicas das espécies, além da ação de macroinvertebrados. A velocidade de corrente, presente nos ecossistemas lóticos, é um dos fatores que podem afetar a distribuição de matéria orgânica no processo de decomposição, devido ao maior transporte dos detritos que ocorre em ecossistemas lóticos por apresentar maior velocidade, como foi relatado por Fonseca *et al.* (2013). Além disso, destaca-se a influência de ambientes com águas húmicas (i.e. distróficas) nas taxas de decomposição (Paese, 1997).

A decomposição é o processo fundamental no fluxo e na ciclagem dos nutrientes dos ecossistemas aquáticos (Rejmanková & Sirová, 2007). A relevância de estudo do processo de decomposição e os fatores intrínsecos que os influenciam se destacam principalmente com espécies de macrófitas invasoras como *Urochloa arrecta* (Michelan *et al.*, 2010) e com potencial de crescimento acelerado, como em espécies de *Salvinia* (Koutika & Rainey, 2015), principalmente quando em ecossistemas tropicais, que apresentam características favoráveis para o crescimento dessas plantas.

A dinâmica da comunidade de macroinvertebrados também pode afetar o processo de decomposição das macrófitas nos ambientes aquáticos; esses organismos utilizam, indiretamente, esses vegetais como fonte de alimento (Nessimian & Henriques-Oliveira, 2005). A relação e a influência dos macroinvertebrados na decomposição de folhas da mata ripária têm sido objeto de estudo, principalmente em ecossistemas tropicais; constatando-se uma possível relação destes organismos como facilitadores deste processo (Mathuriau & Chauvet, 2002; Gonçalves *et al.*, 2007). Entretanto, para macrófitas essa relação ainda não é muito bem estabelecida. Um estudo realizado por Dias (2014) relatou que a presença de macroinvertebrados não influenciou na decomposição, porém este autor ressalta que outros estudos devem ser feitos para resultados mais conclusivos, evidenciando que essa relação precisa ser melhor entendida.

Em suma, a determinação dos processos de decomposição é um resultado dos fatores ambientais em conjunto com as propriedades específicas de cada

espécie. Depende essencialmente de fatores como: tamanho, estrutura morfológica e composição química das macrófitas aliada à atividade dos microrganismos e invertebrados; características abióticas do ambiente e a influência de atividades enzimáticas (Azevedo *et al.*, 2008; Gimenes *et al.*, 2010).

3. Objetivos

3.1 Objetivo Geral

O objetivo do presente estudo foi analisar a cinética da decomposição *in situ* de duas macrófitas: *Salvinia auriculata* (espécie nativa dominante) e *Urochloa arrecta* (espécie invasora), isoladamente e em mistura de detritos em sistemas aquáticos lânticos e lóticos e em dois biomas: Cerrado com águas oligotróficas e Mata Atlântica (Restinga) com águas húmicas. Foram analisadas as decomposições dessas macrófitas na presença e ausência de macroinvertebrados. A porcentagem de fibras e atividade enzimática dos detritos de macrófitas aquáticas (com ênfase na celulose) também foi analisada.

3.2 Objetivos específicos

- Utilizar modelos matemáticos relativos à cinética de decomposição de detritos de *Salvinia auriculata* e *Urochloa arrecta* isolados e sua mistura, determinando os coeficientes de decaimento e a perda de massa para diferentes condições experimentais: dois tipos de sistemas (lóticos e lânticos); dois tipos de águas (brancas e húmicas); e com dois tipos de malhas de *litterbags*, malha fina e malha grossa (com acesso dos organismos aquáticos).
- Analisar dos teores de fibras (lignina e celulose) dos detritos das macrófitas durante o processo de decomposição.
- Verificar a abundância de macroinvertebrados durante a decomposição *in situ* das macrófitas aquáticas e determinar a relação e o papel dessa comunidade como facilitador da decomposição da matéria orgânica.
- Verificar a atividade enzimática durante a decomposição de *Salvinia auriculata* e *Urochloa arrecta* e interações de seus detritos misturados, nos diferentes ecossistemas aquáticos, além de analisar a influência das substâncias húmicas (presentes nas águas distróficas do bioma Mata Atlântica).

4. Hipóteses

As hipóteses que permeiam esse estudo foram:

(i) testar se a mistura de detritos de *Salvinia auriculata* e de *Urochloa arreta* acelera a perda de massa presente na matéria orgânica particulada. Espera-se um aumento da decomposição na mistura em decorrência do incremento da disponibilidade de diferentes composições químicas nos detritos combinados pelas duas espécies;

(ii) espera-se como resultado que em ambientes com maior vazão e oxigenação da água (i.e. ambientes lóticos) ocorra um aumento da decomposição, considerando o tipo de sistema aquático, o experimento *in situ* foi realizado em dois tipos de águas: águas oligotróficas no interior do *Campus* da UFSCar (São Carlos – SP) e águas húmicas localizado no interior do Parque das Dunas (Salvador – BA), ambos em sistemas lóticos e lênticos;

(iii) espera-se que ocorra diferença na ação das enzimas sobre os detritos das macrófitas aquáticas em cada bioma, pois a expectativa é que as substâncias húmicas inibam a ação enzimática;

(iv) acredita-se que os macroinvertebrados presentes nos ecossistemas aquáticos, que irão processar as macrófitas aquáticas no *litterbag* com malha grossa (abertura maior), acelerem o processo de decomposição das macrófitas e que essa interação ocorra em conjunto com muitas outras que participam do processo, como fungos e bactérias.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Caracterização da área de estudo

5.1.1 Bioma de Cerrado: *Campus* da UFSCar – São Carlos/SP

O presente estudo foi realizado em um córrego de primeira ordem e em um represamento localizados numa área de reserva legal de Cerrado na região central do Estado de São Paulo (Figura 5). O córrego do Fazzari (Figura 6) encontra-se em uma área que apresenta vegetação ripária preservada ao norte do *campus* da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). A profundidade máxima é 0,60 m e largura máxima 1,50 m, possui uma taxa de média de vazão de $0,286 \pm 0,028 \text{ m}^3/\text{s}$. O reservatório (Figura 7) é abastecido pelo córrego do Fazzari e está localizado a 500 m da nascente ($21^\circ 58' \text{ S}$ e $47^\circ 53' \text{ W}$), apresenta uma área de 1,30 ha, profundidade média de 1,50 m e profundidade máxima de 4,0 m. As margens são protegidas com vegetação típica de Cerrado e apresenta bancos monotípicos da espécie invasora *Hedychium coronarium*. Ambos biótopos apresentam pH que varia de 6,0 a 6,8, uma baixa condutividade e altas concentrações de oxigênio dissolvido ($4\text{-}6 \text{ mg L}^{-1}$) (Leite-Rossi *et al.*, 2016; Saulino & Trivinho-Strixino, 2017).

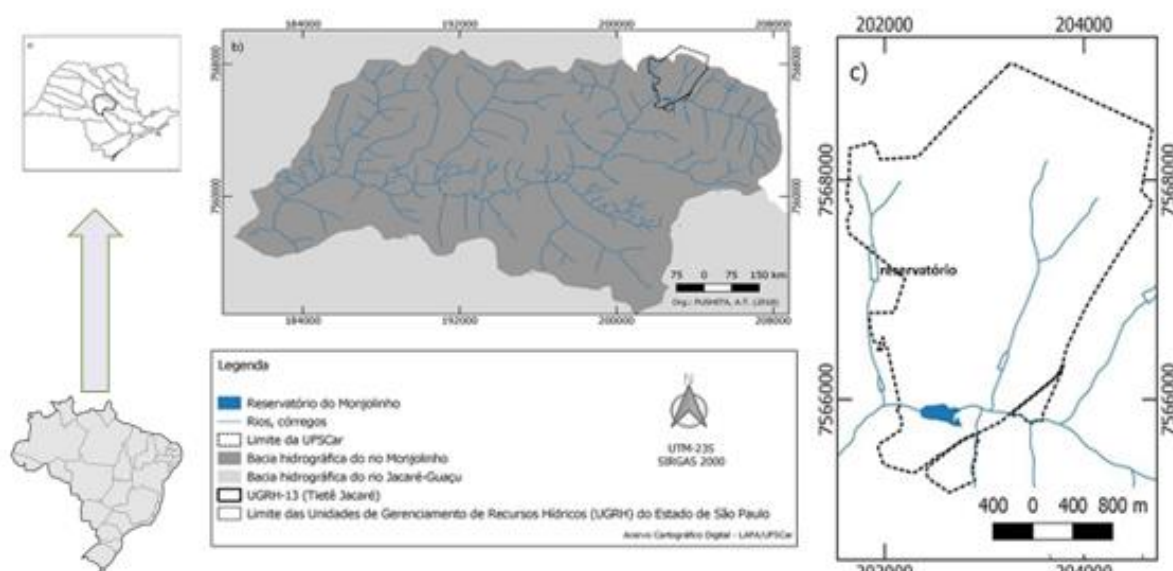


Figura 5: Localização dos sistemas aquáticos numa área de reserva de Cerrado, região central do estado de São Paulo - $21^\circ 58' \text{ S}$ e $47^\circ 53' \text{ W}$ (Autor: Angela Terumi Fushita).



Figura 6: Córrego do Fazzari (sistema lótico) no Cerrado da UFSCar – São Carlos – SP (Foto: Daniele Cristina Schiavone).

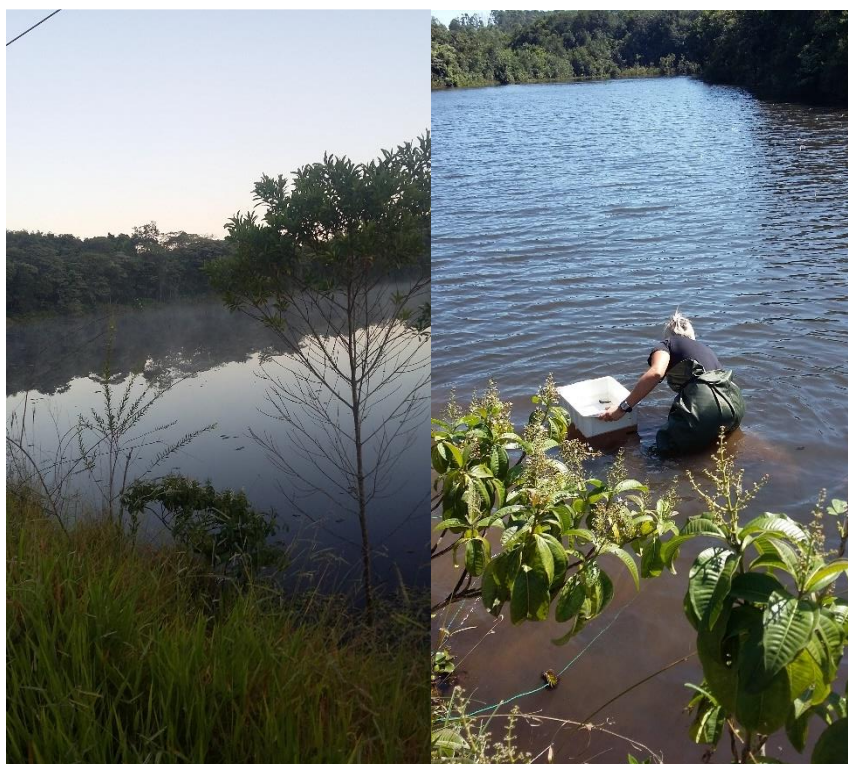


Figura 7: Reservatório do Fazzari (sistema lêntico) no Cerrado da UFSCar – São Carlos – SP (Foto: Daniele Cristina Schiavone).

5.1.2 Bioma de Mata Atlântica (Restinga): Parque das Dunas – Salvador/BA

O estudo foi realizado na Cidade de Salvador/BA. O litoral norte da Bahia apresenta uma estreita faixa de planície quaternária com até 10 km de largura, com fitofisionomia marcante e características edafoclimáticas singulares (INEMA, 2015). A área de estudo é uma Restinga em um bioma de Mata Atlântica localizada no Parque das Dunas (12° 56' 59" S e 38° 20' 25"W) (Figura 8), uma área de 6 milhões de metros quadrados, decretado em 1993 como uma APP (área de preservação permanente). Trata-se de um ecossistema em estado natural, que se localiza na Praia do Flamengo, aberta à visitação aos turistas, escolas e universidades, e que apresenta em seu território dunas de areia branca, lagoas de água nascente e uma fauna e flora diversificada. A área encontra-se na porção sudoeste da bacia hidrográfica do Ipitanga (UNIDUNAS, 2017). Dois sistemas no local foram utilizados para os experimentos, lântico e o lótico com uma vazão de $0,245 \pm 0,056 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figuras 9 e 10).

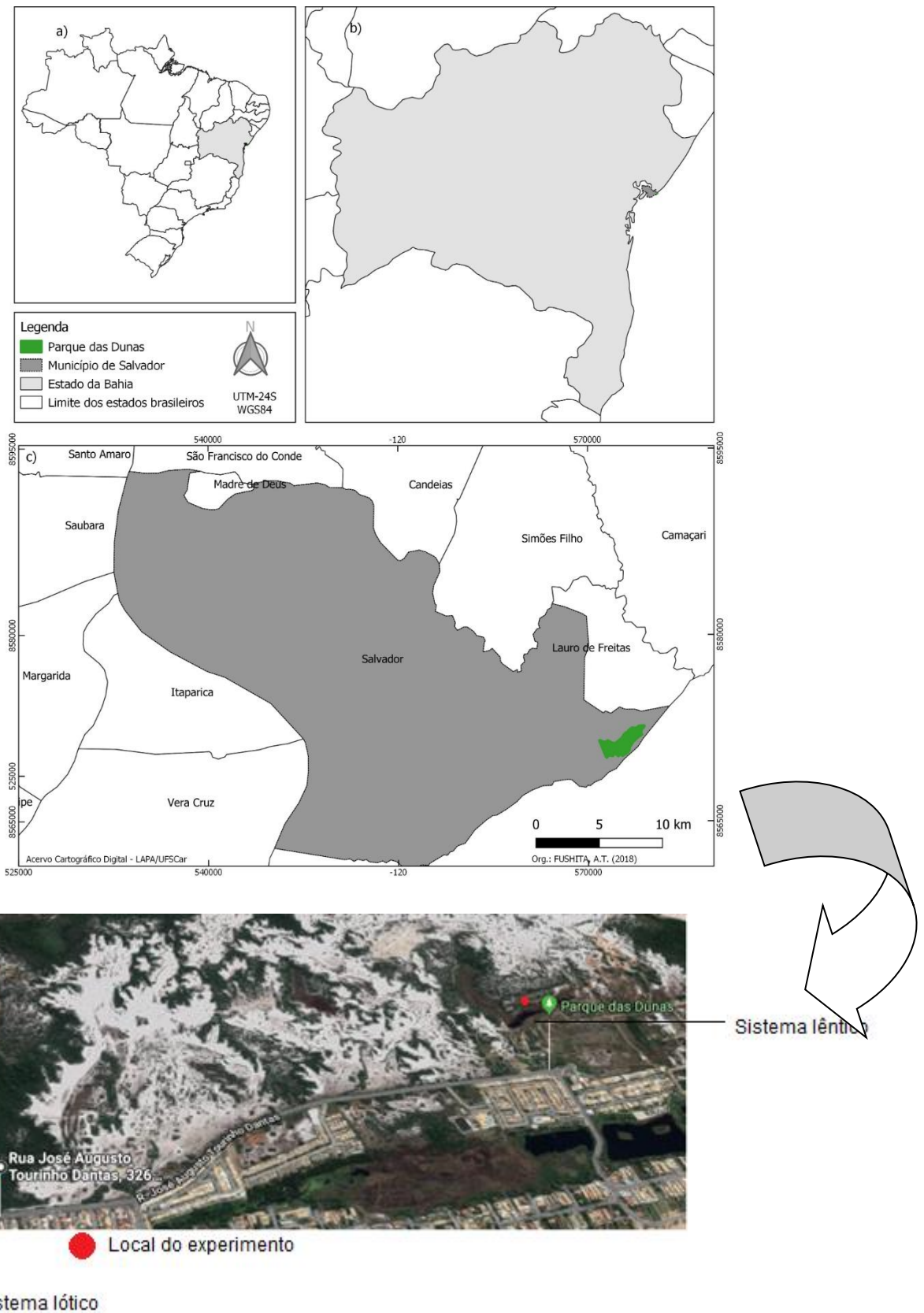


Figura 8: Localização dos sistemas aquáticos em uma área de Restinga em um bioma de Mata Atlântica localizado no Parque das Dunas ($12^{\circ} 56' 59''$ S e $38^{\circ} 20' 25''$ W) (Autor: Angela Terumi Fushita).



Figura 9: Lagoa Vitória (Sistema lêntico) no Parque das Dunas, localizada da Cidade de Salvador – Bahia (Foto: Daniele Cristina Schiavone).



Figura 10: Córrego da Baronesa (Sistema lótico) no Parque das Dunas, localizado da Cidade de Salvador – Bahia (Foto: Daniele Cristina Schiavone).

5.2 Espécies de macrófitas

As macrófitas aquáticas utilizadas foram escolhidas por apresentar nalisar diferentes hábitos de vida e para comparação da cinética de decomposição de uma espécie nativa dominante e uma invasora. A mistura de detritos foi analisada, pois no ambiente as espécies se encontram conjuntamente. A *Salvinia auriculata* (Figura 11) é uma planta aquática, da família Salvinaceae, que apresenta hábito flutuante e propaga-se facilmente em condições favoráveis (fósforo e nitrogênio em abundância) nos sistemas aquáticos de água doce (Peixoto, *et al.*, 2005; Henry-Silva & Camargo, 2007). A temperatura e o pH ótimos para o crescimento são 30°C e 6,0, respectivamente (Barros & Xavier, 2007). Devido às características da planta, e estratégias reprodutivas, essa espécie sobrevive em locais com sazonalidade diversificada, até mesmo lagoas intermitentes (Coelho *et al.*, 2005). São importantes para a oxigenação e produção primária em lagos, tanques de aquicultura e reservatórios (Teixeira, 2013).



Figura 11: População de *Salvinia auriculata* no reservatório do Fazzari, no Cerrado da UFSCar – São Carlos – SP (foto: Daniele Cristina Schiavone)

Urochloa arrecta (Figura 12) é uma planta invasora, enraizada com hastes longas flutuantes e folhas emergentes, classificada como uma planta daninha em reservatórios (Carniatto *et al.*, 2013). Nativa da África e introduzida no Brasil para servir de pastagens (Wippt & Thompson, 2014) este organismo se reproduz facilmente por meios vegetativos, mesmo possuindo baixa eficiência de reprodução por sementes. Devido à sua fácil proliferação é possível que ocorram impactos

negativos ao sistema do entorno com prejuízos às outras macrófitas aquáticas devido à competição por nutrientes, sendo que a mesma também atua como hospedeira alternativa de insetos (Oliveira *et al.*, 2013; Bianco *et al.*, 2015). Encontram-se em abundância em rios, lagos e reservatórios (Michelan *et al.*, 2010).



Figura 12: População de *Urochloa arrecta* no córrego do Monjolinho, situado no Parque Ecológico Dr. Antônio Teixeira Viana, São Carlos – SP (Foto: Daniele Cristina Schiavone).

5.3. Experimentos de colonização

Os experimentos foram realizados *in situ* no período de abril a julho de 2016, em uma área de Bioma de Cerrado, em dois ecossistemas aquáticos, um reservatório (lêntico) e um córrego (lótico) do Fazzari. De março a junho de 2017, no Parque das Dunas, que fica em um bioma de Mata Atlântica, utilizou-se também dois ecossistemas aquáticos, um lago e um rio, ambos com águas húmicas.

As amostras de *S. auriculata* foram coletadas manualmente no reservatório do Fazzari e a *U. arrecta* no córrego do Monjolinho, na região de São Carlos, ambos os ambientes localizados no ambiente Cerrado. No laboratório, as macrófitas foram lavadas em água corrente, secas ao sol (Figura 13) e posteriormente em estufa (marca Nova Ética, modelo 208-1D) a 50°C até obtenção de massa se constante.

Para os tratamentos de colonização individual foram utilizados 15 g de fragmentos de cada espécie. Já os tratamentos de mistura receberam uma proporção correspondente a 50% (7,5/7,5 g) de cada espécie. Essa quantidade foi colocada para garantir uma quantidade suficiente de detritos até o final do experimento. Os detritos das macrófitas foram acondicionados em *litterbags* (20 x 20 cm, com abertura de 0,1 mm, malha fina e 0,4 mm, malha grossa), a menor abertura para que não houvesse a entrada de organismos aquáticos, sacos de polietileno, a maior para que houvesse a entrada das larvas. Os *litterbags* foram incubados em trélicas nos respectivos sistemas, totalizando 216 amostras para cada experimento, um total de 432 amostras (Figura 14). Os *litterbags* foram retiradas com 1, 5, 15, 30, 60 e 90 dias de colonização (Cunha-Santino, 2003).



Figura 13: Coleta, lavagem e secagem primária das macrófitas aquáticas *Salvinia auriculata* e *Urochloa arrecta* para posterior acondicionamento nos *litterbags* (Foto: Daniele Cristina Schiavone).



Figura 14: *Litterbags* utilizados na montagem do experimento (A), montagem dos *litterbags* com a identificação (B) das macrófitas aquáticas *Salvinia auriculata* e *Urochloa arrecta* (Foto: Daniele Cristina Schiavone).

Nos dois sistemas aquáticos (Fazzari e Parque das Dunas) as variáveis físicas e químicas (pH, condutividade elétrica, temperatura da água e concentrações de oxigênio dissolvido) foram realizadas com sonda multiparamétrica Horiba U10 (Figura 15A). Nos mesmos dias amostrais de retirada dos *litterbags*, foram coletadas amostras de água dos locais e quantificadas as concentrações de carbono e nitrogênio, obtidos através da combustão não dispersiva e detecção em infravermelho (Shimadzu, modelo TOC-L SSM 5000), com temperatura 700°C (Figura 15B). A determinação do fósforo foi realizada pelo método espectrofotômetro (Willians, 1979) com comprimento de onda de 420 nm (Figura 15 C).



Figura 15: Equipamentos utilizados nas análises das variáveis físicas e químicas. Sonda multiparamétrica Horiba U10 (A), TOC Shimadzu, modelo TOC-L SSM 5000), com temperatura 700°C (B) e Espectrofotômetro (C) (Foto: Daniele Cristina Schiavone).

Nos diferentes períodos de colonização, as amostras foram retiradas cuidadosamente com auxílio de uma rede “D” (malha 250 mm). Os organismos presentes nos *litterbags* foram retidos em uma peneira de 125 µm e separados vivos em bandeja transluminada e fixados em álcool 70% para posterior identificação. Os macroinvertebrados foram identificados até o menor nível taxonômico possível sob microscópio estereoscópico e microscópio ótico (Figura 16), e classificação dos grupos funcionais com auxílio de literatura especializada (Merritt & Cummins, 1996; Trivinho-Strixino, 2011).



Figura 16: Peneira de abertura de 125 µm para retiradas dos macroinvertebrados herbívoros e organismos fixados para identificação (Foto: Daniele Cristina Schiavone).

O teor de cinzas dos detritos particulados foi determinado de acordo com Wetzel & Likens (1991) e o teor de carbono segundo Wetzel (2001). Os detritos remanescentes foram secos em estufa a 50°C até obtenção de massa constante (Figura 17A), calcinados em mufla (marca Edgcon, modelo 3P 7000) (Figura 17B) e colocados no dessecador (Figura 17C). Os teores de matéria orgânica particulada (MOP) foram obtidos segundo os procedimentos analíticos (Esteves, 1998).

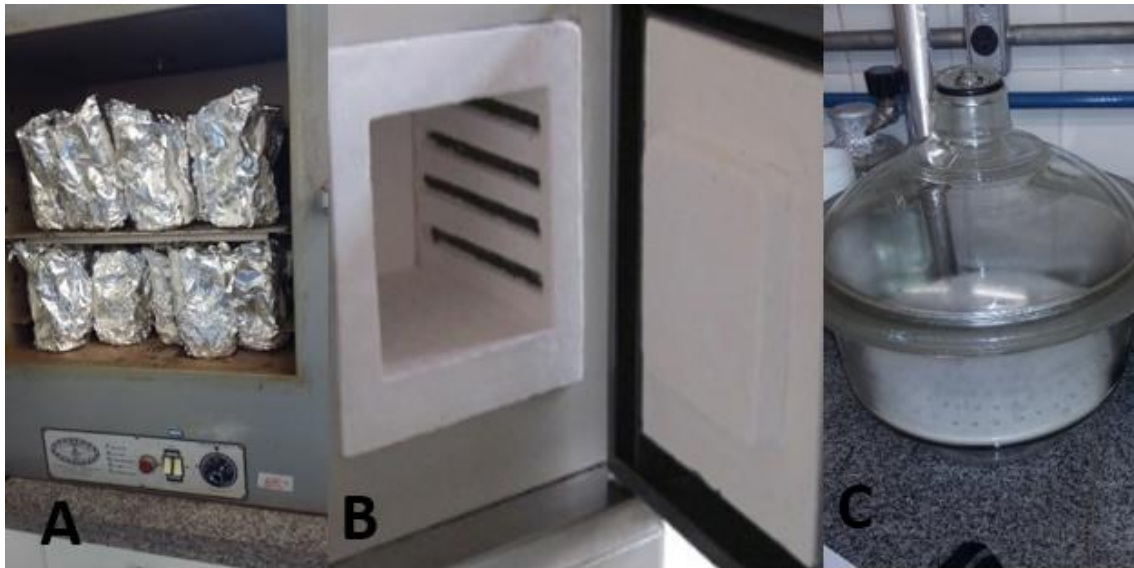


Figura 17: Estufa a 50°C (A), Mufla para calcinação dos cadinhos com detritos (B) e Dessecador para retirada de calor (C) (Foto: Daniele Cristina Schiavone).

5.4 Determinação de fibras

Foi realizada a análise de fibras totais (lignina e celulose) a partir do método sequencial que consiste na solubilização por digestão ácida (brometo de cetil trimetil amônio + ácido sulfúrico) à determinação por gravimetria. Adicionaram 25 ml de solução ácida em 0,250 gramas de amostra seca, que foram digeridos através do sistema de digestão (Figura 18) de fibras por 1 hora. Após esse procedimento, foi feita a extração da celulose em solução de H_2SO_4 a 72% em 3 horas à 30°C.



Figura 18: Digestor de fibras a partir do método sequencial (Foto: Daniele Cristina Schiavone).

5.5 Determinação das atividades enzimáticas celulolíticas

5.5.1. Obtenção dos extratos enzimáticos

As cinéticas enzimáticas da degradação das duas espécies de macrófitas utilizadas no experimento e suas misturas foram obtidas na própria incubação do material remanescente presentes nos *litterbags* incubados *in situ*. As atividades enzimáticas para todos os tratamentos foram quantificadas a partir de extratos enzimáticos obtidos em Ultra Turrax (Marca Ika), e posteriormente em banho de ultrassom (marca Unique, modelo 1400A) obtidos das incubações dos dias amostrais, que foram obtidos através da amostra retirada de cada incubação. Utilizaram-se 3 g de amostra fresca em frasco com água do próprio ambiente para todo o processo anteriormente descrito.

5.5.2. Determinação da atividade enzimática celulolítica C₁

A partir do método proposto por Mandels *et al.* (1976), a atividade celulolítica C₁ (ação sinérgica das enzimas endocelulase: EC 3.2.1.4 e exocelulase: EC 3.2.1.91) foi determinada. Esse processo determina os teores de açúcares redutores liberados pela ação da celulase C₁ sobre um substrato cristalino. O composto de reação foi formado de 50 mg de papel filtro Whatman n° 1 (tiras de 1 x 6cm) em 2,0 mL de tampão citrato de sódio 0,05M (pH 4,8) e 7,0 mL do extrato enzimático. As amostras foram incubadas a 50°C por 60 minutos. Em seguida 2,0 mL da amostra foram retiradas e foi realizada a quantificação dos açúcares redutores pelo método de Somogyi (1952). As concentrações de açúcares redutores foram determinadas a partir da medição das absorbâncias em espectrofotômetro a 540 nm e comparadas a uma curva padrão previamente elaborada com glicose, ou seja, uma unidade de atividade corresponde à 1 µmol de glicose liberado por minuto de reação por mililitro.

5.5.3. Determinação da atividade enzimática (Cx)

A atividade celulolítica C_x tem como substrato a carboxi-metil-celulose (CMC) 0,4% (celulose amorfa) e fornece uma indicação da ação das endoglicanases (hidrólise de ligações glicosídicas da CMC). A solução de 3 mL de CMC 0,4% em tampão citrato (0,1 M e pH 4,8) foi preparada a uma temperatura de 50-80°C. Após o aquecimento a solução foi colocada em tubo de ensaio de 50mL com 3,5mL de extrato enzimático para incubação a 50°C por 10 minutos. Após o período determinado, separou-se uma alíquota de 1,0 ml para posterior análise dos açúcares redutores pelo método colorimétrico de Somogyi (1952), como descrito no item 5.5.2.

5.6 Análise de dados

As análises estatísticas aplicadas aos resultados obtidos foram realizadas com o software PAST® versão 1.99.

Os dados de variáveis ambientais (pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e temperatura da água) e nutrientes (nutrientes carbono e nitrogênio de fósforo) foram comparados em relação aos dias amostrais e entre o sistema lótico e lântico, a princípio os dados foram submetidos aos testes de variâncias de normalidade e homogeneidade, a normalidade não foi confirmada, portanto foram comparados usando o teste de Kruskal-Wallis, sendo considerados os valores significativos quando $p \leq 0,05$.

A análise de variação temporal a MOP durante a decomposição de *Salvinia auriculata* e *Urochloa arrecta* e suas misturas foi ajustada à um modelo matemático bifásico de decaimento (Lousier & Parkinson, 1976) por meio de regressão não-linear utilizando o algoritmo iterativo Levenberg-Marquardt (Press *et al.*, 1993) de acordo com a Equação 1:

$$MOP = (MOP_{LS} \times e^{-k_T t}) + (MOP_R \times e^{-k_R t}) \text{ (Equação 1)}$$

Em que: MOP_{LS} = teor inicial de matéria orgânica particulada lábil solúvel (%); MOP_R = teor de matéria orgânica particulada refratária (%); k_{LS} e k_R = coeficientes de

perda de massa da MOP_{LS} e MOP_R (dia^{-1}). O tempo de meia vida ($t_{1/2}$) do decaimento de MOP foi calculado pela Equação 2 (Bianchini Jr., 1999)

$$t_{1/2} = \ln(2) - k \text{ (Equação 2)}$$

Essa abordagem considera que a decomposição do detrito apresenta um decaimento bifásico que é usualmente dividido em duas frações: uma lábil e outra refratária; assim, a obtenção de uma equação com duplo exponencial é muitas vezes utilizada para descrever o processo (Valdemarsen *et al.*, 2014).

As análises estatísticas da perda de massa com malha fina e malha grossa entre os diferentes sistemas aquáticos com as diferentes macrófitas também não tiveram sua normalidade confirmada e foram analisadas com o teste de variância não-paramétrico de Kruskal-Wallis sendo os valores considerados significativos quando $p \leq 0,05$.

As influências das variáveis ambientais e de nutrientes do sistema lótico e lêntico sob a perda de MOP dos tratamentos das macrófitas foram analisadas através da correlação de Spearman. Para tanto foram utilizados os dados de perda de MOP ao longo dos diferentes tratamentos (variáveis dependentes) e os valores das variáveis ambientais (variáveis independentes). Os resultados foram analisados através das forças de interações dos coeficientes de correlação, sendo os valores significantes quando $p < 0,05$.

As abundâncias médias dos macroinvertebrados nos diferentes sistemas e tratamentos de detritos foram comparadas através do teste One-Way ANOVA. A influência de decomposição dos tratamentos dos detritos das macrófitas com a influência dos macroinvertebrados foram comparadas por meio de uma análise de regressão linear simples. Para tal análise foram utilizados os valores de abundância relativa dos macroinvertebrados (variáveis dependentes) com os valores de MOP de cada tratamento (variáveis independentes). A análise de correlação de Spearman foi utilizada como teste *pos hoc* para corroborar os resultados da influência da perda de MOP nos macroinvertebrados através da comparação das abundâncias dos táxons com os valores de MOP. Os dados foram analisados através dos coeficientes de correlação (r) e de significâncias de p quando $< 0,05$.

As fibras foram comparadas em relação às diferenças das diferentes macrófitas utilizadas e a mistura delas com o teste de variância não-paramétrico de Kruskal-Wallis. A quantidade de lignina e celulose foi analisada também utilizando este mesmo método não paramétrico comparando todos os tratamentos utilizados. Em seguida foi feita uma análise de correlação de Spearman como teste *pos hoc* para correlacionar a influência da perda de MOP com as porcentagens temporais de lignina e celulose. E todos os testes foram considerados com valores significativos quando o valor de p foi menor que 0,05.

As atividades enzimáticas acumuladas da celulase foram analisadas comparando os tratamentos entre si em função das macrófitas utilizadas e sua mistura no mesmo ambiente e também em relação aos diferentes ambientes estudados, pelo método não paramétrico de Kruskal-Wallis com nível de significância $p < 0,05$.

6. Resultados

6.1 Variáveis climáticas

Nas Figuras 19 e 20 são apresentados os dados de temperatura do ar (°C) e precipitação pluviométrica (mm) das duas áreas contempladas nos experimentos de campo. No experimento realizado no Fazzari (Bioma de Cerrado), as temperaturas variaram de 17,9 °C a 23,5 °C no decorrer do desenvolvimento do experimento de 90 dias, sendo mais baixas no mês de julho (inverno). Com ocorrência de chuva de 0,5 mm no dia amostral 60, o resto do período se manteve seco. No experimento realizado no Parque das Dunas (Bioma de Mata Atlântica), observaram-se valores mais altos de temperatura do ar. As temperaturas variaram de 24,1 °C a 27,5 °C, durante todo o período experimental, sendo mais altas no início (março e abril) e menores de maio a junho. Já a precipitação pluviométrica, apresentou uma maior variância, por ser uma época de início de chuvas, com quantidades de 1 mm no dia 30 de experimento.

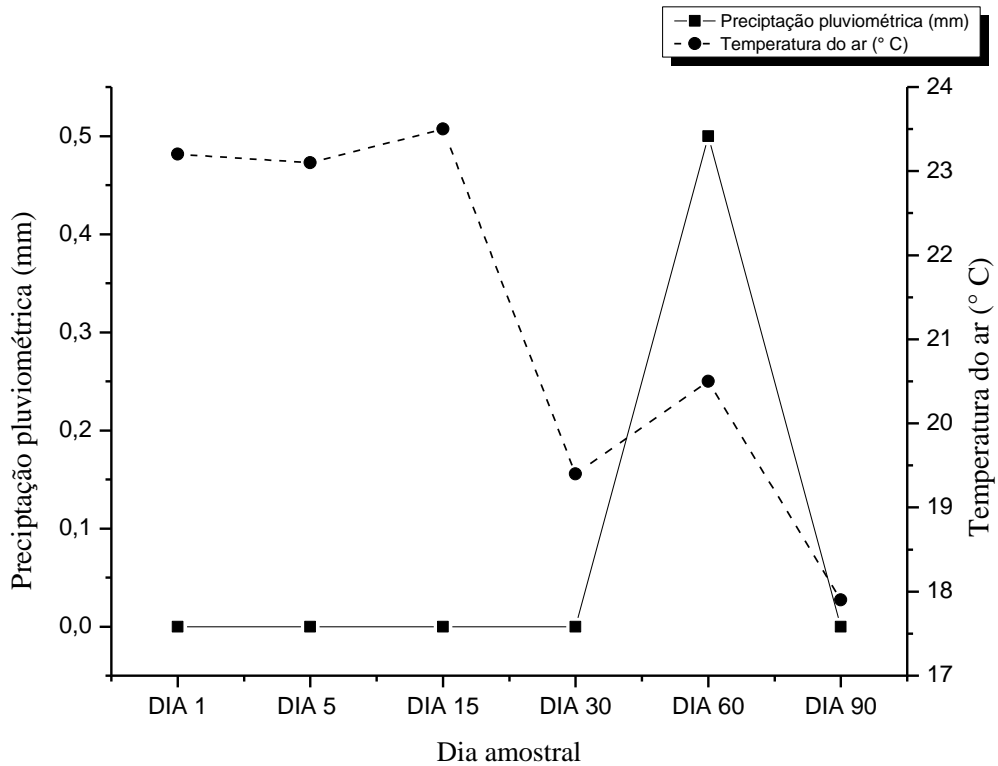


Figura 19: Variação temporal da temperatura do ar (°C) e pluviosidade (mm) em São Carlos em todos os dias amostrais das retiradas do *litterbags*.

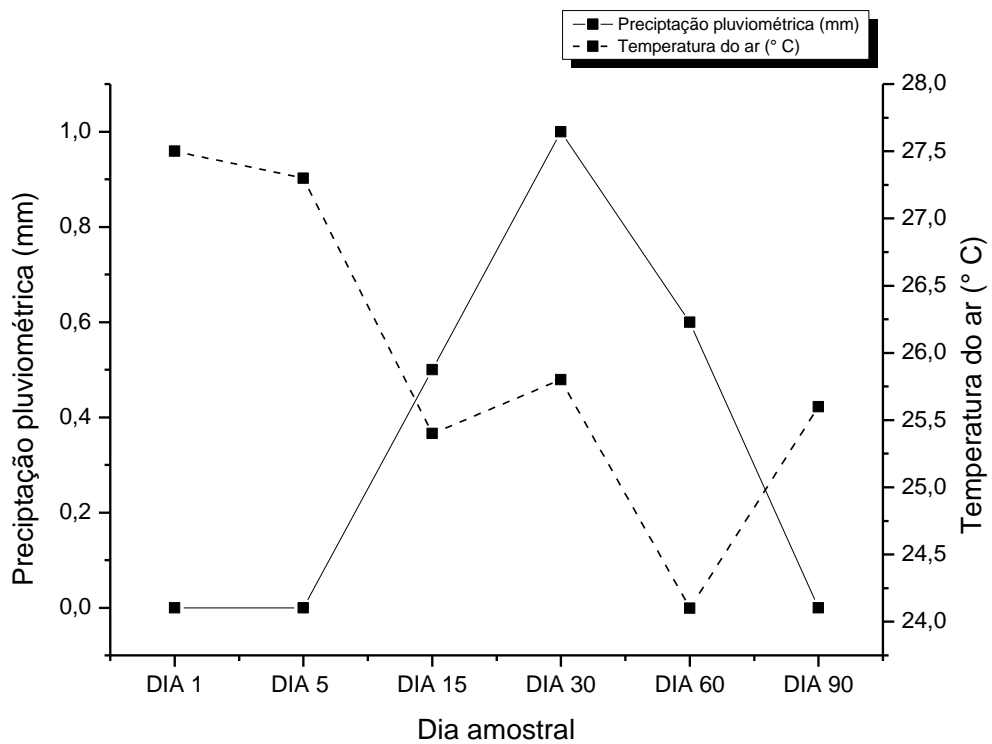


Figura 20: Variação temporal da temperatura do ar (°C) e pluviosidade (mm) em Salvador em todos os dias amostrais das retiradas do *litterbags*.

Em relação às variáveis físicas e nutrientes da água dos sistemas léticos e lóticos do Fazzari, não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os diferentes dias amostrais mensurados (Tabelas 1 e 2). As variáveis de pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura da água não apresentaram diferenças significativas entre o sistema lótico e lético.

Entretanto, quando feita a comparação dos nutrientes nos diferentes sistemas, com exceção do nitrogênio ($p = 0,12$), todos apresentaram diferenças significativas, sendo o fósforo ($p = 0,013$); carbono orgânico total ($p = 0,01$); carbono total ($p = 0,03$) e carbono inorgânico ($p = 0,03$). Em geral, o sistema lótico apresentou maiores valores em relação aos nutrientes do sistema lético.

Tabela 1: Caracterização limnológica do reservatório do Fazzari ao longo de diferentes dias amostrais de experimento de decomposição de detritos de *Salvinia auriculata*, *Urochloa arrecta* e mistura das espécies.

Dia amostral	P ($\mu\text{g L}^{-1}$)	COT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	CT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	CI ($\mu\text{g L}^{-1}$)	N ($\mu\text{g L}^{-1}$)	pH	Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	OD (mg L^{-1})	T. água ($^{\circ}\text{C}$)
DIA 1	98,176 \pm 3,12	3,067 \pm 0,21	4,413 \pm 0,45	1,345 \pm 0,078	1,472 \pm 0,048	6,5 \pm 0,02	0,00 \pm 0,00	4,5 \pm 0,16	23,8 \pm 0,00
DIA 5	122,72 \pm 4,32	3,29 \pm 0,24	4,4641 \pm 0,48	1,174 \pm 0,081	0,1138 \pm 0,021	6,5 \pm 0,03	0,10 \pm 0,00	5,8 \pm 0,07	25,7 \pm 0,01
DIA 15	171,808 \pm 5,18	2,933 \pm 0,32	4,137 \pm 0,55	1,204 \pm 0,065	0,1292 \pm 0,018	6,5 \pm 0,03	0,00 \pm 0,00	5,7 \pm 0,15	25,3 \pm 0,00
DIA 30	49,088 \pm 2,51	2,768 \pm 0,18	3,783 \pm 0,59	1,015 \pm 0,082	0,1317 \pm 0,016	6,6 \pm 0,11	0,00 \pm 0,11	6,5 \pm 0,12	19,6 \pm 0,01
DIA 60	24,544 \pm 3,13	3,697 \pm 0,15	4,86 \pm 0,61	1,163 \pm 0,070	0,2078 \pm 0,014	6,6 \pm 0,01	0,10 \pm 0,00	6,5 \pm 0,26	19,4 \pm 0,00
DIA 90	49,088 \pm 2,84	2,361 \pm 0,25	3,904 \pm 0,31	1,543 \pm 0,075	0,1792 \pm 0,019	6,0 \pm 0,09	0,06 \pm 0,00	6,67 \pm 0,21	18,5 \pm 0,01

Legenda: P (fósforo); COT (carbono orgânico total); CO (carbono orgânico); CI (carbono inorgânico); N (nitrogênio); OD (oxigênio dissolvido); T. água (temperatura da água).

Tabela 2: Caracterização limnológica do córrego do Fazzari ao longo de diferentes dias amostrais de experimento de decomposição de detritos de *Salvinia auriculata*, *Urochloa arrecta* e mistura das espécies.

Dia amostral	P ($\mu\text{g L}^{-1}$)	COT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	CT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	CI ($\mu\text{g L}^{-1}$)	N ($\mu\text{g L}^{-1}$)	pH	Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	OD (mg L^{-1})	T. água ($^{\circ}\text{C}$)
DIA 1	294,528 \pm 5,13	1,681 \pm 0,098	2,891 \pm 0,26	1,21 \pm 0,070	0,05098 \pm 0,009	6,3 \pm 0,03	0 \pm 0,00	4,9 \pm 0,17	20,80 \pm 0,01
DIA 5	269,984 \pm 4,97	2,17 \pm 0,087	3,83 \pm 0,25	1,66 \pm 0,060	0,1354 \pm 0,011	6,6 \pm 0,01	00 \pm 0,00	4,7 \pm 0,09	21,90 \pm 0,00
DIA 15	343,616 \pm 4,29	2,157 \pm 0,094	3,574 \pm 0,24	1,418 \pm 0,058	0,106 \pm 0,018	6,7 \pm 0,02	0,10 \pm 0,00	4,6 \pm 0,19	20,90 \pm 0,01
DIA 30	147,264 \pm 3,09	2,087 \pm 0,091	3,686 \pm 0,20	1,599 \pm 0,061	0,08124 \pm 0,011	6,6 \pm 0,08	0 \pm 0,01	5,3 \pm 0,10	19,20 \pm 0,01
DIA 60	147,264 \pm 3,26	2,784 \pm 0,095	4,299 \pm 0,61	1,515 \pm 0,043	0,3287 \pm 0,021	6,8 \pm 0,02	0 \pm 0,01	6,1 \pm 0,41	19,80 \pm 0,00
DIA 90	220,896 \pm 4,02	1,931 \pm 0,092	3,534 \pm 0,65	1,603 \pm 0,082	0,1122 \pm 0,012	6,0 \pm 0,01	0 \pm 0,00	5 \pm 0,06	18,10 \pm 0,00

Legenda: P (fósforo); COT (carbono orgânico total); CO (carbono orgânico); CI (carbono inorgânico); N (nitrogênio); OD (oxigênio dissolvido); T. água (temperatura da água).

Em relação às variáveis físicas e químicas da água dos sistemas lênticos e lóticos do Parque das Dunas (Salvador), não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os diferentes dias amostrais mensurados (Tabelas 3 e 4). Houve diferenças significativas entre os sistemas lêntico e lótico, com as variáveis: condutividade elétrica ($p = 0,005$); oxigênio dissolvido ($p = 0,0051$), e com temperatura da água ($p = 0,008$), sendo os menores valores registrados no sistema lótico. Já as outras métricas não tiveram diferenças significativas ($p > 0,05$).

Em relação aos nutrientes, todos tiveram diferenças significativas entre os dois sistemas (lêntico e lótico). O fósforo, com valor de $p=0,005$; carbono orgânico total, com valor de $p = 0,005$; carbono total, $p = 0,006$, nitrogênio, com valor de $p = 0,0055$, sendo que, de maneira geral, o sistema lêntico apresentou as maiores quantidades de nutrientes. Com exceção do carbono inorgânico ($p = 0,03$), obteve valores mais altos no sistema lótico.

Tabela 3: Caracterização limnológica da lagoa do Parque das Dunas ao longo de diferentes dias amostrais de experimento de decomposição de detritos de *Salvinia auriculata*, *Urochloa arrecta* e mistura das espécies.

Dia amostral	P ($\mu\text{g L}^{-1}$)	COT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	CT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	CI ($\mu\text{g L}^{-1}$)	N ($\mu\text{g L}^{-1}$)	pH	Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	OD (mg L^{-1})	T. água ($^{\circ}\text{C}$)
DIA 1	859,04 \pm 2,82	16,271 \pm 0,33	17,18 \pm 0,40	0,9105 \pm 0,072	0,5832 \pm 0,032	4,85 \pm 0,01	129,04 \pm 0,02	4,48 \pm 0,11	28,6 \pm 0,02
DIA 5	957,21 \pm 3,85	14,651 \pm 0,40	15,62 \pm 0,54	0,9705 \pm 0,078	0,5233 \pm 0,025	4,80 \pm 0,02	128,06 \pm 0,01	4,53 \pm 0,09	28,8 \pm 0,01
DIA 15	760,86 \pm 3,15	13,721 \pm 0,51	14,67 \pm 0,35	0,9468 \pm 0,085	0,5158 \pm 0,017	4,85 \pm 0,03	129,04 \pm 0,02	5,13 \pm 0,08	26,8 \pm 0,03
DIA 30	687,62 \pm 2,15	12,311 \pm 0,21	13,16 \pm 0,52	0,8592 \pm 0,063	0,4324 \pm 0,028	4,65 \pm 0,02	123,04 \pm 0,01	4,94 \pm 0,11	29,1 \pm 0,02
DIA 60	1178,12 \pm 3,25	19,782 \pm 0,25	21,12 \pm 0,48	1,337 \pm 0,078	0,5917 \pm 0,025	4,95 \pm 0,01	120,02 \pm 0,03	4,70 \pm 0,20	28,3 \pm 0,01
DIA 90	1104,48 \pm 3,58	20,922 \pm 0,32	22,17 \pm 0,51	1,249 \pm 0,062	0,6275 \pm 0,016	4,90 \pm 0,03	115,08 \pm 0,04	5,10 \pm 0,15	27,1 \pm 0,01

Legenda: P (fósforo); COT (carbono orgânico total); CO (carbono orgânico); CI (carbono inorgânico); N (nitrogênio); OD (oxigênio dissolvido); T. água (temperatura da água).

Tabela 4: Caracterização limnológica do córrego do Parque das Dunas ao longo de diferentes dias amostrais de experimento de decomposição de detritos de *Salvinia auriculata*, *Urochloa arrecta* e mistura das espécies.

Dia amostral	P ($\mu\text{g L}^{-1}$)	COT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	CT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	CI ($\mu\text{g L}^{-1}$)	N ($\mu\text{g L}^{-1}$)	pH	Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	OD (mg L^{-1})	T. água ($^{\circ}\text{C}$)
DIA 1	73,63 \pm 3,68	5,064 \pm 0,085	7,00 \pm 0,28	1,93 \pm 0,050	0,2168 \pm 0,012	4,7 \pm 0,02	97,5 \pm 0,05	2,9 \pm 0,09	26,01 \pm 0,03
DIA 5	319,07 \pm 3,21	3,734 \pm 0,091	5,87 \pm 0,19	2,13 \pm 0,065	0,1626 \pm 0,018	4,8 \pm 0,04	97,9 \pm 0,04	2,7 \pm 0,05	26,02 \pm 0,02
DIA 15	98,17 \pm 4,29	2,969 \pm 0,092	4,40 \pm 0,18	1,43 \pm 0,057	0,1258 \pm 0,011	4,7 \pm 0,03	97,8 \pm 0,03	3,6 \pm 0,09	25,03 \pm 0,03
DIA 30	73,63 \pm 3,87	3,080 \pm 0,087	4,27 \pm 0,25	1,18 \pm 0,062	0,1076 \pm 0,021	4,6 \pm 0,05	75,6 \pm 0,01	3,3 \pm 0,05	26,4 \pm 0,04
DIA 60	220,89 \pm 4,26	4,256 \pm 0,088	5,24 \pm 0,35	0,98 \pm 0,048	0,1821 \pm 0,018	4,8 \pm 0,03	85,7 \pm 0,02	3,1 \pm 0,04	26,3 \pm 0,06
DIA 90	294,52 \pm 3,02	4,996 \pm 0,071	6,63 \pm 0,18	1,63 \pm 0,057	0,1556 \pm 0,022	4,9 \pm 0,01	90,7 \pm 0,02	2,9 \pm 0,03	26,1 \pm 0,01

Legenda: P (fósforo); COT (carbono orgânico total); CO (carbono orgânico); CI (carbono inorgânico); N (nitrogênio); OD (oxigênio dissolvido); T. água (temperatura da água).

6.2 Cinética da perda de massa

6.2.1 Cinética da perda de massa – Fazzari (São Carlos)

Em relação aos resultados obtidos da cinética de perdas de massa do experimento nos sistemas lóticos e lênticos do Fazzari, as maiores perdas de massa foram observadas nas primeiras 24 horas, tanto no sistema lêntico (Figura 20), quanto no sistema lótico (Figura 21). As maiores perdas de massa nas primeiras 24 horas foram da espécie *Uroclhoa arrecta*, com porcentagens de massa remanescente em valores médios de 78,28% até 81,2%. As menores perdas de massa foram registradas nos detritos de *Salvinia auriculata*, com valores médios de 82,61% até 84,18%. Os tratamentos com mistura das macrófitas foram com valores intermediários em relação aos descritos acima.

Houve diferença significativa entre as perdas de massa resultantes do processo de decomposição somente quando houve a presença dos detritos *U. arrecta*, com valores de p variando entre 0,001, 0,01 e 0,05 (Tabela 5), sendo então a espécie de *U. arrecta* determinante nas diferenças obtidas em relação à cinética do processo de decomposição. Não houve influências significativas quando comparados os sistemas (lêntico e lótico) e os tipos de malhas (fina e grossa).

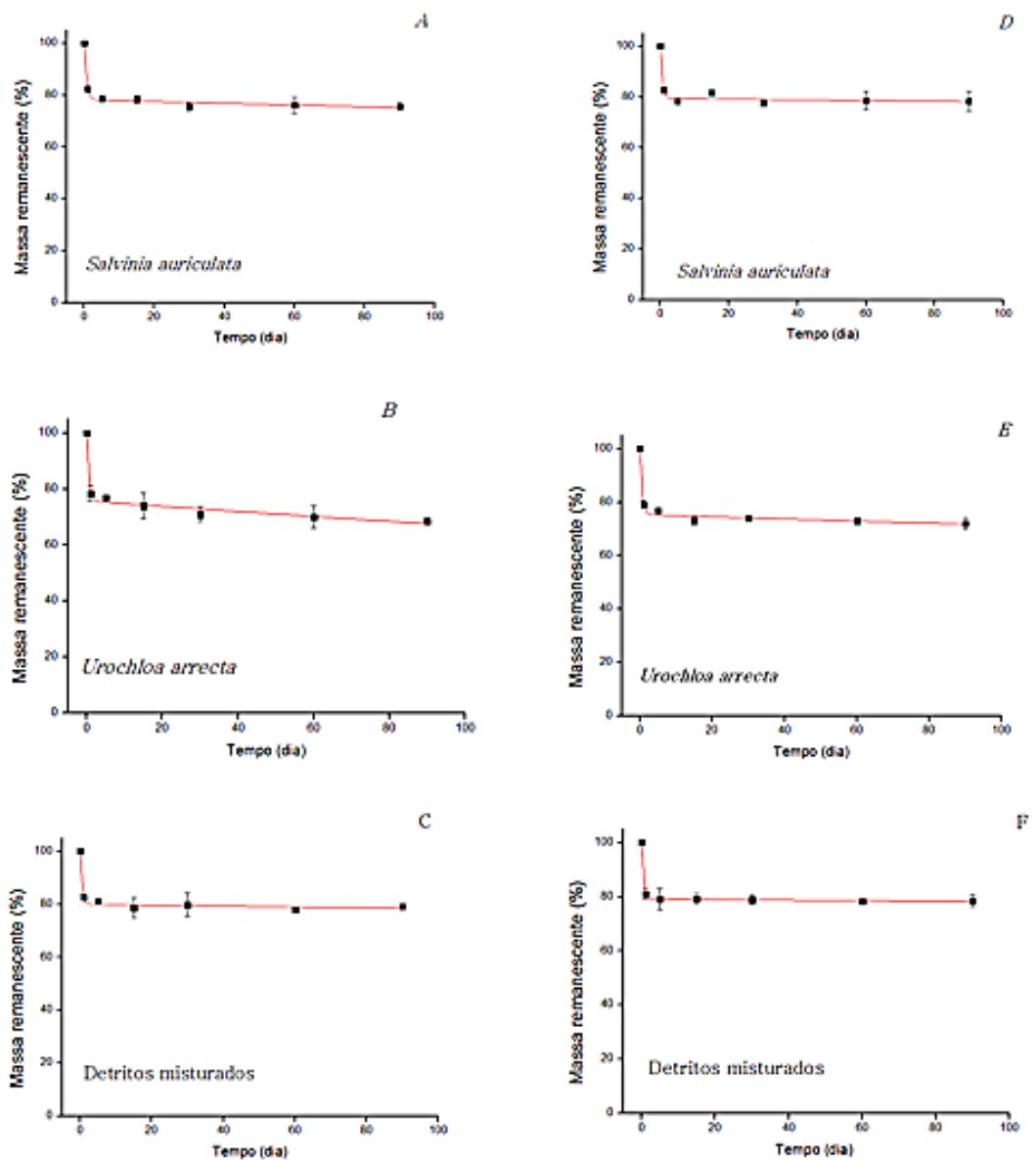


Figura 21: Decomposição de detritos *Salvinia auriculata*, *Urochloa arrecta* e mistura incubados em malha fina e malha grossa no sistema lântico no Fazzari. Malha fina - A, B e C. Malha grossa – D, E e F.

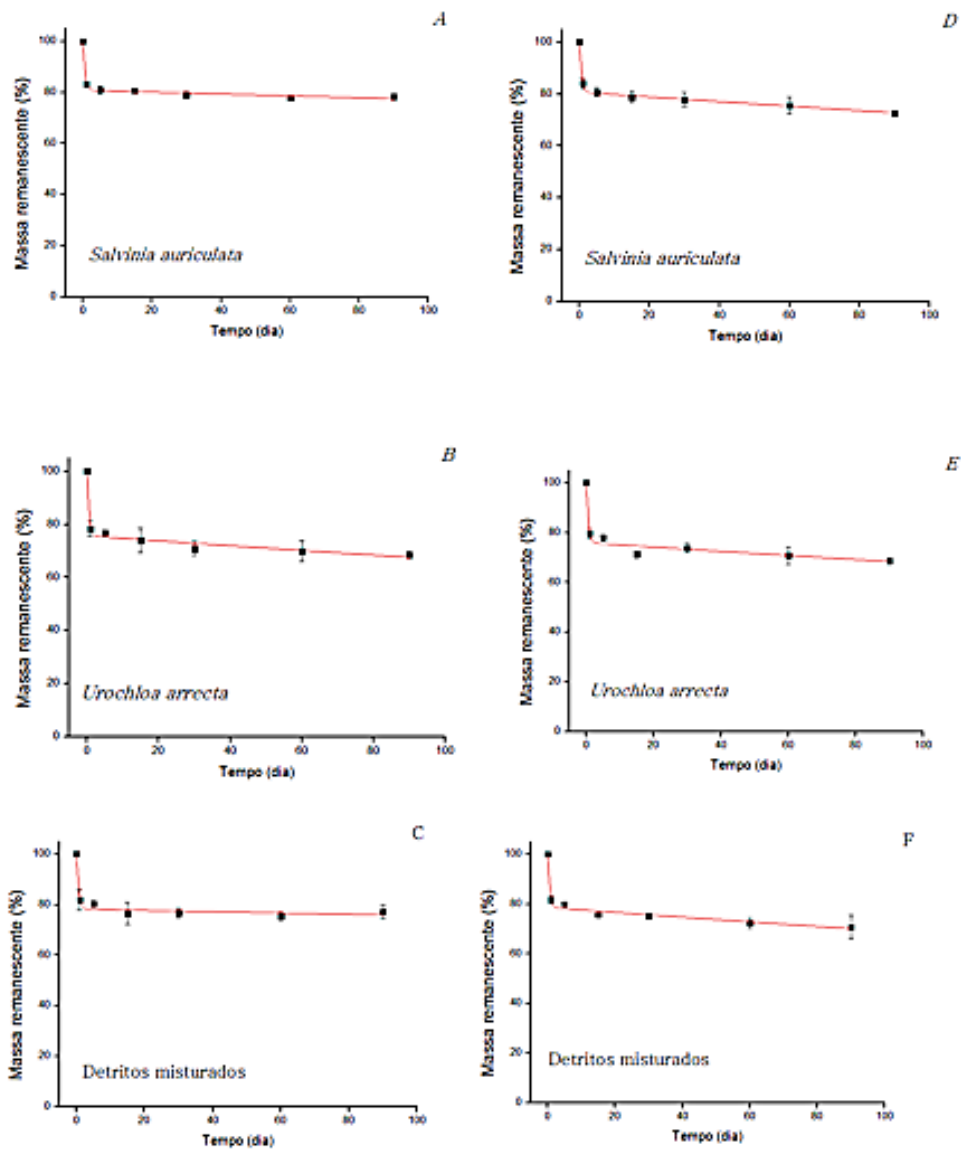


Figura 22: Decomposição de detritos *Salvinia auriculata*, *Urochloa arrecta* e mistura incubados em malha fina e malha grossa no sistema lótico no Fazzari, localizado numa área de reserva do Bioma Cerrado. Malha fina - A, B e C. Malha grossa – D, E e F.

Tabela 5: Valores de p obtidos na comparação do modelo de perda de massa dos detritos de *Urochloa arrecta* e *Salvinia auriculata* e suas misturas incubadas nos *litterbags* de malha fina e malha grossa nos dois tipos de sistemas (lêntico e lótico) no sistema aquático Fazzari.

TRATAMENTOS	p	TRATAMENTOS
Lótico - Fina - <i>U. arrecta</i>	0,001	Lótico - Fina - <i>S. auriculata</i>
Lótico - Fina - <i>U. arrecta</i>	0,001	Lótico - Grossa - <i>S. auriculata</i>
Lótico - Fina - <i>U. arrecta</i>	0,01	Lêntico - fina - <i>S. auriculata</i>
Lótico - Fina - <i>U. arrecta</i>	0,001	Lêntico - Grossa - <i>S. auriculata</i>
Lótico - Fina - <i>U. arrecta</i>	0,001	Lótico - Fina - Mistura
Lótico - Fina - <i>U. arrecta</i>	0,001	Lêntico - fina - Mistura
Lótico - Fina - <i>U. arrecta</i>	0,001	Lêntico - Grossa - Mistura
Lótico - Grossa - <i>U. arrecta</i>	0,001	Lótico - Fina - <i>S. auriculata</i>
Lótico - Grossa - <i>U. arrecta</i>	0,01	Lótico - Grossa - <i>S. auriculata</i>
Lótico - Grossa - <i>U. arrecta</i>	0,05	Lêntico - fina - <i>S. auriculata</i>
Lótico - Grossa - <i>U. arrecta</i>	0,001	Lêntico - Grossa - <i>S. auriculata</i>
Lótico - Grossa - <i>U. arrecta</i>	0,01	Lótico - Fina - Mistura
Lótico - Grossa - <i>U. arrecta</i>	0,001	Lêntico - fina - Mistura
Lótico - Grossa - <i>U. arrecta</i>	0,001	Lêntico - Grossa - Mistura
Lêntico - fina - <i>U. arrecta</i>	0,05	Lótico - Fina - <i>S. auriculata</i>
Lêntico - Grossa - <i>U. arrecta</i>	0,001	Lótico - Fina - <i>S. auriculata</i>
Lêntico - Grossa - <i>U. arrecta</i>	0,05	Lótico - Grossa - <i>S. auriculata</i>
Lêntico - Grossa - <i>U. arrecta</i>	0,001	Lêntico - Grossa - <i>S. auriculata</i>
Lêntico - Grossa - <i>U. arrecta</i>	0,01	Lêntico - fina - Mistura
Lêntico - Grossa - <i>U. arrecta</i>	0,01	Lêntico - Grossa - Mistura
Lótico - Grossa - <i>S. auriculata</i>	0,01	Lótico - Grossa - Mistura
Lêntico - Grossa - <i>S. auriculata</i>	0,05	Lótico - Grossa - Mistura
Lótico - Grossa - Mistura	0,05	Lêntico - fina - Mistura

Na Tabela 6 são apresentados os valores de MOP_{LS} , MOP_R , os coeficientes (k_{LS} e k_R), tempo de meia vida ($t_{1/2}$) e o valor de r^2 . A perda da massa da porção lábil

(MOP_{LS}) variou de 20,00% na mistura de espécies da malha fina, para 24,63% com a *U. arrecta*, na malha grossa, no sistema lêntico. Para o sistema lótico o menor valor registrado com *S. auriculata*, malha fina foi de 19,17%, e a maior porcentagem foi de 24,32% para *U. arrecta* no mesmo tipo de malha.

O coeficiente (k_R) da decomposição no sistema lêntico apresentou valores entre 0,0001 dia^{-1} nos detritos com a mistura de espécies na malha grossa e 0,0007 dia^{-1} com a *U. arrecta* na malha fina, já no ambiente lótico os valores foram de 0,0003 dia^{-1} com a mistura de espécies na malha fina e 0,0013 dia^{-1} com a macrófita *U. arrecta* também na mesma malha. Os maiores coeficientes, tanto nos sistemas lênticos quanto lóticos, foram obtidos na decomposição de *U. arrecta* com malha fina; e, os menores quando continham a mistura das macrófitas, sendo malha fina no ambiente lótico e malha grossa no ambiente lêntico.

Tabela 6: Parâmetros obtidos do modelo de perda de massa dos detritos de *Urochloa arrecta* e *Salvinia auriculata* e suas misturas incubados nos *litterbag* de malha fina e malha grossa, nos dois tipos de sistemas (lêntico e lótico) no Fazzari. Em que: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M (mistura); LE (sistema lêntico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa); MOP_{LS} (Matéria orgânica particulada Lábil-Solúvel); MOP_R (Matéria orgânica refratária MOP_R); k_{LS} e k_R (coeficientes de perda de massa da fração lábil/solúvel e refratária), $t_{1/2}$ (tempo de meia vida); r^2 (coeficiente de determinação).

Identificação	MOP_{LS} (%)	k_{LS} (dia^{-1})	MOP_R (%)	k_R (dia^{-1})	$t_{1/2}$	r^2
LE – MF - U	22,39	1,81	77,61	0,0007	1012	0,98
LE – MF - S	21,80	1,63	78,2	0,0004	1602	0,98
LE – MF -M	20,00	2,02	80	0,0002	3376	0,98
LE – MG -U	24,63	1,86	75,37	0,0005	1263	0,98
LE – MG-S	20,58	1,84	79,42	0,0002	3888	0,95
LE – MG-M	20,83	2,40	79,17	0,0001	5126	0,99
LO – MF -U	24,32	2,20	75,68	0,0013	532	0,98
LO – MF -S	19,17	2,05	80,83	0,0005	1488	0,99
LO – MF -M	21,76	1,77	78,24	0,0003	2066	0,95
LO – MG -U	24,05	1,84	75,95	0,0012	577	0,95
LO – MG -S	19,22	1,71	80,78	0,0012	577	0,99
LO – MG -M	21,38	1,89	78,62	0,0012	577	0,98

Em relação às análises que avaliaram a influência dos fatores abióticos no processo de decomposição temos que no sistema lêntico, a concentração de oxigênio

dissolvido apresentou influência significativa na decomposição dos tratamentos de malha fina de *S. auriculata* ($r = - 0,65$, $p = 0,003$) e *U. arrecta* ($r = - 0,78$, $p = 0,0001$), apresentando uma correlação negativa em relação ao processo de decomposição. A mesma variável foi significativa na decomposição dos três tratamentos com malha grossa (*S. auriculata* [$r = - 0,84$, $p < 0,0001$], *U. arrecta* [$r = - 0,66$, $p = 0,002$] e misto [$r = - 0,81$, $p < 0,0001$]). No sistema lótico, a influência negativa da variável de oxigênio dissolvido foi somente significativa para a decomposição em malha fina do tratamento de detrito misto ($r = - 0,53$, $p = 0,02$). Além disso, observou-se que a influência da concentração de nitrogênio da água foi significativa para os tratamentos de malha fina de *S. auriculata* ($r = - 0,54$, $p = 0,02$) e malha grossa de detrito misto ($r = - 0,50$, $p = 0,03$).

6.2.2 Cinética da perda de massa - Parque das Dunas (Salvador)

A seguir são apresentados os resultados da perda de massa das amostras do experimento realizado no Parque das Dunas. Em relação às porcentagens, as maiores perdas de biomassa foram observadas nas primeiras 24 horas, tanto no sistema lêntico (Figura 23), quanto no sistema lótico (Figura 24). As perdas de massa nas primeiras 24 horas foram bem próximas entre as amostras de macrófitas separadas *Urochloa arrecta* (84,68% a 89,79%), *Salvinia auriculata* (88,10% a 90,95%) e as misturas de espécies (88,70% a 89,96%).

Não foram observadas diferenças significativas de perda de massa dos detritos entre os tratamentos de malha fina e malha grossa e tipos de sistemas aquáticos (lêntico e lótico) com as diferentes macrófitas (valores de p entre 0,12 a 0,93).

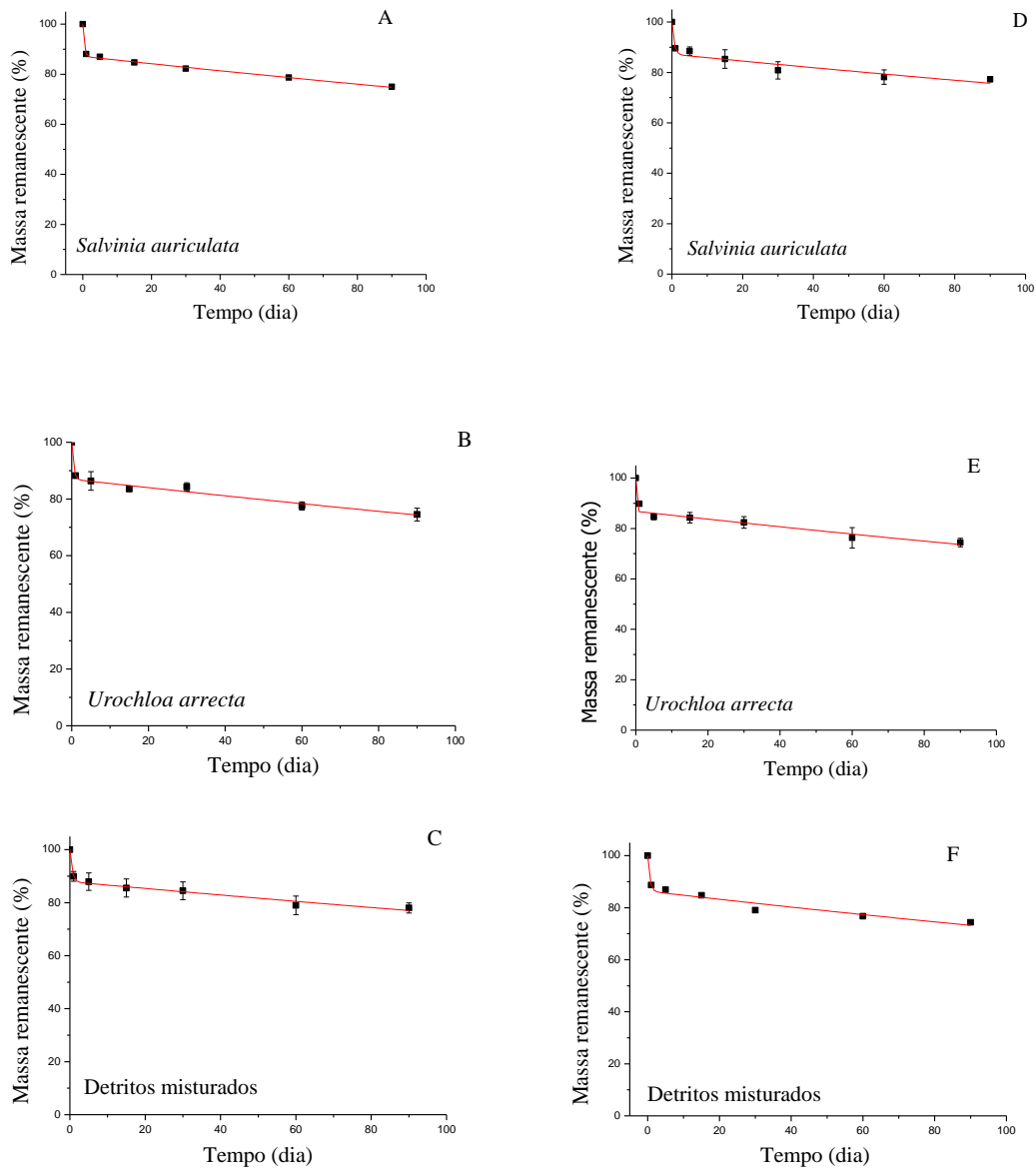


Figura 23: Decomposição de detritos *Salvinia auriculata*, *Urochloa arrecta* e detritos misturados incubados em malha fina e malha grossa no sistema lântico no Parque das Dunas. Malha fina - A, B e C. Malha grossa – D, E e F.

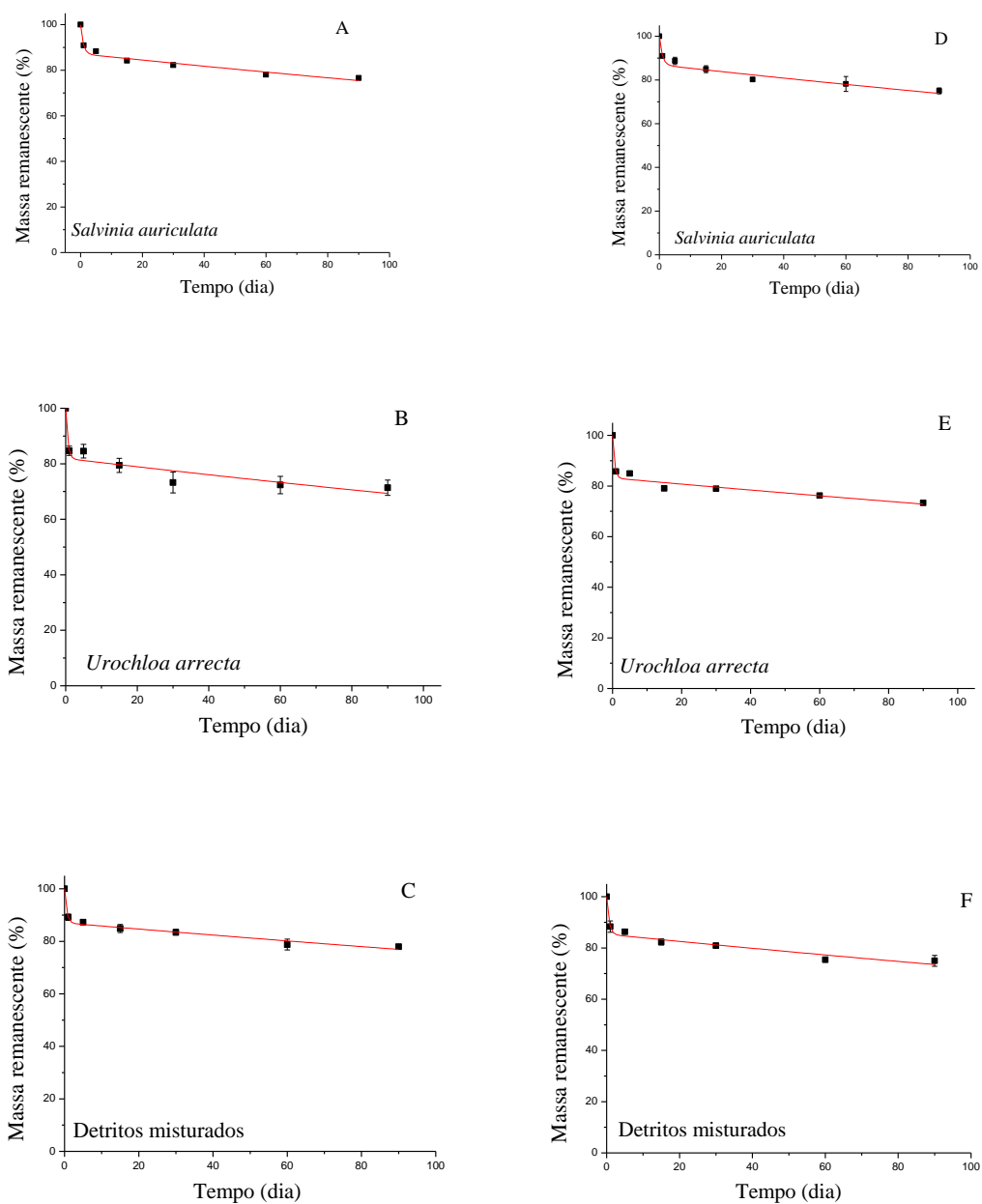


Figura 24: Decomposição de detritos *Salvinia auriculata*, *Urochloa arrecta* e detritos misturados incubados em malha fina e malha grossa no sistema lótico no Parque das Dunas Malha fina - A, B e C. Malha grossa – D, E e F.

Na Tabela 7 são apresentados os valores de MOP_{LS} , MOP_R , os coeficientes (k_{LS} e k_R), tempo de meia vida ($t_{1/2}$) e o valor de r^2 das amostras do experimento realizado no Parque das Dunas. No sistema lântico a perda da massa obtida para a porção lábil

(MOP_{LS}) variou entre 12,07%, (*U. arrecta* com malha fina) e 13,64% (mistura de espécies com a malha fina). Para o sistema lótico, o menor valor registrado foi obtido com a *S. auriculata*, malha fina com 12,77% e a maior porcentagem foi de 18,08% para mistura de detritos de macrófita no mesmo tipo de malha.

O coeficiente (k_R), no sistema lântico, apresentou valores entre 0,0014 dia⁻¹ com a *U. arrecta* na malha fina e 0,0018 dia⁻¹ com a *U. arrecta* na malha grossa. Já no ambiente lótico os valores foram de 0,0013 dia⁻¹ para *U. arrecta* na malha fina e 0,0018 dia⁻¹ com a macrófita *U. arrecta* também na mesma malha. Os maiores coeficientes, tanto nos sistemas lânticos quanto lóticos, foram obtidos na decomposição de *U. arrecta* com malha fina; e, os menores quando continham a mistura das macrófitas, sendo malha fina no ambiente lótico e malha grossa no ambiente lântico.

Tabela 7: Parâmetros obtidos do modelo de perda de massa dos detritos de *Urochloa arrecta* e *Salvinia auriculata* e suas misturas incubados nos *litterbag* de malha fina e malha grossa, nos dois tipos de sistemas (lântico e lótico) no Parque das Dunas. Em que: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M (mistura); LE (sistema lântico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa); MOP_{LS} (Matéria orgânica particulada Lábil-Solúvel); MOP_R (Matéria orgânica refratária MOP_R); k_{LS} e k_R (coeficientes de perda de massa da fração lábil/solúvel e refratária), $t_{1/2}$ (tempo de meia vida); r^2 (coeficiente de determinação).

Identificação	MOP _{LS} (%)	k_{LS} (dia ⁻¹)	MOP _R (%)	k_R (dia ⁻¹)	$t_{1/2}$	r^2
LE – MF - U	12,08	1,71	87,92	0,0014	494	0,99
LE – MF - S	12,86	2,45	87,14	0,0017	407	0,96
LE – MF -M	13,01	2,24	86,99	0,0017	407	0,99
LE – MG -U	13,65	1,68	86,35	0,0018	384	0,98
LE –MG-S	12,78	1,64	87,22	0,0015	461	0,96
LE – MG-M	13,15	2,26	86,85	0,0018	384	0,99
LO – MF -U	12,97	1,73	87,03	0,0013	532	0,98
LO – MF -S	12,78	1,17	87,2	0,0016	433	0,99
LO – MF -M	18,08	1,82	81,92	0,0018	384	0,98
LO – MG -U	14,63	1,53	85,37	0,0016	433	0,98
LO – MG -S	13,03	1,09	86,97	0,0018	384	0,99
LO – MG -M	16,83	1,82	83,17	0,0014	494	0,99

Em relação às análises que avaliaram a influência dos fatores abióticos realizados da caracterização limnológica do ambiente que foi realizado o experimento do processo de decomposição (perda de massa), a condutividade apresentou influência significativa no sistema lântico, nos tratamentos de malha fina de *U. arrecta* ($r = 0,96$; $p = 0,0015$), *S. auriculata* ($r = 0,99$; $p = 0,00009$) e mistura ($r = 0,97$; $p = 0,009$); e malha

grossa nos tratamentos com *U. arrecta* ($r = 0,93$; $p = 0,005$), *S. auriculata* ($r = 0,95$; $p = 0,001$), portanto, houve uma variação da condutividade correlacionada ao processo de perda de massa. Em relação ao carbono, no sistema lântico, obteve-se influência significativa apenas da forma do carbono inorgânico, nos tratamentos de malha final com *U. arrecta* ($r = -0,87$; $p = 0,002$) e mistura ($r = -0,78$ e $p = 0,03$), e com malha grossa somente com a *U. arrecta* ($r = -0,84$; $p = 0,033$), sendo assim o carbono inorgânico apresentou correlações negativas nos tratamentos citados. No sistema lótico a diferença significativa foi obtida para o carbono orgânico total, que apresentou correlação positiva apenas em relação ao tratamento com malha fina e *U. arrecta* ($r = 0,99$; $p = 0,00057$).

6.3 Comunidade de macroinvertebrados – Fazzari (São Carlos)

No total foram coletados 315 espécimes de macroinvertebrados nos detritos incubados no sistema lótico e 488 no sistema lântico. Os macroinvertebrados, larvas pertencentes à Classe Insecta, representaram 96% no sistema lótico e 95% no sistema lântico respectivamente. Dos táxons identificados, *Endotribelos* (fragmentador, Chironomidae – Diptera) foi o mais representativo, com 67% no sistema lótico e 57% no sistema lântico, seguido de *Miroculis*, Leptophlebiidae – Ephemeroptera (raspador), com 15% no sistema lótico e 32% no sistema lântico (Tabelas 8 e 9).

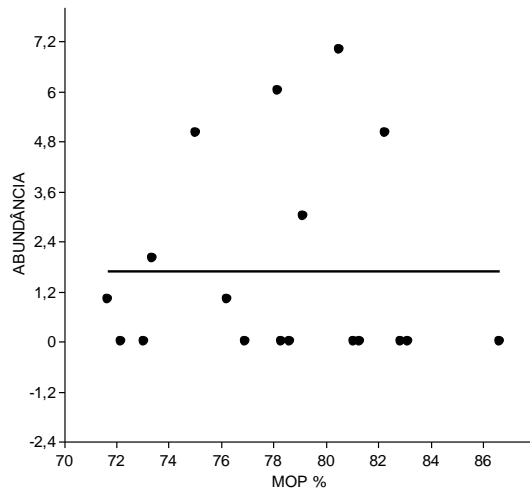
Tabela 8: Distribuição da fauna de macroinvertebrados no sistema lêntico em todos os dias amostrais. Abundância absoluta (AB) e relativa (AB%) de táxons do total das réplicas de cada macrófita aquática e a mistura das espécies. Em que: U – *Urochloa arrecta*; S – *Salvinia auriculata*; M - mistura.

TÁXONS	DIA 5					DIA 15					DIA 30					DIA 60					DIA 90			
	U	S	M	AB	AB %	U	S	M	AB	AB %	U	S	M	AB	AB %	U	S	M	AB	AB %	U	S	AB	AB %
<i>Polypedilum (Asheum)</i>						8	11	6	25	14,04	6	0	5	11	31,43	7	5	3	15	15,15	3	12	15	15,96
<i>Caladomyia riotarumensis</i>	3	4	2	9	10,98	9	3	0	12	6,74	1	2	4	7	20,00	11	5	4	20	20,20	12	4	16	17,02
<i>Chironomus sp</i>	-	-	-	-	-	36	3	0	39	21,91	-	-	-	-	-	11	5	2	18	18,18	12	8	20	21,28
<i>Endotriplelos euterpe</i>	15	10	4	29	35,37	26	8	2	36	20,22	-	-	-	-	-	0	1	0	1	1,01	2	0	2	2,13
<i>Polypedilum sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	0	3	8,57	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ablabesmyia karelia 1</i>	6	3	3	12	14,63	13	9	11	33	18,54	0	5	0	5	14,29	12	7	11	30	30,30	13	13	26	27,66
<i>Labrundinia sp</i>	1	0	0	1	1,22	1	0	1	2	1,12	0	1	3	4	11,43	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alluaudomyia sp</i>	4	0	1	5	6,10	6	0	1	7	3,93	0	1	1	2	5,71	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Miroculis sp</i>	3	13	4	20	24,39	5	6	4	15	8,43	-	-	-	-	-	1	0	2	3	3,03	2	0	2	2,13
Libellulidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0	2	3	3,03	5	0	5	5,32
Odontoceridae	1	0	0	1	1,22	1	0	0	1	0,56	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	0	4	4,26
Coenagrionidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	1	1	2,86	0	1	1	2	2,02	-	-	-	-
Naididae	2	0	2	4	4,88	4	1	2	7	3,93	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hirudinea	0	0	1	1	1,22	0	0	1	1	0,56	2	0	0	2	5,71	4	2	1	7	7,07	4	0	4	4,26
Total	35	30	17	82	100	109	41	28	178	100	11	10	14	35	100	47	26	26	99	100	57	37	94	100

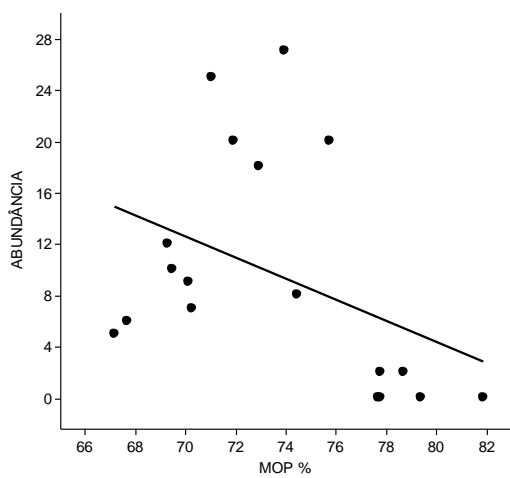
Tabela 9: Distribuição da fauna de macroinvertebrados aquáticos no sistema lótico em todos os dias amostrais. Abundância absoluta (AB) e relativa (AB%) de táxons do total das tréplicas de cada macrófita aquática e suas misturas. Em que: U – *Urochloa arrecta*; S – *Salvinia auriculata*; M - mistura.

TÁXONS	DIA 5					DIA 15				DIA 30					DIA 60					DIA 90								
	U	S	M	AB	AB %	U	M	AB	AB %	U	S	M	AB	AB %	U	S	M	AB	AB %	U	S	M	AB	AB %				
<i>Asheum</i>	-	-	-	-	-	7	2	9	12,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Caladomyia riotarumensis</i>	4	3	1	8	47,1	-	-	-	-	2	3	7	12	8,1	-	-	-	-	-	1	0	0	1	2,22	-	-	-	-
<i>Chironomus</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0	0	2	1,4	1	0	0	1	2,94	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Endotribelos euterpe</i>	0	0	1	1	5,88	0	5	5	7,04	40	6	30	76	51	5	0	0	5	14,7	5	0	0	5	11,1	-	-	-	-
<i>Goeldichironomus</i> sp	-	-	-	-	-	41	1	42	59,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polypedilum</i> sp	0	0	1	1	5,88	0	4	4	5,63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ablabesmyia karelia 1</i>	0	5	1	6	35,3	4	4	8	11,3	10	1	9	20	14	11	1	12	24	70,6	11	1	12	24	53,3	-	-	-	-
<i>Alluaudomyia</i> sp	0	0	1	1	5,88	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Miroculis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	1	10	17	11	-	-	-	-	-	2	0	0	2	4,44	-	-	-	-
Coenagrionidae	-	-	-	-	-	0	1	1	1,41	1	0	2	3	2	-	-	-	-	-	4	0	0	4	8,89	-	-	-	-
Odontoceridae	-	-	-	-	-	0	1	1	1,41	6	1	4	11	7,4	4	0	0	4	11,8	4	0	0	4	8,89	-	-	-	-
Naididae	-	-	-	-	-	0	1	1	1,41	0	6	1	7	4,7	-	-	-	-	-	0	2	3	5	11,1	-	-	-	-
Total	4	8	5	17	100	52	19	71	100	67	18	63	148	100	21	1	12	34	100	27	3	15	45	100				

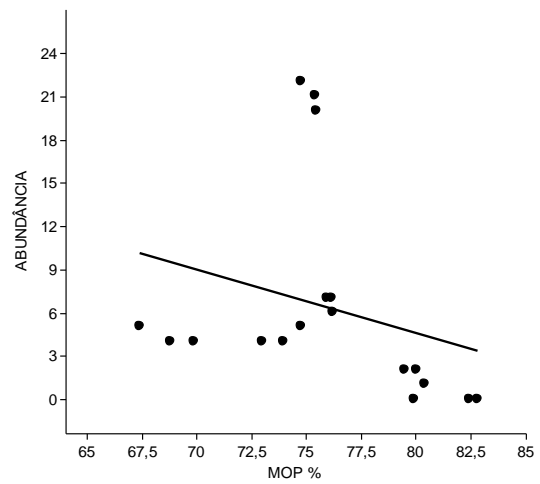
No sistema lótico não houve diferenças significativas das abundâncias absolutas de macroinvertebrados dos tratamentos de detritos ao longo do processo de decomposição (*S. auriculata* [F = 0,02, p = 0,87], *U. arrecta* [F = 0,51, p = 0,48], detrito misto [F = 0,23, p = 0,63]). No sistema lêntico, observou-se uma diferença das abundâncias de macroinvertebrados no detrito de *S. auriculata* (F = 4,63, p = 0,04), enquanto nos demais tratamentos não houve diferenças (*U. arrecta* [F = 1,14, p = 0,24], detrito misto [F = 1,63, p = 0,22]) (Figura 26). A análise de correlação de Spearman não corroborou com os resultados observados nos detritos de *S. auriculata*. Nas análises de regressão linear simples, observou-se relações negativas em todos os tratamentos, sem o aumento das abundâncias dos macroinvertebrados com a decomposição (MOP%). Tanto nos tratamentos do sistema lótico (Figura 25) quanto os tratamentos do sistema lêntico (Figura 26). Os testes de *pos hoc* corroboraram com os dados de regressão linear (Tabela 10).



A

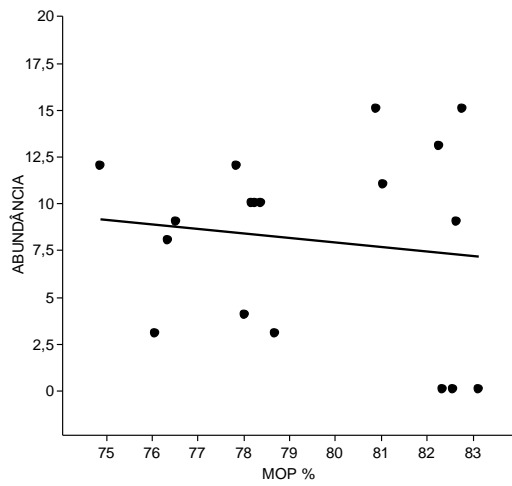


B

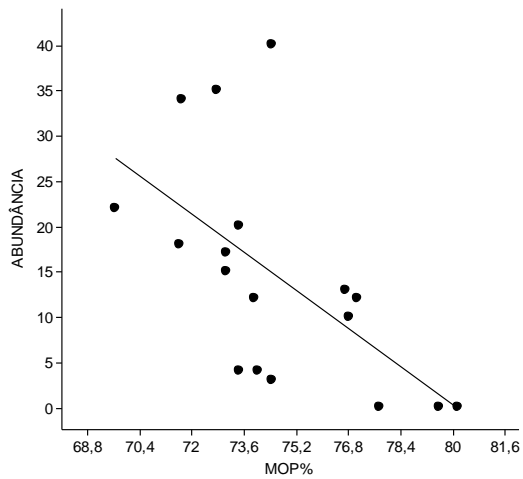


C

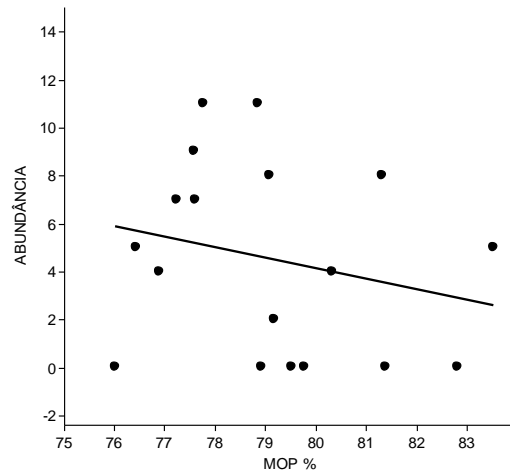
Figura 25: Análise de regressão linear simples comparando os teores de % MOP e abundâncias de larvas de macroinvertebrados associados à três tratamentos de decomposição de detritos de macrófitas aquáticas no sistema lótico do Fazzari. A – *S. auriculata*, B – *U. arrecta* e C – mistura (lótico).



D



E



F

Figura 26: Análise de regressão linear simples comparando os teores de % MOP e abundâncias de larvas de macroinvertebrados associados à três tratamentos de decomposição de detritos de macrófitas aquáticas no sistema lêntico do Fazzari. D - *S. auriculata*, E - *U. arrecta* e F – mistura (lêntico)

Tabela 10: Resultados das correlações de Spearman das interações entre abundâncias relativas de larvas de macroinvertebrados e decomposição de detritos de macrófitas aquáticas no sistema lótico e um sistema lêntico do Fazzari ($p < 0,05$).

Detrito	Lótico		Lêntico	
	r	p	r	p
<i>S. auriculata</i>	-0,27	0,27	-0,13	0,60
<i>U. arrecta</i>	-0,40	0,09	-0,59	0,008
Mistura	-0,27	0,27	-0,23	0,34

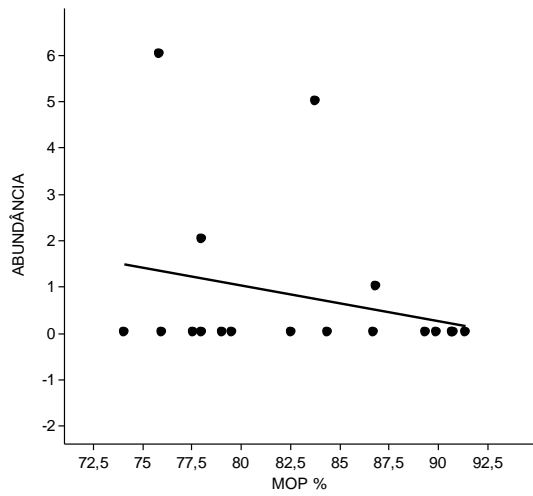
6.4 Comunidade de macroinvertebrados – Parque das Dunas (Salvador)

No total foram coletados 77 espécimes de macroinvertebrados nos detritos incubados: 67 no sistema lótico e 10 no sistema lêntico. Larvas pertencentes à Classe Insecta, representaram 94% de todos os organismos. Os restantes 6% foram divididos igualmente para Decapoda e Gastropoda. Dos táxons identificados, *Chironomus* (coletores- Chironomidae – Diptera) foi o mais representativo, com 79% no total de macroinvertebrados encontrados, seguido dos predadores *Ablabesmyia karellia* e *Fittkauamia* (coletores/predadores), respectivamente com 8% e 6%.

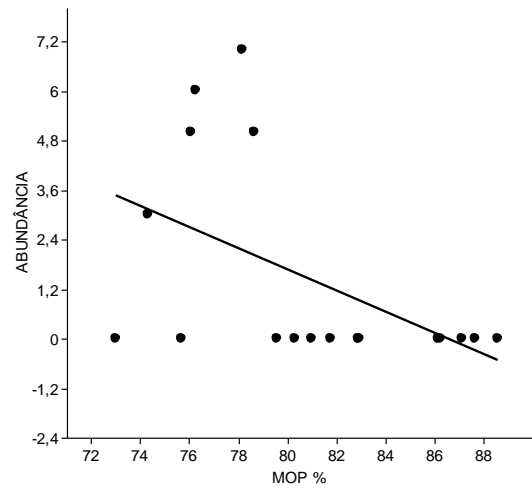
Tabela 11: Distribuição da fauna de macroinvertebrados aquáticos no sistema lêntico em todos os dias amostrais. Abundância absoluta (AB) e relativa (AB%) de táxons do total das réplicas de cada macrófitas aquática e a mistura.

TÁXONS	DIA 5			DIA 15						DIA 30					DIA 60					DIA 90				
	Sistema lótico			Sistema lótico			Sistema lêntico			Sistema lêntico					Sistema lótico					Sistema lótico				
	S	AB	AB %	S	M	AB	AB %	S	AB	AB %	U	S	M	AB	AB %	U	S	M	AB	AB %	U	M	AB	AB %
<i>Chironomus</i> sp	1	1	100	5	1	6	100	0	0	0	0	0	0	0	0	12	8	2	22	78,57	7	25	32	100
<i>Ablabesmyia karellia</i> 1	0	0	0	0	0	0	0	2	2	100	1	0	2	3	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fittkauamia</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	4	6	21,43	0	0	0	0
Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	1	0	0	1	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomacea</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0	0	2	2	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Macrobrachium jelskii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	1	1	0	2	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL	1	1	100	5	1	6	100	2	2	100	3	1	4	8	100	13	9	6	28	100	7	25	32	100

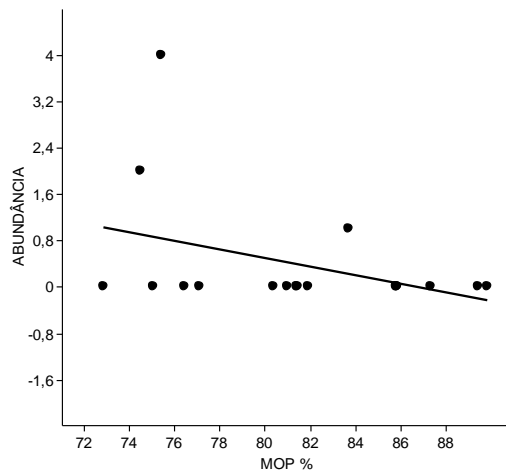
Não houve diferenças significativas em nenhum dos tratamentos nos diferentes sistemas em relação às abundâncias absolutas ao longo da decomposição, sendo nos tratamentos do sistema lêntico: *S. auriculata* ($F = 0,20$, $p = 0,70$), *U. arrecta* ($F = 1,42$, $p = 0,37$), detrito misto ($F = 0,49$, $p = 0,45$); e no sistema lótico: *S. auriculata* ($F = 0,54$, $p = 0,59$), *U. arrecta* ($F = 0,19$, $p = 0,67$), detrito misto ($F = 0,74$, $p = 0,49$). As análises de regressão linear simples demonstraram que o sistema lótico apresentou todas as correlações negativas (Figura 27). Entretanto, no sistema lêntico obteve-se uma única correlação que foi ligeiramente positiva com os detritos de *U. arrecta*, os demais tratamentos obtiveram correlações negativas (Figura 28). Os testes de *pos hoc* corroboraram com os dados de regressão linear, porém a única correlação que foi estaticamente significativa foi no sistema lótico, com a correlação negativa, obtida no tratamento com a *U. arrecta* (Tabela 12).



A

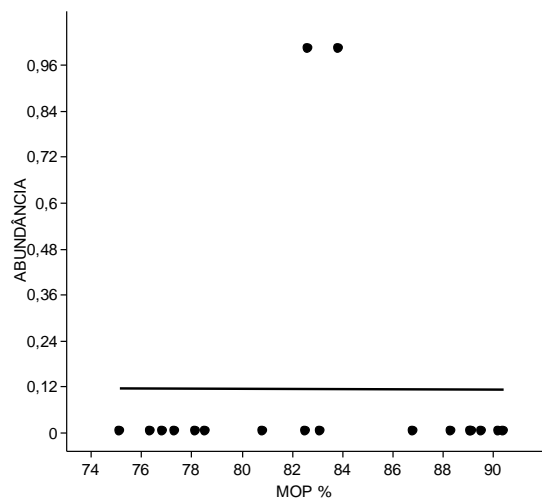


B

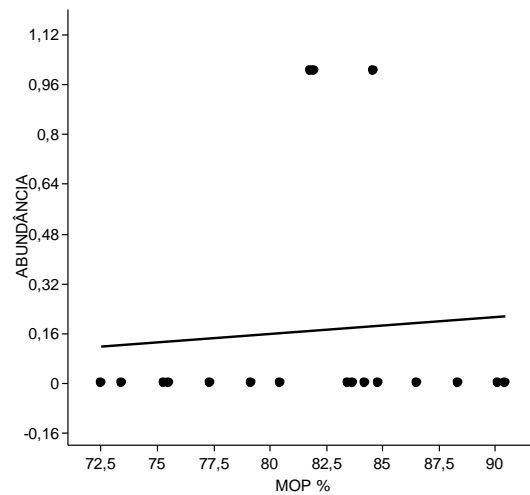


C

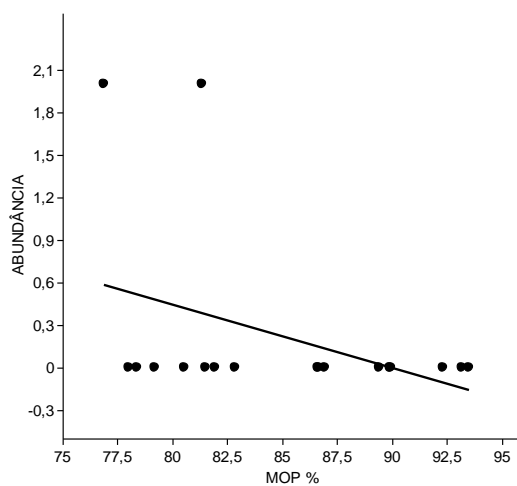
Figura 27: Análise de regressão linear simples comparando os teores de % MOP e abundâncias de larvas de macroinvertebrados associados à três tratamentos de decomposição de detritos de macrófitas aquáticas no sistema lótico e um sistema lêntico no Parque das Dunas. *S. auriculata* (lótico), *U. arrecta* (lótico), e mistura (lótico), respectivamente.



D



E



F

Figura 28: Análise de regressão linear simples comparando os teores de % MOP e abundâncias de larvas de macroinvertebrados associados à três tratamentos de decomposição de detritos de macrófitas aquáticas no sistema lótico e um sistema lântico no Parque das Dunas. *S. auriculata* (lântico), *U. arrecta* (lântico) e mistura (lântico), respectivamente.

Tabela 12. Resultados das correlações de Spearman das interações entre abundâncias relativas às larvas de macroinvertebrados e decomposição de detritos de macrófitas aquáticas no sistema lótico e um sistema lêntico do Parque das Dunas (* $p < 0,05$).

Detrito	Lótico		Lêntico	
	r	p	r	p
<i>S. auriculata</i>	-0,27	0,29	-0,003	0,99
<i>U. arrecta</i>	-0,49	0,03*	0,076	0,76
Mistura	- 0,37	0,11	-0,38	0,11

6.5 Fibras totais

6.5.1 Fibras totais – Fazzari (São Carlos)

Na Figura 29, são apresentados os resultados referentes às análises de fibras totais realizadas nas macrófitas *S. auriculata* (A) e *U. arrecta* (B) nos diferentes sistemas (lêntico e lótico) e malhas em todos os dias amostrais, incluindo dia zero que foi o total de fibras das macrófitas antes da decomposição. A *S. auriculata* apresentou maiores teores de fibras, variando, em média, entre 61% e 68% a e *U. arrecta* apresentou valores entre 56% a 59%. Os valores da mistura obtidos foram intermediários, variando de 60% a 64% de fibras. As médias da quantidade de fibras totais entre as macrófitas isoladas e sua mistura demonstraram que elas foram significativamente diferentes entre si: *U. arrecta* e *S. auriculata* ($p = 0,005$); *U. arrecta* e mistura ($p = 0,0005075$) e *S. auriculata* e mistura ($p = 0,015$).

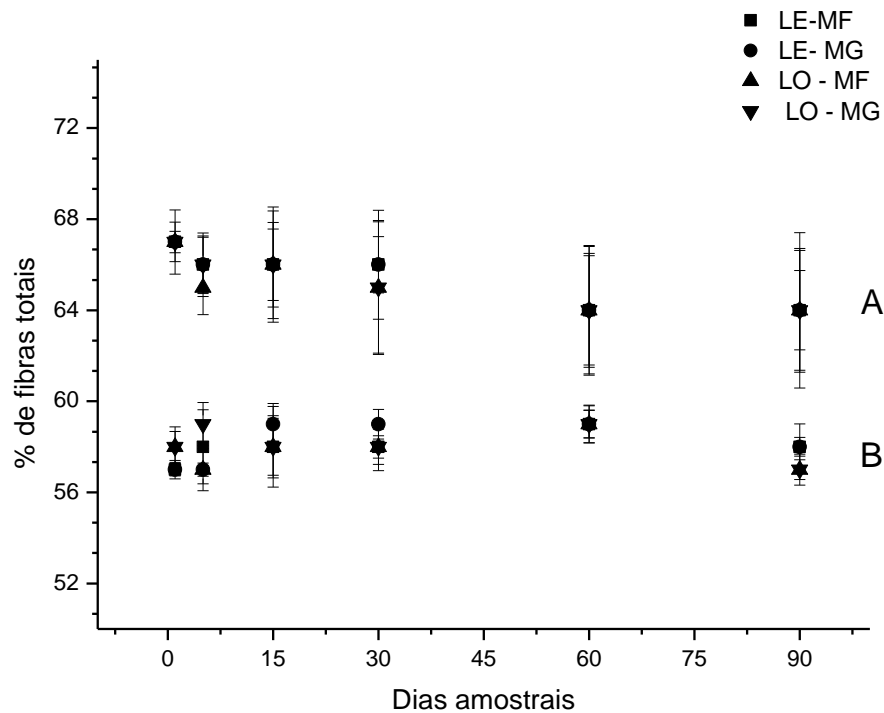


Figura 29: Análises de fibras totais de *S. auriculata* (A), *U. arrecta* (B) incubados em malha fina e malha grossa nos sistemas lântico e lótico no Fazzari: LE (sistema lântico); LO (sistema lótico); MF (malha fina) e MG (malha grossa).

6.5.1.1 Lignina e Celulose – Fazzari (São Carlos)

A avaliação temporal das fibras em relação à composição específica de lignina e celulose está apresentada na Figura 30 no sistema lótico e na Figura 31 para o lântico. A celulose é a porção predominante, e representou de 45 a 50% da *U. arrecta*, de 47 a 50% para *S. auriculata* e de 46 a 50% da mistura, nos diferentes tratamentos. Já em relação à lignina, os detritos de *U. arrecta* apresentaram variações entre 9 a 11%. *S. auriculata* e obtiveram valores de 16 a 18%, e mistura de 14 a 16% nos diferentes tratamentos.

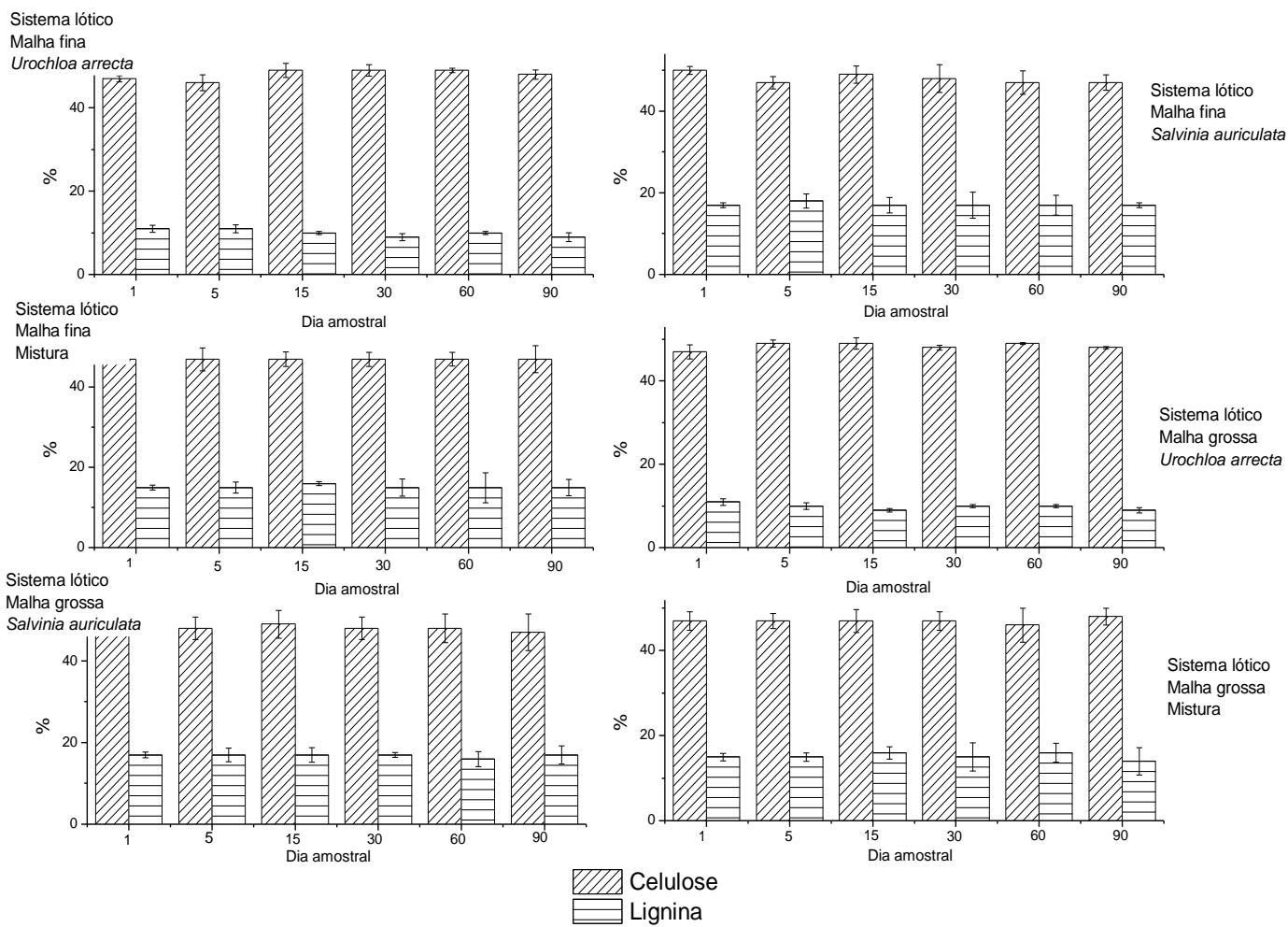


Figura 30: Porcentagens médias e seus respectivos desvios padrões de lignina e celulose com os detritos das macrófitas *Salvinia auriculata*, *Urochloa arrecta* e sua mistura em malha fina e malha grossa no sistema lótico no Fazzari, nos diferentes dias amostrais.

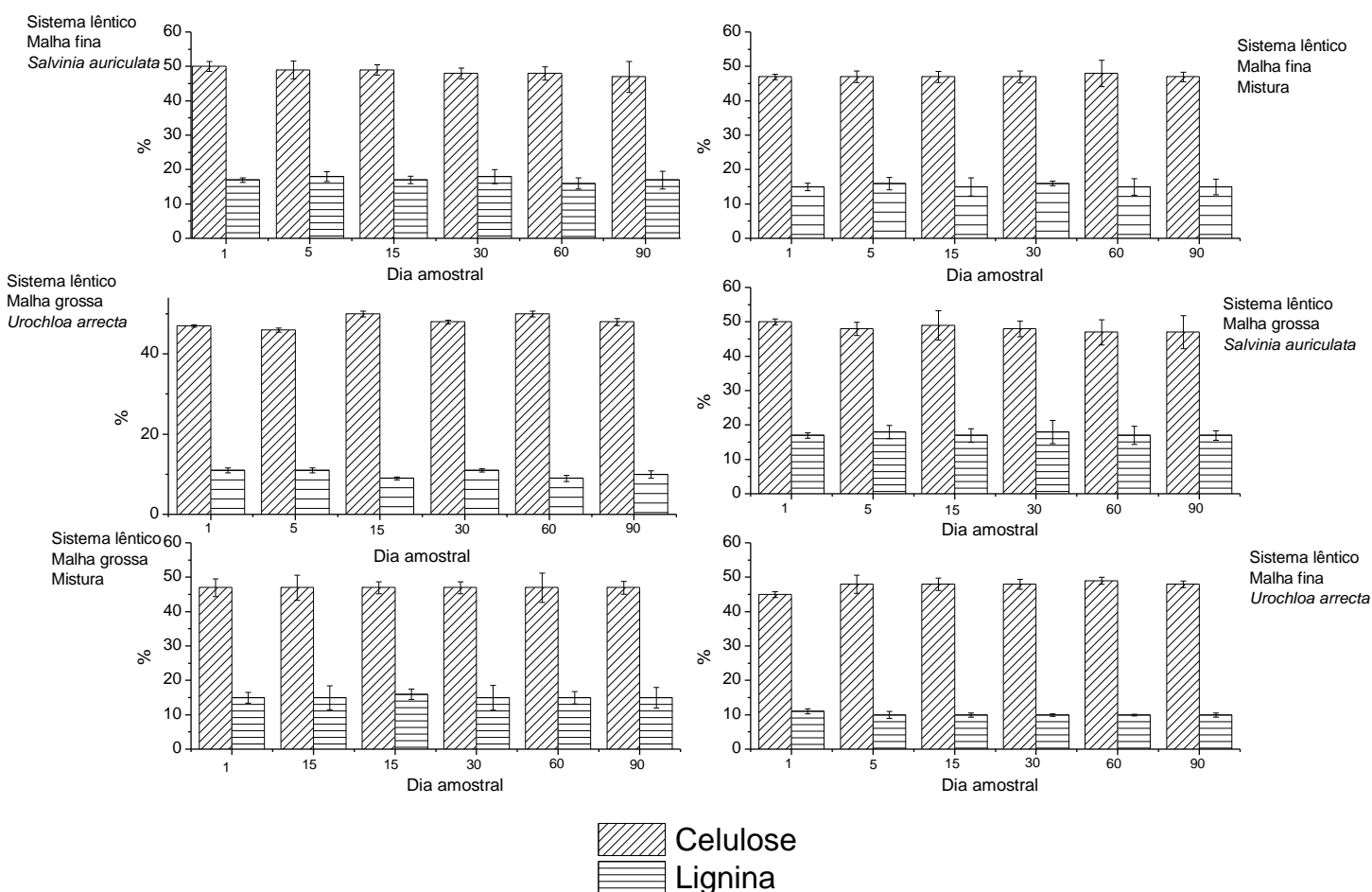


Figura 31: Porcentagens médias e seus respectivos desvios padrões de lignina e celulose com os detritos das macrófitas *Salvinia auriculata*, *Urochloa arrecta* e sua mistura em malha fina e malha grossa no sistema lântico no Fazzari, nos diferentes dias amostrais.

As diferenças estatísticas em relação à variação da composição de celulose e lignina entre os diferentes tratamentos estão apresentadas na Tabela 13 para celulose e Tabela 14 para lignina. A celulose apresentou poucas diferenças estatísticas, sendo as diferenças obtidas predominantemente ao comparar os tratamentos de *S. auriculata* no sistema lântico com malha fina e com a mistura das macrófitas em diferentes tratamentos e, a mistura em alguns tratamentos em comparação às macrófitas isoladas. Em relação à porção de lignina, as diferenças significativas na porcentagem durante os dias foram obtidas, predominantemente, na comparação dos tratamentos que continham as diferentes macrófitas ou mistura delas, sendo o tipo de macrófitas decisivo para as diferenças registradas.

Em relação às diferenças significativas obtidas nas análises de correlação das porcentagens de celulose e lignina ao longo da decomposição (perda de massa), só houve diferença significativa na porcentagem de celulose, no tratamento do ambiente lântico com *S. auriculata* com malha fina ($p = 0,033$ e $r = 0,88$), apresentando uma correlação positiva, ou seja, foi a única que houve um decréscimo da celulase em relação ao processo de decomposição. Para a porção de lignina não houve diferença significativa em nenhum dos tratamentos estudados. Sendo assim, a grande maioria dos tratamentos não obtiveram variações das fibras com a perda de massa durante o processo de decomposição.

Tabela 13: Valores de $p < 0,05$ obtidos das análises estatísticas não paramétricas da porcentagem celulose dos detritos de *Urochloa arrecta* e *Salvinia auriculata* e suas misturas incubadas nos *litterbags* de malha fina e malha grossa nos dois tipos de sistemas (lântico e lótico) no Fazzari. Em que: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M (mistura); LE (sistema lântico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa).

TRATAMENTOS	p	TRATAMENTOS
LE - MF-S	0,03737	LE-MF-M
LE-MF-S	0,02024	LE-MG-M
LE-MF-S	0,03064	LO-MG-M
LE-MF-M	0,03737	LO-MG-U
LE-MF-M	0,04533	LO-MG-S
LE-MG-M	0,02024	LO-MG-U
LE-MG-M	0,02024	LO-MG-S
LO-MF-M	0,02024	LO-MG-U
LO-MF-M	0,02024	LO-MG-S
LO-MG-U	0,03064	LO-MG-M
LO-MG-S	0,03737	LO-MG-M

Tabela 14: Valores de $p < 0,05$ obtidos das análises estatísticas não paramétricas da porcentagem lignina dos detritos de *Urochloa arrecta* e *Salvinia auriculata* e suas misturas incubadas nos *litterbags* de malha fina e malha grossa nos dois tipos de sistemas (lêntico e lótico) no Fazzari. Em que: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M (mistura); LE (sistema lêntico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa).

TRATAMENTOS	p	TRATAMENTOS
LE-MF-U	0,005075	LE-MF-S
LE-MF-U	0,005075	LE-MF-M
LE-MF-U	0,005075	LE-MG-S
LE-MF-U	0,005075	LE-MG-M
LE-MF-U	0,005075	LO-MF-S
LE-MF-U	0,005075	LO-MF-M
LE-MF-U	0,005075	LO-MG-S
LE-MF-U	0,005075	LO-MG-M
LE-MF-S	0,008239	LE-MF-M
LE-MF-S	0,005075	LE-MG-U
LE-MF-S	0,006485	LE-MG-M
LE-MF-S	0,005075	LO-MF-U
LE-MF-S	0,006485	LO-MF-M
LE-MF-S	0,005075	LO-MG-U
LE-MF-S	0,008239	LO-MG-M
LE-MF-M	0,005075	LE-MG-U
LE-MF-M	0,005075	LE-MG-S
LE-MF-M	0,005075	LO-MF-U
LE-MF-M	0,005075	LO-MF-S
LE-MF-M	0,005075	LO-MG-U
LE-MF-M	0,008239	LO-MG-S
LE-MG-U	0,005075	LE-MG-S
LE-MG-U	0,005075	LE-MG-M
LE-MG-U	0,005075	LO-MF-S
LE-MG-U	0,005075	LO-MF-M
LE-MG-U	0,005075	LO-MG-S
LE-MG-U	0,005075	LO-MG-M
LE-MG-S	0,005075	LE-MG-M
LE-MG-S	0,005075	LO-MF-U
LE-MG-S	0,005075	LO-MF-M
LE-MG-S	0,005075	LO-MG-U
LE-MG-S	0,005075	LO-MG-M
LE-MG-M	0,005075	LO-MF-U
LE-MG-M	0,005075	LO-MF-S
LE-MG-M	0,005075	LO-MF-M
LE-MG-M	0,005075	LO-MG-U
LE-MG-M	0,005075	LO-MG-M

LO-MF-U	0,005075	LO-MF-S
LO-MF-U	0,005075	LO-MF-M
LO-MF-U	0,005075	LO-MG-S
LO-MF-U	0,005075	LO-MG-M
LO-MF-S	0,005075	LO-MF-M
LO-MF-S	0,005075	LO-MG-U
LO-MF-S	0,005075	LO-MG-M
LO-MF-M	0,005075	LO-MG-U
LO-MF-M	0,006485	LO-MG-S
LO-MG-U	0,005075	LO-MG-S
LO-MG-U	0,005075	LO-MG-M
LO- MG -S	0,008239	LO-MG-M

6.5.2 Fibras totais – Parque das Dunas (Salvador)

Na Figura 32 são apresentados os resultados referentes às análises de fibras que foram realizadas nas macrófitas *S. auriculata* (A) e *U. arrecta* (B) nos diferentes ambientes e malhas em todos os dias amostrais. A macrófitas *S. auriculata* apresentou maiores teores de fibras, variando, em média, entre 61% e 65% e a *U. arrecta* apresentou valores entre 53% a 57%. Os valores da mistura obtidos foram intermediários, variando de 46% a 49% de fibras. A comparação das médias da quantidade de fibras totais entre as macrófitas isoladas e a mistura delas demonstrou que elas foram significativamente diferentes: *U. arrecta* e *S. auriculata* ($p = 0,0005$); *U. arrecta* e mistura ($p = 0,005$) e *S. auriculata* e mistura ($p = 0,01$).

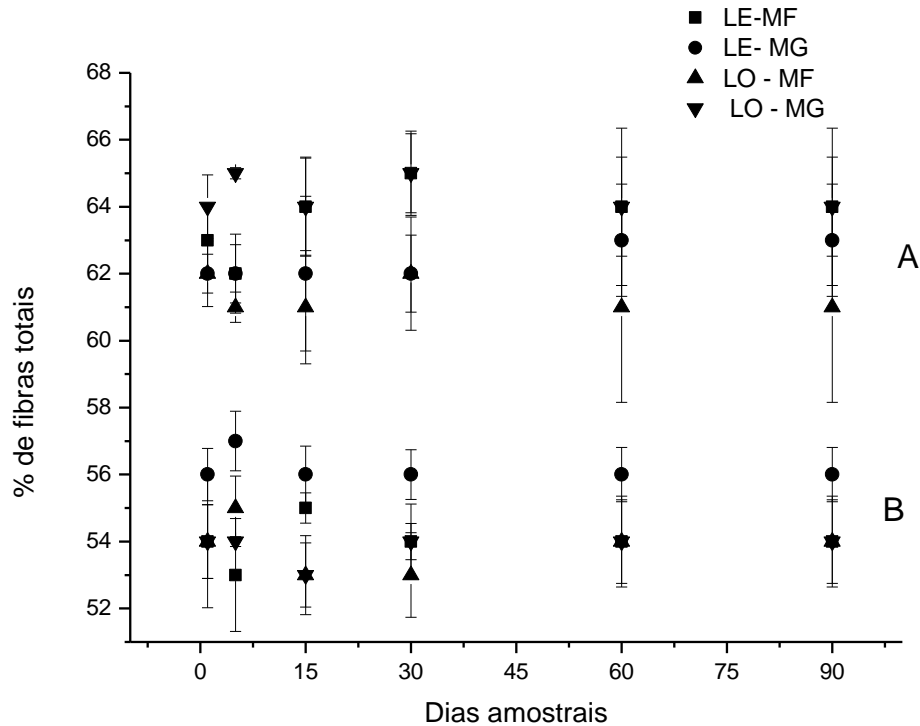


Figura 32: Análises de fibras totais de *S. auriculata* (A), *U. arrecta* (B) incubados em malha fina e malha grossa nos sistemas lântico e lótico do Parque das Dunas: LE (sistema lântico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa).

6.5.2.1 Lignina e Celulose - Parque das Dunas (Salvador)

A avaliação das fibras em relação à composição de lignina e celulose temporalmente demonstraram que a celulose, composição predominante, representou de 42 a 46% da *U. arrecta*, de 47 a 51% para *S. auriculata* e de 45 a 48% da mistura, nos diferentes tratamentos (Figura 33). Já em relação ao teor de lignina, a macrófita *U. arrecta* apresentou porcentagens de 9 a 11%. *S. auriculata* obteve valores de 16 a 18% e a mistura de 14 a 16% nos diferentes tratamentos (Figura 34).

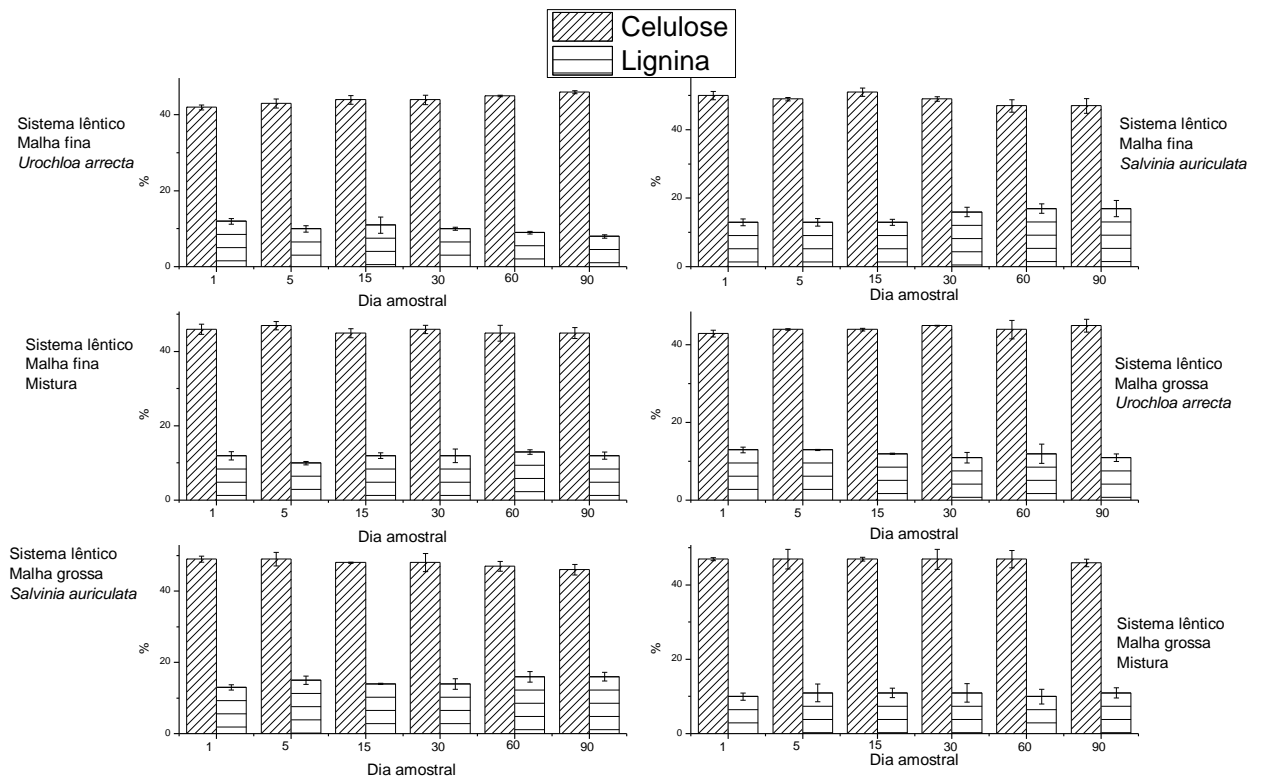


Figura 33: Porcentagens médias e seus respectivos desvios padrões de lignina e celulose nos detritos com as macrófitas *Salvinia auriculata*, *Urochloa arrecta* e sua mistura em malha fina e malha grossa no sistema lântico no Parque das Dunas nos diferentes dias amostrais.

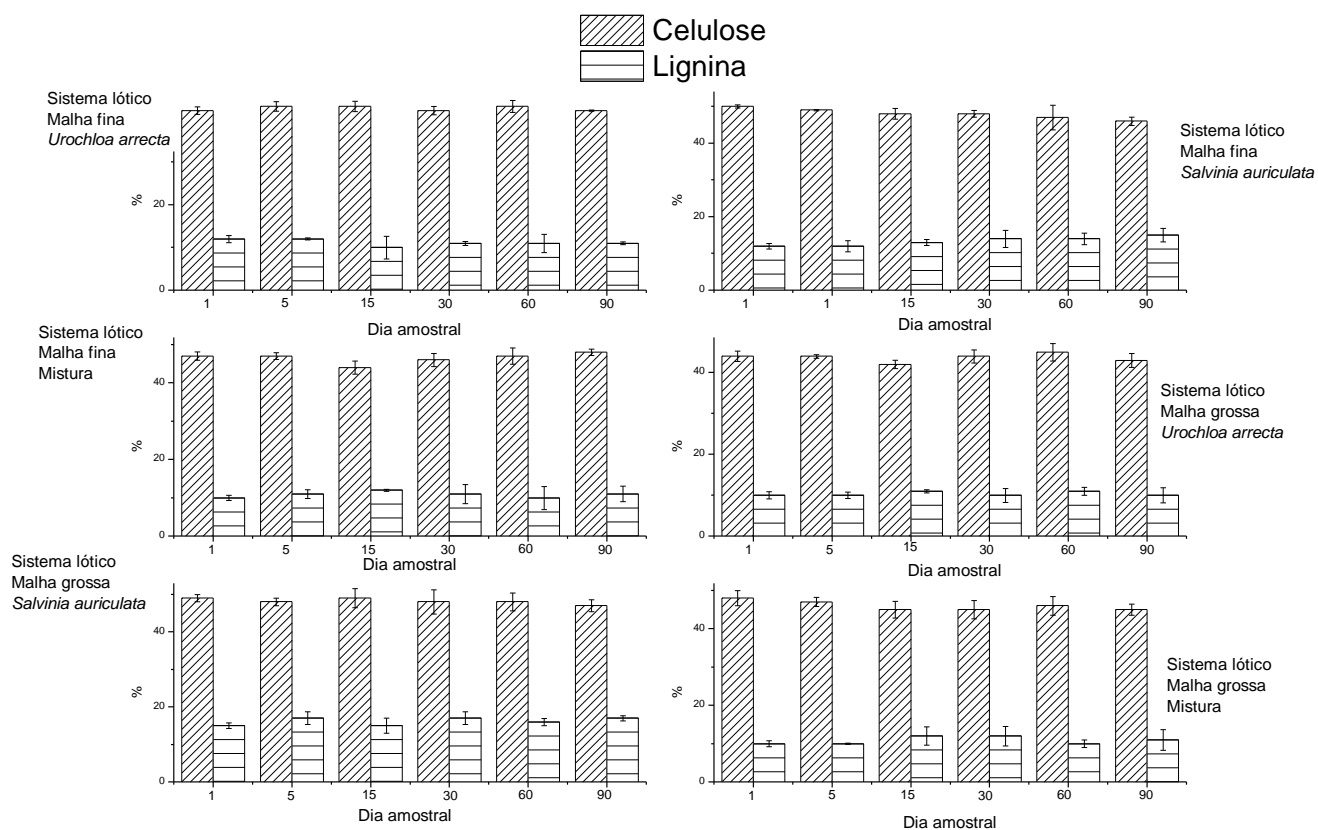


Figura 34: Porcentagens médias e seus respectivos desvios padrões de lignina e celulose nos detritos com as macrófitas *Salvinia auriculata*, *Urochloa arrecta* e sua mistura em malha fina e malha grossa no sistema lótico no Parque das Dunas nos diferentes dias amostrais.

As diferenças obtidas em relação à variação da composição de celulose e lignina entre os diferentes tratamentos durante os dias amostrais estão apresentadas nas Tabelas 15 e 16, respectivamente. As diferenças predominantes, tanto para lignina, quanto para celulose, foram observadas quando a comparação foi realizada entre os tratamentos que continham tipos de macrófitas diferentes, ou isoladas ou misturadas. Sendo assim, o fator mais relevante para as diferenças obtidas foi em relação ao tipo de macrófita presente.

Em relação às análises de correlação das porcentagens de celulose e lignina ao longo da decomposição, só houve diferença significativa em relação à celulose, apresentando uma correlação positiva, no ambiente lântico com *S. auriculata* e malha grossa ($p = 0,01$ e $r = 0,97$), ou seja, houve diminuição da porção de celulose no decorrer da perda de massa. Em relação à lignina não houve correlação significativa

em nenhum dos tratamentos. Portanto, na grande maioria dos tratamentos não foi evidenciada uma diminuição nem aumento das porções de lignina e celulose em relação à perda de massa do processo de decomposição.

Tabela 15: Valores de $p < 0,05$ obtidos das análises estatísticas não paramétricas da porcentagem lignina dos detritos de *Urochloa arrecta* e *Salvinia auriculata* e suas misturas incubadas nos *litterbags* de malha fina e malha grossa nos dois tipos de sistemas (lêntico e lótico) no Parque das Dunas. Em que: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M (mistura); LE (sistema lêntico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa).

TRATAMENTOS	p	TRATAMENTOS
LE-MF-U	0,005075	LE-MF-S
LE-MF-U	0,05466	LE-MF-M
LE-MF-U	0,006485	LE-MG-S
LE-MF-U	0,006485	LE-MG-M
LE-MF-U	0,006485	LO-MF-S
LE-MF-U	0,02497	LO-MF-M
LE-MF-U	0,005075	LO-MG-S
LE-MF-U	0,04533	LO-MG-M
LE-MF-S	0,008239	LE-MF-M
LE-MF-S	0,005075	LE-MG-U
LE-MF-S	0,04533	LE-MG-M
LE-MF-S	0,005075	LO-MF-U
LE-MF-S	0,04533	LO-MF-M
LE-MF-S	0,005075	LO-MG-U
LE-MF-S	0,02024	LO-MG-M
LE-MF-M	0,01631	LE-MG-S
LE-MF-M	0,005075	LO-MF-U
LE-MF-M	0,01631	LO-MF-S
LE-MF-M	0,01041	LO-MG-U
LE-MF-M	0,006485	LO-MG-S
LE-MG-U	0,005075	LE-MG-S
LE-MG-U	0,005075	LE-MG-M
LE-MG-U	0,01041	LO-MF-U
LE-MG-U	0,005075	LO-MF-S
LE-MG-U	0,02497	LO-MF-M
LE-MG-U	0,005075	LO-MG-S
LE-MG-U	0,02024	LO-MG-M
LE-MG-S	0,005075	LO-MF-U
LE-MG-S	0,005075	LO-MG-U
LE-MG-S	0,04533	LO-MG-M
LE-MG-M	0,005075	LE-MG-M

LE-MG-M	0,005075	LO-MF-M
LE-MG-M	0,01631	LO-MG-U
LO-MF-U	0,005075	LO-MF-U
LO-MF-U	0,005075	LO-MF-S
LO-MF-U	0,005075	LO-MG-U
LO-MF-U	0,005075	LO-MG-S
LO-MF-S	0,005075	LO-MF-M
LO-MF-S	0,04533	LO-MG-S
LO-MF-M	0,01631	LO-MG-U
LO-MF-M	0,03064	LO-MG-S
LO-MG-U	0,005075	LO-MG-U
LO-MG-U	0,01041	LO-MG-S
LO-MG-S	0,02024	LO-MG-M

Tabela 16: Valores de $p < 0,05$ obtidos das análises estatísticas não paramétricas da porcentagem de lignina nos detritos de *Urochloa arrecta* e *Salvinia auriculata* e suas misturas incubadas nos *litterbags* de malha fina e malha grossa nos dois tipos de sistemas (lêntico e lótico) no Parque das Dunas. Em que: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M (mistura); LE (sistema lêntico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa).

TRATAMENTOS	p	TRATAMENTOS
LE-MF-U	0,005075	LE-MF-S
LE-MF-U	0,04533	LE-MF-M
LE-MF-U	0,03064	LE-MG-U
LE-MF-U	0,005075	LE-MG-S
LE-MF-U	0,008239	LO-MF-S
LE-MF-U	0,005075	LO-MG-S
LE-MF-S	0,01041	LE-MF-M
LE-MF-S	0,02024	LE-MG-U
LE-MF-S	0,005075	LE-MG-M
LE-MF-S	0,005075	LO-MF-U
LE-MF-S	0,005075	LO-MF-M
LE-MF-S	0,005075	LO-MG-U
LE-MF-S	0,005075	LO-MG-M
LE-MF-M	0,006485	LE-MG-S
LE-MF-M	0,04533	LE-MG-M
LE-MF-M	0,03064	LO-MG-U
LE-MF-M	0,005075	LO-MG-S
LE-MF-M	0,03064	LO-MG-M
LE-MG-U	0,008239	LE-MG-S
LE-MG-U	0,03064	LE-MG-M
LE-MG-U	0,01307	LO-MG-U
LE-MG-U	0,005075	LO-MG-S
LE-MG-U	0,01307	LO-MG-M
LE-MG-S	0,005075	LE-MG-M

LE-MG-S	0,005075	LO-MF-U
LE-MG-S	0,005075	LO-MF-M
LE-MG-S	0,005075	LO-MG-U
LE-MG-S	0,06555	LO-MG-S
LE-MG-S	0,005075	LO-MG-M
LE-MG-M	0,005075	LO-MF-S
LE-MG-M	0,005075	LO-MG-S
LO-MF-U	0,01307	LO-MF-S
LO-MF-U	0,005075	LO-MG-S
LO-MF-S	0,008239	LO-MF-M
LO-MF-S	0,005075	LO-MG-U
LO-MF-S	0,008239	LO-MG-S
LO-MF-M	0,005075	LO-MG-S
LO-MG-U	0,005075	LO-MG-S
LO-MG-S	0,005075	LO-MG-M

6.6 Atividade enzimática da celulase do processo de decomposição no Fazzari e no Parque das Dunas

A variação temporal da cinética enzimática da celulase obtida nos diferentes tratamentos utilizados e suas combinações (lêntico e lótico; malha fina e malha grossa; *U. arrecta* e *S. auriculata* e mistura) estão na Figura 35 para ambiente lótico e na Figura 36 para lêntico das duas regiões (Fazzari e Parque das Dunas) contempladas no estudo de decomposição.

Em geral, os tratamentos que continham a macrófitas *U. arrecta*, obtiveram maiores picos das atividades enzimáticas no primeiro dia experimental, sendo que no Fazzari o maior valor foi no tratamento no ambiente lêntico, com malha fina contendo a macrófitas *U. arrecta*, com $226,82 \mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ e no Parque das Dunas foi de $424,37 \mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ no tratamento com esta macrófitas no ambiente lótico com malha fina. Já em relação à presença somente da macrófitas *S. auriculata* a atividade enzimática não apresentou um pico evidente, sendo o maior registro obtido para Fazzari de $10,57 \mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ no tratamento do sistema lótico e malha grossa no primeiro dia, e no Parque das Dunas foi de $41,35 \mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ no dia 60, sistema lótico com malha fina. O tratamento que continha a mistura, os maiores valores foram registrados no primeiro dia, para o Fazzari foi no sistema lêntico com a malha grossa, $80,64 \mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$, e em Parque das Dunas foi de $258,72 \mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ no

sistema lótico com malha grossa. No dia 30 do Fazzari, não houve atividade enzimática em nenhum dos tratamentos.

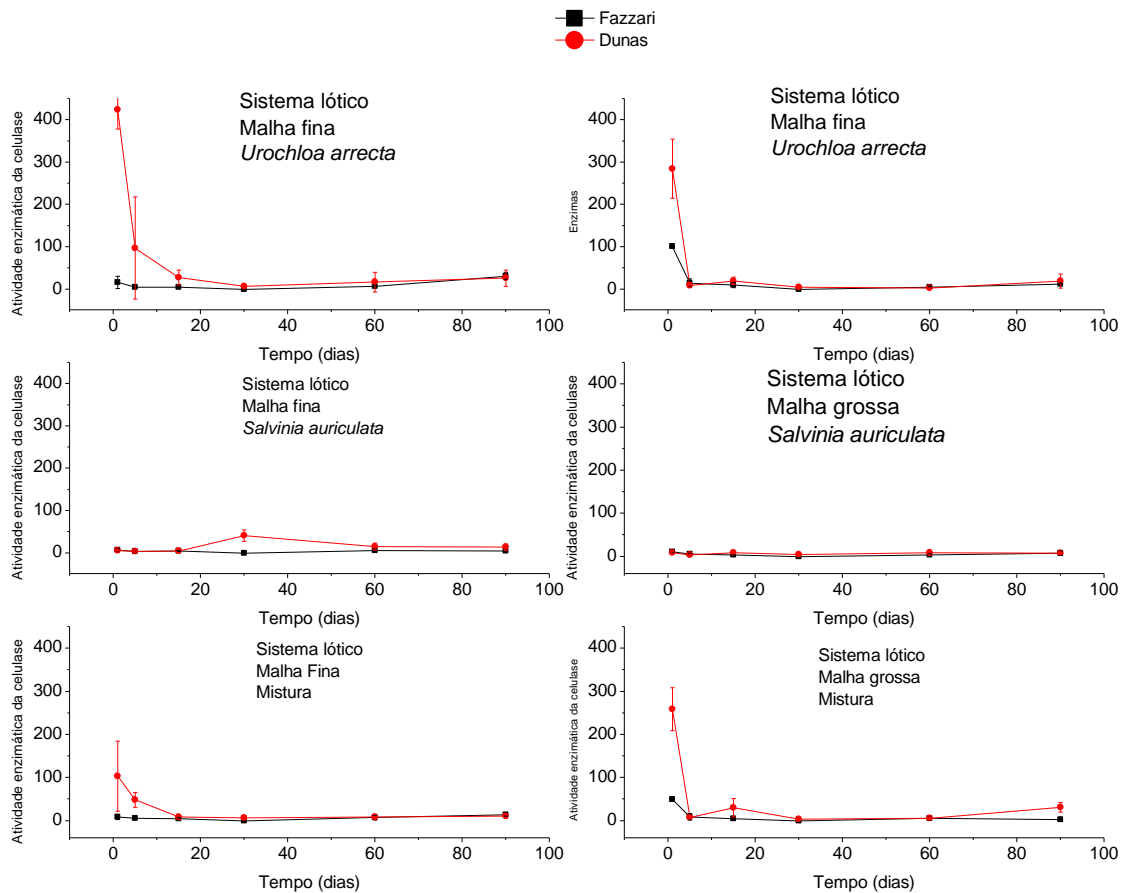


Figura 35: Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para a atividade enzimática temporal da celulase ($\mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$) durante a decomposição de *S. auriculata*, *U. arrecta* e a mistura no sistema lótico nos dois experimentos, Fazzari e Parque das Dunas, durante o processo de decomposição.

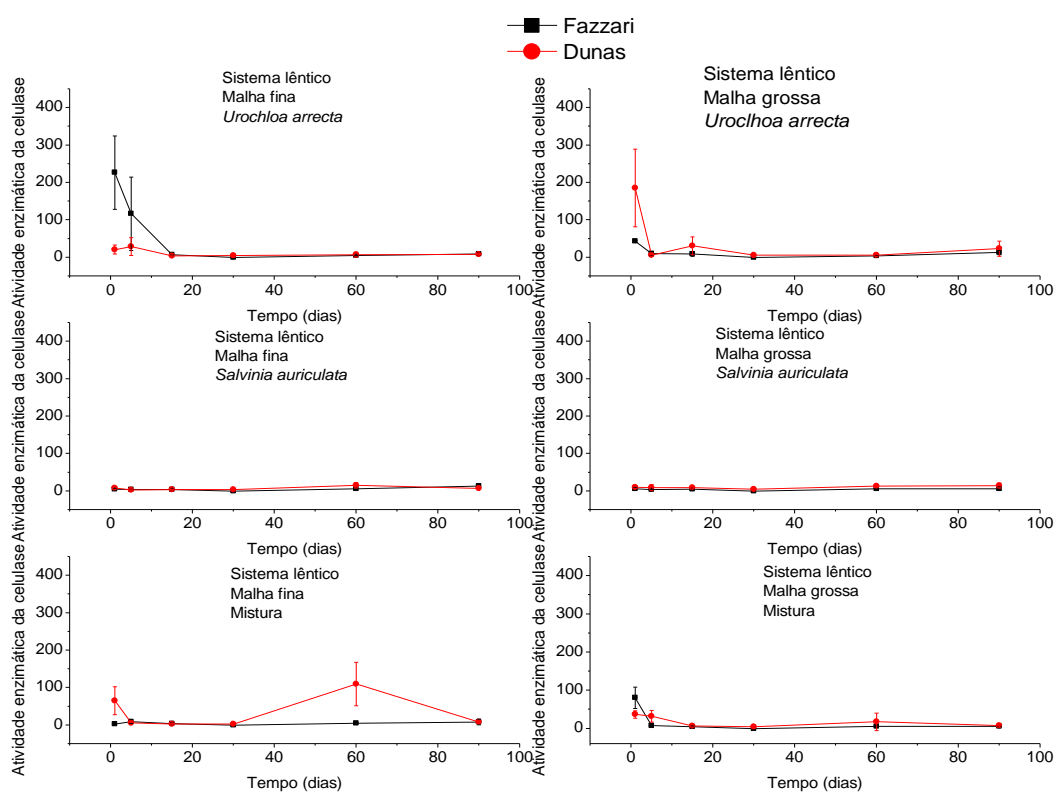


Figura 36: Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para a atividade enzimática da celulase ($\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$) durante a decomposição de *S. auriculata*, *U. arrecta* e a mistura no sistema lântico nos dois experimentos, Fazzari e Parque das Dunas, durante o processo de decomposição.

As atividades enzimáticas acumuladas da celulase dos diferentes tratamentos no Fazzari estão apresentadas na Figura 37 e do Parque das Dunas na Figura 38. De uma maneira geral, o acúmulo obtido no ecossistema do Parque das Dunas com as águas húmica foi significativamente maior do que no Fazzari ($p = 0,022$).

Em relação aos tratamentos, os maiores acúmulos obtidos no ecossistema Fazzari foram nos tratamentos que continham a *U. arrecta*, sendo o maior no sistema lântico com malha fina com $364,95 \mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$ e os menores foram obtidos com a macrófitas *S. auriculata*, sendo o menor no sistema lântico com malha grossa $26,47 \mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$. Os valores de mistura apresentaram acúmulos enzimáticos intermediários. Houve diferença estatística significativa apenas ao comparar os acúmulos dos tratamentos que continham a *U. arrecta* com os tratamentos com a *S. auriculata*, com p de 0,03.

No caso do Parque das Dunas (Salvador) seguiu-se o mesmo padrão em que os maiores acúmulos foram obtidos com a macrófitas *U. arrecta*, sendo maior com malha fina no sistema lótico, com 599, 53; e os menores quando continham a *S. auriculata*. A diferença foi significativa ao comparar aos tratamentos *S. auriculata* e mistura ($p=0,031$).

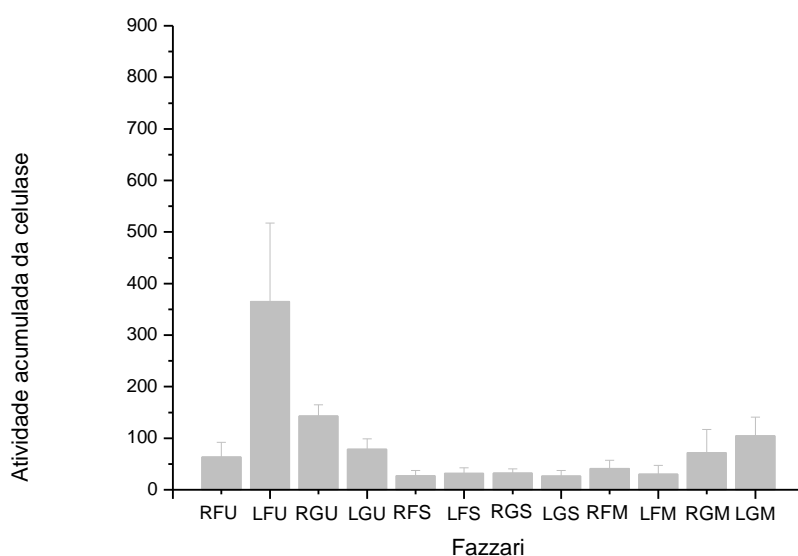


Figura 37: Atividade enzimática celulolítica acumulada durante a decomposição de *S. auriculata*, *U. arrecta* e a mistura, nos dois sistemas (lêntico e lótico) durante todo o período amostral no Fazzari. Em que: R (lótico); L (lêntico); F (malha fina) G (malha grossa); U (*U. arrecta*); S (*S. auriculata*) e M (mistura).

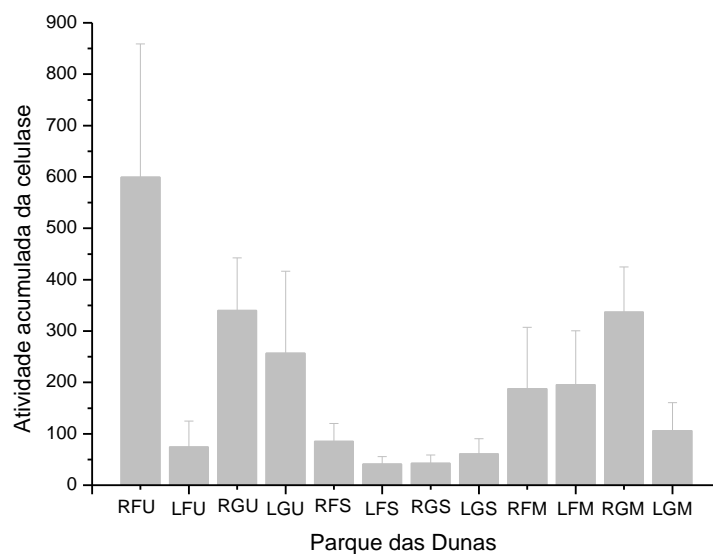


Figura 38: Atividade enzimática celulolítica acumulada durante a decomposição de *S. auriculata*, *U. arrecta* e a mistura, nos dois sistemas (lêntico e lótico) durante todo o período amostral no Parque das Dunas. Em que: R (lótico); L(lêntico); F (malha fina); G (malha grossa); U (*U. arrecta*); S (*S. auriculata*) e M (mistura).

7. Discussão

Variáveis físicas e químicas dos sistemas aquáticos de água doce desempenham importante papel no processo de decomposição dos detritos de macrófitas (Twilley *et al.*, 1986; Zhao *et al.*, 2014). Embora os sistemas aquáticos estudados apresentem diferenças estruturais e hidráulicas, no sistemas do Fazzari, i.e. córrego e reservatório do Fazzari as variáveis limnológicas não diferiram entre os sistemas lântico e lótico; o que pode ser explicado pela proximidade entre ambos e pelo fato de o sistema lótico abastecer o sistema lântico, bem como do bom estado de preservação da área onde estão localizados. Nessa área não há influência de atividades antrópicas que possam alterar a dinâmica do ecossistema.

No Parque das Dunas se observou diferenças significativas das variáveis químicas e físicas entre os dois sistemas. O nitrogênio, fósforo e carbono tiveram diferenças significativas quando se comparou o sistema lântico e lótico, tanto no Fazzari quanto no Parque das Dunas.

Em relação aos sistemas do Fazzari, observou-se uma correlação significativa das concentrações de oxigênio dissolvido na decomposição dos tratamentos de detritos tanto no sistema lântico quanto no sistema lótico; observou-se um aumento nos teores de oxigênios registrados durante o período experimental. O incremento da concentração de oxigênio dissolvido pode acelerar a oxidação na matéria orgânica presente nos detritos (Pereda *et al.*, 2017). Um estudo feito por Passerini *et al.* (2016) demonstrou que a concentração oxigênio dissolvido foi um dos fatores que mais influenciou o processo de decomposição, evidenciando que a disponibilidade de oxigênio dissolvido aumentou em 1,25 vezes a velocidade da decomposição em relação às condições anaeróbias. A presença do oxigênio dissolvido no meio favorece uma maior amplitude de degradação da matéria orgânica pelos microrganismos (Freeman *et al.*, 2002).

Além dessa variável, o nitrogênio também apresentou influência na decomposição de alguns tratamentos. Essa variável pode influenciar no processo de decomposição através do enriquecimento da qualidade nutricional dos detritos, ou seja, o ambiente que apresenta maiores quantidades de nitrogênio resulta no enriquecimento dos detritos, e como consequência afeta a atratividade da microbiota

pelo aumento da colonização de táxons herbívoros, podendo acelerar o processo de decomposição (Tonin *et al.*, 2017).

Em relação aos sistemas do Parque das Dunas, a variável que apresentou influência significativa na decomposição das macrófitas foi a condutividade elétrica, nesse sentido, observou-se um aumento da condutividade elétrica durante o período experimental. Estudos mostram que a condutividade favoreceu o processo de decomposição, devido ao aumento da quantidade de íons na água (Tamire *et al.*, 2017; Paccagnella, 2015). A diferença principal obtida quando comparados os dois ambientes foi em relação ao pH ácido das águas distróficas do Parque das Dunas, característico de ambientes com águas húmicas.

Dentre os elementos registrados nos sistemas do Parque das Dunas, apenas o carbono inorgânico e orgânico registrados no sistema apresentaram influências significativas no processo de decomposição. Esse fato pode favorecer a colonização das bactérias (Reynolds, 2006). As bactérias desempenham um papel essencial nos ciclos de carbono, sendo que os ecossistemas aquáticos apresentam um papel fundamental na ciclagem desse elemento (Cole, 1999). Portanto, a quantidade de carbono dissolvido disponível no ambiente favorece o crescimento bacteriano e consequentemente afeta o processo de decomposição (Moura, 2010).

Os resultados observados nos padrões de decomposição dos tratamentos de detritos de macrófitas nos diferentes ambientes corroboram com outros estudos que observaram que a decomposição é composta por duas frações, uma lábil e uma refratária (Gamage & Asaeda, 2005; Cunha-Santino *et al.*, 2010). A fração lábil está associada, principalmente, com os processos de lixiviação que incluem a liberação inicial de compostos hidrossolúveis (e.g. nutrientes, açúcares e aminoácidos); enquanto a fração refratária está relacionada às fibras (celulose e lignina) do vegetal (Wright *et al.*, 2013).

De forma geral, no reservatório e córrego do Fazzari, a fração lábil da decomposição das macrófitas teve, aproximadamente, 20% de perda de massa nas primeiras 24 horas (Carvalho *et al.*, 2015; Tamire *et al.*, 2017). Esse processo decorre da lixiviação de compostos hidrossolúveis que ocorre nos primeiros estágios da decomposição após a senescência das macrófitas (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2006). Tais compostos são rapidamente incorporados no sistema aquático na forma de

matéria orgânica/inorgânica dissolvida (Gessner *et al.*, 1999). Os coeficientes da cinética de decomposição das macrófitas estudadas foram classificados como intervalo de decomposição lenta, a partir dos parâmetros analisados da cinética de perda de massa segundo a classificação proposta por Petersen & Cummins (1974) modificadas por Gimenes *et al.* (2010).

A composição química dos detritos, também, é um fator bastante relevante, e interfere diretamente na velocidade de decomposição (Rejmánková & Sirová, 2007), sendo essa taxa fortemente dependente dos teores de fibras (Chun-hua Li *et al.*, 2014). A *U. arrecta* apresentou menor quantidade de fibras, sendo essa variável intrínseca determinante para as diferenças estatísticas obtidas nas taxas de decomposição. Li *et al.* (2013) também encontraram que, embora exista variação de decomposição em relação a diferentes sistemas, os efeitos das espécies e sua composição química são mais influentes neste processo. Estudos demonstram que detritos de espécies com maior qualidade nutricional apresentam um processo de decomposição acelerado (Bottino *et al.*, 2016a; Wang *et al.*, 2017). Outros estudos corroboram com os resultados obtidos para *S. auriculata*, como o realizado por Sciessere *et al.* (2011) que constatou que a *Salvinia* sp. foi apresentada menor perda de massa de decomposição do que *Eichhornia azurea* e *Cyperus giganteus* e Silveira *et al.* (2016), também observam que *S. auriculata* apresentava menor perda de massa do que a macrófita *E. azurea*.

No presente estudo, avaliaram-se diversos fatores que atuam na decomposição das plantas aquáticas. Dentre eles, a interação de espécies, para verificar o comportamento das plantas isoladas e em mistura. Essa interação é muito comum nos ecossistemas aquáticos. Além da influência dos fatores externos (fatores ambientais) na decomposição, as características intrínsecas das plantas, da mesma forma, têm um papel importante no processo de decomposição (Li *et al.*, 2012).

Considerando a proposição de Hui & Jackson (2009) a decomposição das macrófitas na mistura de espécies apresentou decomposição intermediária às macrófitas isoladas, resposta que ocorre quando da combinação dos coeficientes rápidos de decomposição de uma espécie junto aos coeficientes reduzidos de outra. Desse modo, a decomposição mais acelerada de *U. arrecta* em relação a *S. auriculata*

favoreceu essa decomposição intermediária. Possivelmente o efeito não-aditivo relacionou-se às diferenças nos teores de nutrientes e composição química das plantas, porém somente a característica da planta não explica diretamente os efeitos não aditivos (Li *et al.*, 2012), sendo que deve ser considerada a interação das características limnológicas dos sistemas.

Considerando as características limnológicas dos sistemas do Fazzari, houve uma combinação das influências das diferenças nos teores de fibras (característica intrínseca) encontrados em conjunto com as concentrações de nitrogênio e de oxigênio dissolvido do ambiente (característica extrínseca) para explicar o comportamento não aditivo nas taxas de decomposição da mistura no sistema do Fazzari. Esse fato associa-se às correlações positivas e significativas das variáveis nitrogênio e oxigênio dissolvido, e também à característica da composição das plantas, pois *U. arrecta* apresentou menores teores de fibras.

Com relação ao tempo de decomposição da matéria orgânica refratária nos experimentos de decomposição em malha grossa, pode-se inferir que a colonização da microbiota tenha sido baixa. Isso se justificaria pela baixa qualidade nutricional dos detritos. Estudos correlacionaram a menor perda de massa da *S. auriculata* e *U. arrecta* com a menor colonização de bactérias e fungos quando comparadas com *Eichhornia azurea* e *Eichhornia crassipes* (Pisani *et al.*, 2018). Esse resultado se justifica devido à maior concentração de fibras presente nos tecidos dessas macrófitas (Silveira *et al.*, 2016). Embora o presente estudo não tenha avaliado diretamente as associações com fungos e bactérias, baseado nos estudos acima, é possível inferir que as taxas de decomposição lenta foram devido à essa baixa colonização.

Nos sistemas aquáticos do Parque das Dunas, obtive o mesmo padrão de decomposição com duas frações, constituindo de uma porção lábil e outra refratária, porém a porção lábil apresentou menores porcentagens em comparação aos sistemas do Fazzari (reservatório e córrego), entretanto não obtive diferenças significativas. Portanto por se tratar das mesmas espécies, infere-se que de alguma forma o processo de lixiviação e a formação da fração lábil pode ter sido influenciado pela qualidade da água, possivelmente devido aos sistemas do Parque das Dunas serem caracterizados com águas húmicas, que apresenta como principal característica o pH mais ácido.

A diferença obtida na porção lábil nas mesmas espécies em ambientes diferentes relacionou-se ao uso de diferentes regiões da planta (raiz, caule e folhas), essa hipótese da diferença dos compostos lábeis serem determinados pela utilização de proporções diferentes da mesma espécie foi evidenciado em um estudo feito por Barbosa, 2017), por que estudou a decomposição de *Egeria densa* e *Chara braunii* ambientes com níveis tróficos diferentes. Estudos feitos por Sciessere (2011) na Lagoa do Óleo, caracterizada como um lagoa de águas ácidas com pH baixo, com as espécies de *Echhornia azurea* e *Cyperus giganteus*, obtiveram porcentagens da porção lábil de 11,2% e 15,3, respectivamente, semelhante ao obtidos no Parque da Dunas deste estudo.

Apesar da porção lábil estar estritamente relacionada às características e composição das plantas, com baixa influência da ação microbiana (Gamage & Asaeda, 2005), outra hipótese também é que fatores externos podem influenciar. Estudos que avaliaram as mesmas macrófitas em diferentes condições ambientais demonstram que o ambiente externo também pode afetar, como exemplo, o estudo feito por este autor que comparou o processo de decomposição de *Cyperus giganteus* em duas profundidades diferentes e obteve que na superfície a porção lábil foi de 15% e na interface sedimento-água foi de 26%, justificando que as diferenças ocorridas provavelmente foram pela diminuição da temperatura com a profundidade (Sciessere, 2011).

Considerando a classificação da cinética de decomposição segundo Petersen & Cummins (1974) e modificadas por Gimenes *et al.* (2010), os coeficientes de decomposição indicaram o processo como lento. A cinética da decomposição obtida na porção refratária foi maior do que a registrada nos sistemas do Fazzari, mesmo mantendo-se como decomposição lenta. Uma das hipóteses para que a cinética tenha sido maior no Parque das Dunas é que, possivelmente, a influência da condutividade elétrica e do carbono, que favorece a ação bacteriana, obtidas no Parque das Dunas, se sobressaíram em relação às obtidas nos sistemas do Fazzari que foram as concentrações de oxigênio dissolvido e nitrogênio.

O pH tem forte influência na seleção do tipo de organismos que atuam na decomposição, limitando os tipos de microrganismos atuantes no processo, ocasionando um decréscimo do processo (Cornut *et al.*, 2010; Cornut *et al.*, 2012), e

também concentrações de ácidos fúlvicos, que remetem a uma perda de massa reduzida (Qualls & Haines, 1990). Portanto, outra hipótese é que o pH além de influenciar a redução da decomposição, como foi discutido, também pode atuar na cinética da porção refratária, embasando no estudo feito por Benner (1985) que verificou que o pH interfere positivamente na mineralização de um polissacarídeo encontrado na porção de lignina, que é um dos principais componentes da porção refratária.

Diferentemente dos sistemas do Fazzari, não houve diferenças estatísticas em relação às diferentes macrófitas isoladas e a mistura delas. Então, mesmo com composições químicas diferentes em relação às fibras, provavelmente, a presença de substâncias húmicas (i.e. ácidos húmicos e fúlvicos) foram mais determinantes do que as características intrínsecas dos detritos. Assim como nos sistemas do Fazzari, no Parque das Dunas também não houve diferenças entre os sistemas lênticos e lóticos e nem em relação aos tipos de malhas, grossa e fina.

Apesar da hipótese de que o sistema lótico influenciaria positivamente no processo de decomposição, devido ao fluxo de corrente normalmente apresenta uma correlação positiva na cinética de perda de massa, atuando na alteração das porções refratárias transformando-as em compostos mais lábeis devido à força mecânica (Fonseca *et al.*, 2013). No presente trabalho não houve diferença entre os sistemas aquáticos estudados (lótico ou lêntico) nos dois ambientes estudados. Provavelmente por se tratarem de córregos pequenos de baixa vazão, a velocidade da corrente não foi suficientemente alta para afetar e acelerar a cinética de decomposição e perda de massa.

A respeito dos táxons de macroinvertebrados, encontrados nas macrófitas aquáticas dos sistemas do Fazzari, o *Endotribelos* (fragmentador e coletor) e *Miroculis* (raspador e coletor), que foram os mais abundantes, são organismos considerados herbívoros facultativos (Saulino *et al.*, 2018). Porém a colonização dos organismos foi relativamente baixa, devido à redução ou ausência de recursos com maior qualidade nutricional, e.g. detrito vegetal e algas (Leite-Rossi *et al.*, 2016). Estudos que compararam as cinéticas de detritos de *Magnolia ovata*, a qual apresenta alta qualidade nutricional, observaram que a espécie teve rápida perda de biomassa devido à abundância de larvas fragmentadoras em torno de 30 dias de colonização, seguido

da redução de larvas de Chironomidae com a perda de detrito vegetal (Leite-Rossi & Trivinho-Strixino, 2012). No entanto, abundâncias dos fragmentadores facultativos foram similares tanto na decomposição de *S. auriculata* quanto na *U. arrecta*, ambas com baixo valor nutritivo, resultando em um lento processo de decomposição. Isso decorreria em razão do acúmulo de matéria orgânica ao longo do período de decomposição tornando o recurso alimentar disponível para as larvas fragmentadoras facultativas (Leite-Rossi *et al.*, 2016).

Estudos que compararam a qualidade química dos detritos de espécies em áreas ripárias apontaram como principais fatores limitantes da palatabilidade dos detritos: as altas concentrações de celulose, fenóis e baixa relação entre C:N (Kubaneck *et al.*, 2001; Wong *et al.*, 2010). Com embasamento nos resultados obtidos, foi possível afirmar que os táxons herbívoros não tiveram influência no processo de perda de detritos vegetais, uma vez que as abundâncias foram semelhantes entre os dias amostrais de colonização. Isso decorreria devido ao lento processo de decomposição, indicando que tanto a *U. arrecta* quanto a *S. auriculata* apresentariam uma baixa qualidade nutricional de detritos.

Já no Parque das Dunas a ocorrência de colonização dos macroinvertebrados nos detritos de macrófitas foi bastante inferior quando comparadas aos sistemas do Fazzari, devido ao fato estar associado às características químicas e físicas do local, e ao fato de que a presença dos macroinvertebrados está diretamente ligada com os tipos de sedimentos (Volkmer-Ribeiro *et al.*, 2006). Sendo que a tendência é apresentar uma abundância menor em sedimentos finos, pois apresentam menores quantidades de matéria orgânica disponível (Molozzi *et al.*, 2011). Além disso, o Parque das Dunas, por apresentar águas húmicas e pH acidificados, também contribui para menores ocorrências dos organismos por não serem ambientes favoráveis (Cascão, 2015). Adicionalmente é possível também que as características descritas remetam à menor atividade microbiana no processo de decomposição, reduzindo assim a atratividade pelos macroinvertebrados (Kok *et al.*, 1992) e possivelmente justificando a menor abundância nesse ambiente.

Estudos envolvendo a cinética de decomposição de macrófitas aquáticas invasoras e dominantes nos sistemas de água doce têm crescido em razão das interferências negativas causadas nas dinâmicas de nutrientes (Hilt & Gross, 2008;

Kuehne *et al.*, 2016), bem como no ciclo de vida dos organismos associados (Morrison & Hay, 2011; Qiu *et al.*, 2011). No presente estudo, os resultados demonstraram que apesar da *U. arrecta* ser uma espécie invasora e a *S. auriculata*, uma nativa dominante ambas as com taxas de decomposição foram lentas nos dois sistemas estudados (lótico e lêntico) e em ambos locais de experimento (Fazzari e Parque das Dunas).

Além disso, os resultados mostraram que a participação de larvas de macroinvertebrados foi inexpressiva em ambos os ambientes, sendo que nos sistemas do Parque das Dunas houve uma baixa colonização. Não houve diferença na cinética de decomposição entre os dois tipos de malhas utilizadas. A ausência da coparticipação da entomofauna associada ocorreu provavelmente devido à baixa qualidade nutricional das plantas para o ambiente Fazzari, e no Parque das Dunas foram mais baixas ainda devido, sobretudo, ao pH baixo. Tal efeito influenciaria negativamente o processo de transferência de energia através das redes tróficas, bem como das dinâmicas de trocas de nutrientes dos ecossistemas aquáticos envolvidos (Hall *et al.*, 2000; Saulino *et al.*, 2018).

Em relação à porcentagem de fibras totais, *S. auriculata* foi a espécie que apresentou maior porcentagem quando comparada a *U. arrecta*, sendo que a mistura apresentou porcentagem intermediária. As fibras apresentam como constituintes mais relevantes a lignina e celulose e, desse modo, importantes componentes da biomassa das macrófitas (Pérez *et al.*, 2002), sendo a celulose é a porção predominante.

As diferenças obtidas na comparação das porcentagens de celulose e lignina entre os diferentes tratamentos testados, provavelmente foram relacionadas aos fatores intrínsecos das macrófitas, isso porque nota-se que as diferenças foram predominantemente relacionadas ao tipo de macrófitas presentes, sejam elas isoladas ou ambas em mistura. Portanto, não foram relacionadas aos diferentes sistemas (lêntico e lótico) ou ao tipo de malha (malha fina e malha grossa), isso ocorreu nos dois ambientes (Fazzari e Parque das Dunas). Também não houve diferença na degradação da composição das fibras em relação aos teores de lignina e celulose na comparação dos dois ambientes de Fazzari e Parque das Dunas.

As diferenças dos teores de fibras obtidas durante o experimento nos diferentes tratamentos das diferentes macrófitas foram mais relacionadas com a lignina do que a de celulose; segundo Magee (1993) a lignina é um dos fatores intrínsecos com grande

importância no processo de decomposição, sendo que seu menor teor representa uma influência positiva nas taxas de decomposição e maiores teores apresentam um efeito negativo; isso porque se trata de um composto complexo e de difícil degradação que confere resistência contra o ataque microbiano (Pérez *et al.*, 2002). A *U. arrecta* apresentou menores porcentagens de lignina em relação a *S. auriculata*, portanto, reforça que no sistema do Fazzari este fator intrínseco foi determinante para a *U. arrecta* ter apresentado diferenças significativas na cinética da decomposição, em relação aos outros tratamentos, com a *S. auriculata* e mistura das espécies. Se tratando da mesma relação de teores no Parque das Dunas, e a ausência de diferenças significativas reforça que nesse ambiente a influência determinante está principalmente nos fatores extrínsecos do local, como foi discutido.

Em relação às porcentagens de lignina e celulose temporalmente correlacionadas com a perda de massa, tanto no Fazzari quanto no Parque das Dunas apresentaram diferenças apenas com *S. auriculata* no sistema lântico, porém o primeiro foi com malha fina e o segundo com malha grossa, ou seja, predominantemente os compostos lignina e celulose degradaram muito lentamente durante o tempo experimental. A perda de massa desses compostos é denominada como refratária, sendo a decomposição lenta, principalmente pela presença destes compostos (Wright *et al.*, 2013), e sua perda de massa é lenta, principalmente, porque poucos organismos conseguem utilizá-las como fontes alimentares (Benfield, 2007). As fibras são materiais estruturais resistentes à atividade microbiana, pois são digeridas apenas por microrganismos que possuem enzimas específicas, celulósicas e lignolíticas (Hickenbick *et al.*, 2004). A lignina, eventualmente, é decomposta por fungos específicos, que liberam enzimas capazes de decompor seus polímeros (Stolp, 1993).

O papel das enzimas no processo de decomposição é essencial, já que a degradação da matéria orgânica pela atividade microbiana é mediada por meio da liberação de enzimas específicas, sendo um processo de grande importância na viabilização da transformação da matéria orgânica para ser utilizada como fonte alimentar dos organismos (Cunha-Santino *et al.*, 2008).

Nos primeiros dias a atividade enzimática foi mais evidente para a *U. arrecta*, esse pico coincide com a liberação de compostos hidrossolúveis da fração lábil do

detrito, que ocorre pelo processo de lixiviação no primeiro dia. Dessa forma, ocorre uma grande liberação dos compostos solúveis que aumentam a atratividade e ações de bactérias e fungos, acarretando em uma maior atividade enzimática (Wetzel & Likens, 1991). Este padrão também foi encontrado por Nunes (2010), em que foi comparado o processo enzimático de espécies emergentes, submersas e flutuantes e encontrou que a produção enzimática da espécie flutuante foi a menor destes grupos. No presente trabalho, a espécie flutuante *S. auriculata* também apresentou uma baixa atividade enzimática durante todo o período experimental, e conseqüentemente um menor acúmulo da enzima celulase em comparação a *U. arrecta*. Sciessere *et al.* (2011) avaliou a atividade enzimática da celulase de três macrófitas decompostas *in situ*, e também registrou baixas atividades enzimáticas durante todo o processo de uma espécie do mesmo gênero, a *S. molesta*.

As diferentes condições experimentais testadas, sistema lântico e lótico e malha fina e malha grossa não foram determinantes nas diferenças do processo enzimático mensurados. As diferenças foram relacionadas apenas ao tipo de macrófitas, portanto, o processo de enzimas celulíticas foi majoritariamente afetado pelas composições intrínsecas das macrófitas, sejam elas isoladas ou em mistura. Sciessere *et al.* (2011) estudou o comportamento enzimático da celulase e xilanase em diferentes macrófitas em um lago tropical, também relatou que houve domínio da composição química das macrófitas na produção das enzimas. O comportamento da mistura no comportamento enzimático também foi antagônico, ou seja, não aditivos, que já foi previamente discutido na perda de massa dos detritos. Também houve influência significativa nos diferentes ambientes estudados, sendo que o Fazzari apresentou uma atividade enzimática reduzida em comparação ao Parque das Dunas.

As características do ambiente (fatores abióticos) apresentam grande influência na atividade enzimática, já que essa atividade se relaciona ao comportamento microbiano, por serem os responsáveis pela liberação das enzimas (Rejmánková & Sirová, 2007; Chróst, 2011). Por exemplo, um estudo feito por Pu & Tian (2018) mostrou que o aumento de temperatura afeta positivamente a decomposição de plantas pelo aumento das atividades enzimáticas, isso ocorre já que os microrganismos ficam mais ativos e liberam maior quantidade de enzimas em temperaturas mais elevadas. Já em relação ao pH, destaca-se a diferença da caracterização dos ambientes estudados, dessa forma, estudos feitos por Kok *et al.* (1992) que

demonstraram que o baixo pH inibiu a atividade da hemicelulase e pectinase, porém, a atividade da enzima celulase não foi influenciada em pH 4.

Neste estudo, o meio ácido apresentou um incremento no acúmulo de atividade enzimática. A acidez pode ter diferentes efeitos pela seleção do crescimento bacteriano, portanto esta seleção de alguma maneira favoreceu e aumentou a liberação de enzimas pela atividade microbiana neste ambiente. Um estudo feito por López-Archilla *et al.* (2001) em um rio com pH de 2,2 demonstrou que o ambiente contém, predominantemente, uma biodiversidade microbiana, inclusive bactérias e fungos heterotróficos decompositores, e discute a capacidade de adaptação destes organismos e o efeito de suas ações mesmo em condições extremas. Esse fato corrobora com o fato de que a perda de massa foi maior no Parque das Dunas ao ser comparada com o Cerrado, pois a cinética da degradação da porção refratária está relacionada com a atividade enzimática da celulase (Chróst, 2011).

A celulase normalmente atua diretamente na degradação da celulose (Colbberg, 1988); a comparação da atividade enzimática da celulase durante processo de degradação de celulose não apresentou correlações significativas, e a ausência de correlação também foi evidenciada por Gimenes *et al.* (2010), que discutem que provavelmente a lignina envolve as moléculas de celulose, portanto ficam inacessíveis para as enzimas da celulase atuarem sobre elas (Arantes & Saddler, 2011). Adicionalmente, estudos demonstraram a essencialidade do contato entre celulose e microrganismos para ação de enzimas celulolíticas (Coughlan & Mayer 1992) e este contato depende do arranjo estrutural, que pode mudar em diferentes espécies e em partes diferentes das plantas (Bottino *et al.*, 2016a). Outra possível explicação é que a perda de massa da celulose, por se tratar da porção refratária de baixa degradação, ocorre em um tempo maior. Isto foi evidenciado em um trabalho feito por Bottino *et al.* (2016b), que registrou alta perda do conteúdo de celulose em detritos de *Paspalum repens* após 120 dias.

Considerando a essencialidade do processo de decomposição de macrófitas em um sistema aquático, principalmente por se tratar de um processo chave para os ciclos biogeoquímicos, a compreensão do comportamento bioquímico destes elementos autóctones (celulose) é importante para compreender entender o funcionamento destes ciclos, principalmente de carbono (Gimenes *et al.*, 2010). Adicionalmente, é de suma

importância entender o comportamento enzimático em diferentes condições ambientais e espécies diferentes, e assim entender quais condições podem limitar o comportamento dos micro-organismos ou sua diversidade fisiológica e metabólica (Cunha-Santino *et al.*, 2007; Bottino *et al.*, 2016a).

8. Conclusão

Em relação à cinética de decomposição, no Fazzari, a macrófita *U. arrecta* isolada foi a macrófita que teve a cinética de decomposição mais rápida em comparação à *Salvinia auriculata* e da mistura das espécies, independentemente do tipo de sistema (lêntico e lótico) e do tipo de malha. No Parque das Dunas, a decomposição das macrófitas não indicou diferença na cinética relacionada ao tipo de macrófita, nem tipo de sistema e malha. A velocidade e tempo de meia-vida foram similares entre eles e diferentes dos sistemas do Fazzari (reservatório e córrego) portanto conclui-se que o que interferiu ativamente foi devido ao sistema possuir as águas húmicas.

A diversidade de macroinvertebrados ao decorrer do processo de decomposição das macrófitas foi influenciado pelo tipo de malha dos *litterbags* (malha grossa). Porém a presença de macroinvertebrados não interferiu no processo de decomposição. A abundância de organismos foi relativamente superior nos sistemas Fazzari em comparação ao encontrado no Parque das Dunas, devido ao pH ácido da água.

Em relação aos teores de fibras (lignina e celulose) a *U. arrecta* apresentou um menor teor de fibras em relação à *S. auriculata*, a mistura permaneceu com valores intermediários. Sendo assim, a menor quantidade das fibras acelerou o processo da decomposição destas macrófitas no Fazzari. A diferença foi principalmente na porção de lignina das plantas, sendo menor para a *U. arrecta*. Temporalmente no período estudado, não houve degradação significativa específica nem de lignina nem de celulose no processo de decomposição.

O acúmulo da atividade enzimática da celulase no processo de decomposição no Fazzari foi menor do que no Parque das Dunas. Sendo que em ambos os ambientes a *U. arrecta* obteve uma atividade enzimática mais elevada em relação a *S. auriculata*.

Os tipos de sistemas (lêntico e lótico) e tipos de malhas (malha fina e malha grossa) não tiveram influências nas atividades enzimáticas.

Em suma, a decomposição foi influenciada pelas características químicas do ambiente (concentração de oxigênio dissolvido e de nitrogênio) e da composição das macrófitas no Fazzari. No Parque das Dunas, o comportamento da decomposição foi relacionado aos fatores extrínsecos, principalmente devido à acidez da água por se tratar de água húmica, mas também se obteve influência da condutividade e da quantidade de carbono do ambiente. Não houve influência da comunidade de macroinvertebrados herbívoros na decomposição devido ao baixo valor nutricional das macrófitas estudadas, e os sistemas lêntico e lótico também não influenciaram no processo. Em relação à decomposição dos detritos misturados, observou-se efeito não aditivo no processo de decomposição. Em relação à atividade enzimática, a celulase apresentou maior acúmulo de atividade no Parque das Dunas do que no Fazzari.

9. Referências Bibliográficas

ARANTES, V., & SADDLER, J. 2011. Cellulose accessibility the effectiveness of minimum cellulase loading on the efficient hydrolysis of pretreated lignocellulosic substrates. *Biotechnology for Biofuels*, 4(3).

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

BANDO, F. M. 2015. Macrophyte species richness and composition are correlated with canopy openness and water depth in tropical floodplain lakes. *Revista Brasileira de Botânica*, 38(2), 289–294.

BARBOSA, V. V., BARBOSA, J. E. L., HEPP, L. U., SANTINO, M. B. C., & NERY, J. F. (2017). Anaerobic decomposition of submerged macrophytes in semiarid aquatic systems under different trophic states, Paraíba State, Brazil. *African Journal of Biotechnology*, 16(49), 2258–66.

BARROS, I. C. L., & XAVIER, S. R. S. 2007. Salviniaceae do Estado de Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, 5(2), 246–248.

BEGON, M., HARPER, J.L., & TOWNSEND, C.R. 1996. Ecology: individuals, populations and communities. *Blackwell Science*, 1068p.

BENNER, R., MORAN, M. A., & HODSON, E. 1985. Effects of pH and plant source on lignocellulose biodegradation rates in two wetland ecosystems, the Okefenokee Swamp and a Georgia salt marsh. *Limnology and Oceanography*, 30(3), 489–499.

BENFIELD, E.F. 2007. Decomposition of leaf material. In: Hauer, F.R., & Lamberti, G.A. (eds.). *Methods in stream ecology*. Academic Press, 711- 720.

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

BIANCHINI JR., I., PACOBAHYBA, L.D., & CUNHA-SANTINO, M.B. 2002. Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L). Schott. *Acta limnológica Brasiliensis*, 4(3), 27-34.

BIANCO, S., CARVALHO, L.B., BIANCO M.S., & YAMAGACHI, A.K.F. 2015. Crescimento e nutrição mineral de *Urochloa arrecta*. *Planta Daninha*, 33(1), 33-40.

BOTTINO, F., CUNHA-SANTINO, M. B., & BIANCHINI JR., I. 2016a. Decomposition of particulate organic carbon from aquatic macrophytes under different nutrient conditions. *Aquatic Geochemistry*, 22(1), 17–33.

BOTTINO, F., CUNHA-SANTINO, M. B., & BIANCHINI JR., I. 2016b. Cellulase activity and dissolved organic carbon release from lingo cellulose macrophyte-derived in four trophic conditions. *Brazilian Journal of Microbiology*, 47(2), 352–58.

BOTTS, P. 1997. Spatial pattern, patch dynamics and successional change: chironomid assemblages in a Lake Erie coastal wetland. *Freshwater Biology*, 37(2), 277–286.

BŘEZINOVÁ T., & VYMAZAL J. 2015. Evaluation of heavy metals seasonal accumulation in *Phalaris arundinacea* in a constructed treatment wetland. *Ecological Engeneering*, 79, 94–99.

CAMARGO, A.F.M., PEZZATO, M.M., & HENRY-SILVA. 2003. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas In: Thomaz, S.M., Bini, L.M. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Editora da Universidade Estadual, 341p.

CARNIATTO, N. 2013. Effects of an invasive alien Poaceae on aquatic macrophytes and fish communities in a Neotropical reservoir. *Biotropica*, 45(6), 747-754.

CARVALHO, C., HEPP, L.A., SILVA, C.P., & ALBERTONI, E.F. 2015. Decomposition of macrophytes in a shallow subtropical lake. *Limnologica*, 53, 1-9.

CARVALHO, K. Q., LIMA, S. B., PASSIG, F. H., GUSMÃO, L. K., SOUZA, D. C., KREUTZ, C., BELINI, A. D., & ARANTES, E. J. 2015. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 75(4), 96-106.

CASCÃO, T.A. 2015. Efeitos da variação do pH da água em Ephemeroptera (Macroinvertebrados). Dissertação apresentada a Faculdade de Ciências apresentada ao Porto em Biologia e Gestão da qualidade da água. 58p.

CHAMBERS, P.A., LACOUL, P., MURPHY, K. J., & THOMAZ, S.M. 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 9–26.

CHEN, Y. I. 2016. Effects of dissolved oxygen on extracellular enzymes activities and transformation of carbon sources from plant biomass: Implications for denitrification in constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 102(3), 2433–2440.

CHIMNEY, M. J., & PIETRO, K.C. 2006. Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in south Florida (USA). *Ecological Engineering*, 27, 301-321.

CHRÓST, R. J., J 2011. Environmental Control of the Synthesis and Activity of Aquatic Microbial Ectoenzymes In: Chróst RJ (ed) Microbial enzymes in aquatic environments. SpringerVerlag, Berlin, 29–59.

CHOUDHURY, M. I. 2018. Mixtures of macrophyte growth forms promote nitrogen cycling in wetlands. *Science of the Total Environment*, 635, 1436–1443.

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

COLE, J. J. 1999. Aquatic microbiology for ecosystem scientists: new and recycled paradigm in ecological microbiology. *Ecosystems*, 2, 503-541.

CORNUT, J., ELGER, A., LAMBRIGOT, D., MARMONIER, P., & CHAUVET, E. 2010. Early stages of leaf decomposition are mediated by aquatic fungi in the hyporheic zone of woodland streams. *Freshwater Biology*, 55, 2541–2556.

CORNUT, J., CLIVOT, H., CHAUVET, E., ELGER, A., PAGNOUT, C., & GUÉROLD, F. 2012. Effect of acidification on leaf litter decomposition in benthic and hyporheic zones of woodland streams. *Water Research*, 46, 6430–6444.

COUGHLAN, M. P., & MAYER, F. 1992. The cellulose- decomposing bacteria and their enzyme systems. In: Balows, A., Tüper, H. G ., Dworkin, M., Harder, W., & Schleifer, K.H. (Eds). *The Prokaryotes*. Springer, 2(1), 459–516.

CUMMINS, K.W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review Entomology*. 18, 183-206.

CUNHA, M.B., & BIANCHINI JR, I. 2001. Formação de compostos húmicos a partir da degradação de *Scirpus cubensis* e *Cabomba piauhyensis*. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 13, 35-43.

CUNHA-SANTINO, M. B. 2003. Atividade enzimática, cinética e modelagem matemática da decomposição de *Utricularia breviscapa* da lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio – SP). Tese apresentada ao PPG Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 140p.

CUNHA-SANTINO, M. B., & BIANCHINI JR, I. 2006. Modelos matemáticos aplicados aos estudos de decomposição de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, 10(2), 154–164.

CUNHA-SANTINO, M. B., & BIANCHINI JR., I. 2006. The aerobic and anaerobic decomposition of *Typha domingensis* Pers. *Acta limnologica Brasiliensis*, 18(3), 321-334.

CUNHA-SANTINO, M. B., & BIANCHINI JR., I. 2008. As rotas de liberação do Carbono dos detritos De Macrófitas Aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, 12(1), 20–29.

CUNHA-SANTINO, M. B., CUNHA, M. B., SCIESSERE, L., & BIANCHINI JR., I. 2008. As atividades das enzimas na decomposição da matéria orgânica particulada em ambientes aquáticos continentais: evolução dos estudos sobre enzimas em ambientes aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12(1), 30–41.

CUNHA-SANTINO, M. B., CUNHA, M. B., & BIANCHINI JR., I. 2007. Cellulase activities during decomposition of a submerged aquatic macrophyte (*Utricularia breviscapa*): a microcosm assay. *Brazilian Journal of Microbiology*, 38(2), 230–36.

CUNHA-SANTINO, M. B., CUNHA, M. B., BIANCHINI JR., I., & OKAWA, M. H. 2010. The fate of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth. detritus within a tropical reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(02), 109–21.

CHUN-HUA, LI, A., WANGA, B.O., CHUN-YEA, B., & YU-XIN, B.A. 2014. The release of nitrogen and phosphorus during the decomposition process of submerged macrophyte (*Hydrilla verticillate* Royle) with different biomass levels. *Ecological Engineering*, 70, 268–274.

DAVIS, M. L. & CORNWELL, D. A. 1991. Introduction to Environmental Engineering. New York: McGraw-Hill. 822p.

DIAS, E. S. 2014. A decomposição de macrófitas e invertebrados associados em uma lagoa rasa temporária altitudinal. Dissertação de Mestrado (Ecologia de Biomas Tropicais) – Universidade Federal de Ouro Preto, 34p.

DOWNES, B. J., & REICH, P. 2008. What is the spatial structure of stream insect populations? Dispersal behavior at different life-history stages. In: Lancaster, R. R. A. B. (ed). *Aquatic insects: challenges to populations*. Proceedings of the Royal Entomological Society of London, 184-203.

EDIVIANI, W., PRIADI, C. R., MOERSIDIK, S. S. 2018. Nutrient uptake from liquid digestate using ornamental aquatic macrophytes (*Canna indica*, *Iris pseudacorus*, *Typha latifolia*) in a constructed wetland system. *Journal of Physics: Conference Series*, 1022(1).

ESTEVEES, F.A. 1998. Guia de aula prática. Ecologia de macrófitas, 38p.

FERREIRA, F.A. 2010. Estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Hoehnea*, 37(1), 43-52p.

FERREIRO, N. 2011. Effects of macrophyte heterogeneity and food availability on structural parameters of the macroinvertebrate community in a Pampean stream. *Hydrobiologia*, 664(1), 199–211.

FLEMING, J.P., & DIBBLE, E. D. 2014. Ecological mechanisms of invasion success in aquatic macrophytes. *Hydrobiologia*, 746(1), 23–37.

FONSECA, A. L. S., BIANCHINI JR., I., PIMENTA, C.M.M., SOARES, B. P., & MAGIAVACCHI, N. 2013. The flow velocity as driving force for decomposition of leaves and twigs. *Hydrobiologia*, 703, 59-67.

FREEMAN, C., OSTLE, N., & KANG, H. 2002. An enzymic 'latch' on a global carbon store. *Nature*, 409(6817), 149–149.

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

GESSNER, M.O., CHAUVET, E., & DOBSON, M. 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*, 85, 377-384.

GEBREHIWOT, M., KIFLE, D., & TRIEST, L. 2017. Emergent macrophytes support zooplankton in a shallow tropical lake: a basis for wetland conservation. *Environmental Management*, 60(6), 1127–1138.

GIMENES, K.Z., CUNHA-SANTINO, M. B., & BIANCHINI JR., I. 2010. Decomposição de matéria orgânica alóctone a autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia australis*, 14(4), 1036 – 1073.

GOMES, M. A. 2011. Efeito da salinidade sobre a biomassa, morfologia e fisiologia de *Salvinia auriculata* AUBL. Dissertação de Mestrado (Ecologia e Recursos naturais) – Biociência de Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 76p.

GONÇALVES, J., ESTEVES, F. A., & CASTILLO, M. 2003. Chironomids colonization on *Nymphaea ampla* L. detritus during a degradative ecological succession experiment in a Brazilian coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 15(2), 21–27.

GONÇALVES, J. F. J., GRAÇA, M. A. S., & CALLISTO, M. 2007. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. *Freshwater Biology*, 52, 1440–1451.

GRZYBKOWSKA, M. 2018. The food resources exploitation by small-sized fish in a riverine macrophyte habitat. *Ecological Indicators*, 90, 206–214.

HALL, R. O., WALLACE, J.B., & EGGERT, S. L. 2000. Organic matter flow in stream food webs with reduced detrital resource base. *Ecology*, 81, 3445-3463.

HÄTTENSCHWILER, S., & VITOUSEK, P.M. 2000. The role of polyphenol in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(6), 238-243.

HE, Y., SONG, N., & JIANG, H. L. 2018. Effects of dissolved organic matter leaching from macrophyte litter on black water events in shallow lakes. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(10), 9928–9939.

HEARD, S. B., & RICHARDSON, J. S. 1995. Shredder-collector facilitation in stream detrital food webs - is there enough evidence. *Oikos*, 72(3), 359–366.

HENRY-SILVA, G. G., & CAMARGO, A.F.M. 2007. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. *Planta Daninha*, 24(1), 21-28.

HICKENBICK, R., FERRO, A. L., & ABREU, P. C. 2004. Produção de detrito de macrófitas emergentes em uma marisma no estuário da lagoa dos patos: tacas de decomposição e dinâmica microbiana. *Atlântica*, 26(1), 61–75.

HILT, S., & GROSS, E.M. 2008. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilize clear-water states in shallow lakes. *Basic and Applied Ecology*, 9, 422-432.

HOORENS, B., AERTS, R., & STROETENGA, M. 2003. Does initial litter chemistry explain litter mixture effect on decomposition? *Oecologia*, 137, 578-586.

HUI, D., & JACKSON, R.B. 2009. Assessing interactive responses in litter decomposition in mixed species litter. *Plant and Soil*, 314(1-2), 263-271.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (INEMA). SEIRH/MONITORA – INEA, 2015. Acesso em: 15 de novembro de 2018.

- KOK, C. J., HAVERKAMP, W., & VAN DER AA., H. A. 1992. Influence of pH on the growth and leaf-maceration ability of fungi involved in the decomposition of floating leaves of *Nymphaea alba* in an acid water. *Journal of General Microbiology*, 138(1), 103–8.
- KÖNIG, R., HEPP, L. U., & SANTOS, S. 2014. Colonisation of low-and high-quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. *Limnologica*, 45, 61-68.
- KOUTIKA, L., & RAINEY, H.J. 2015. A review of the invasive, biological and beneficial characteristics of aquatic species *Eichhornia crassipes* and *Salvinia molesta*. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13(1), 263-275.
- KUBANEK, J., HAY, M. E., BROWN, P.J., LINDQUIST, N., & FENICAL, W. 2001. Lignoid chemical defenses in the freshwater macrophyte *Saururus cernuus*. *Chemoecology*, 11, 01-08.
- KUEHNE, L.M., OLDEN, J.D., & RUBENSON, E.S. 2016. Multi-trophic impacts of an invasive aquatic plant. *Freshwater Biology*, 61 (11), 1846-1861.
- KURASHOV, E. A., TELESH, I. V., PANOV, V.E., USENKO, N. V., & RYCHKOVA, M. A. 1996. Invertebrates communities associated with macrophytes in Lake Ladoga: effects of environmental factors. *Hydrobiologia*, 322, 49-55.
- KHUEN, K.A, 2016. Lentic and lotic habitats as templates for fungal communities: traits, adaptations, and their significance to litter decomposition within freshwater ecosystems. *Fungal Ecology*, 19, 135-154.
- LAWTON, J.H., & JONES, C. G. 1993. Liking species and ecosystem perspectives. *Tree*, 8, 311-313.
- LEITE-ROSSI, L.A., & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2012. Are sugarcane leaf-detritus well colonized by aquatic macroinvertebrates. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24 (3), 303-313.

- LEITE-ROSSI, L.A., SAITO, V.S., CUNHA-SANTINO, M.B., & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2016. How does leaf litter chemistry influence its decomposition and colonization by shredder Chironomidae (Diptera) larvae in a tropical stream. *Hydrobiologia*, 771, 119-130.
- LI, X., CUI, B., YANG, Q., TIAN, H., LAN, Y., WANG, T., & HAN, Z. 2012. Detritus quality controls macrophyte decomposition under different nutrient concentrations in a eutrophic shallow lake, North China. *PloS one*, 7(7).
- LI, X. 2013. Effects of plant species on macrophyte decomposition under three nutrient conditions in a eutrophic shallow lake, North China. *Ecological Modelling*, 252(1), 121–28.
- LÓPEZ-ARCHILLA, I., MARIN, I., & AMILS, R. 2001. Microbial community composition and ecology of an acidic aquatic environment: the Tinto River, Spain. *Microbial Ecology*, 41(1), 20–35.
- LOUSIER, J.D., & PARKINSON, D. 1976. Litter decomposition in a cool temperature deciduous forest. *Canadian Journal of Botany*, 54, 419-436.
- MANDELS, M., ANDREOTTI, R., ROCHE, C., & STERNBERG, D. 1976. Measurement of saccharifying cellulase. Bio- Trichoderma. *Biotechnology and Bioengineering Symposium* 6, 21- 33.
- MATHURIAU, C., & CHAUVET, E. 2002. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(3), 384–396.
- MEGONIGAL, J. P., HINES, ME., & VISSCHER, PT., 2004. Anaerobic metabolism: linkages to trace gases. In: SCHLENSINGER, W. H. (Ed.). *Biogeochemistry*. Oxford: Elsevier-Pergamon, 317-424.
- MENÉNDEZ, M., E., DESCALS, T & MOYA, O. 2012. Effect of small reservoirs on leaf litter decomposition in Mediterranean headwater streams. *Hydrobiologia*, 691, 135-146.
- MERRIT, R. W., & CUMMINS, K. W. 1996. An introduction to aquatic insects of North America. *Kendall/Hunt Publ. Co*, 826p.

MCAFFERTY, W. P. 1981. Aquatic Entomology; the fishermen's and ecologist's. Illustrated guide to insects and their relatives. *Jones & Bartlett Publ., Inc. Boston*, 448p.

MICHELAN, T. S., THOMAZ, S. M., MORMUL, R. P., & CARVALHO, P. 2010. Effects of an exotic invasive macrophyte (tropical signalgrass) on native plant community composition, species richness and functional diversity. *Freshwater Biology*, 55(6), 1315–1326.

MOHEDANO, R. D. A. 2010. Uso de macrófitas lemnáceas (*landoltia punctata*) no polimento do efluente de suinocultura e na fixação de carbono. 2010. 270 f. Tese (doutorado) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, Florianópolis.

MOLOZZI, J., FRANÇA, J. S., ARAUJO, T. L., VIANA, T. H., HUGHES, R. M., & CALLISTO, M. 2011. Diversidade de habitats físicos e sua relação com macroinvertebrados bentônicos em reservatórios urbanos em Minas Gerais. *Iheringia. Série Zoologia*, 101(3), 191-199.

MORETTI, M. S., GOULART, M. D. C., & CALLISTO, M. 2003. Avaliação rápida da macrofauna associada à *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth, 1843 e *Pontederia laceolata* Nutt., 1818 (Pontederiaceae) na Baía do Coqueiro, Pantanal de Poconé (MT/Brasil). *Revista Brasileira de Zoociencias*, 5, 7-21.

MORMUL, R.P., MICHELAN, T.S., & THOMAZ, S.M. 2011. Espécies exóticas e invasoras no Brasil: a grande preocupação com macrófitas aquáticas. *Boletim da Associação Brasileira de Limnologia*, 39(1).

MORRISON, W.E., & HAY, M.H. 2011. Induced chemical defenses in a freshwater macrophyte suppress herbivore fitness and the growth of associated microbes. *Oecologia*, 165, 427-436.

MOURA, C. G. B. D. 2011. Influência da matéria orgânica dissolvida alóctone e autóctone sobre o balanço de carbono em sistemas aquáticos: um experimento em mesocosmos. Tese de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 38p.

NESSIMIAN, J.L., & HENRIQUES-OLIVEIRA, A.L. 2005. Colonização do “litter” de *Eleocharis sellowiana* Kunth (Cyperaceae) por larvas de Chironomidae em um brejo no litoral do Estado do Rio de Janeiro. *Entomologia y Vectores*, 12(2), 159-172.

NELSON, S. M., & J. S. THULLEN, 2008. Aquatic macroinvertebrates associated with *Schoenoplectus* litter in a constructed wetland in California (USA). *Ecological Engineering*, 33, 91–101.

NUNES, M. D. F. 2010. Atividades das enzimas celulase e xilanase durante a decomposição anaeróbia de macrófitas aquáticas. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos 91p.

ODUM, H.T. 1993. Energy systems in ecology. In: Young, P.C. (ed). *Concise Encyclopedia of Environmental Systems*. Pergamon Press, 193-197.

OLIVEIRA, C. M. 2013. Economic impact of exotic insect pests in Brazilian agriculture. *Journal of Applied Entomology*, 137(1-2), 1-15.

PAESE, A. 1997. Caracterização e análise ambiental do campus da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), São Carlos, SP. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 83p.

PACCAGNELLA, Y. C. 2015. Atividades enzimáticas da celulase, cinéticas e modelagem matemática da de decomposição das macrófitas emergentes *Hedychium coronarium* J Koing e *Thypha domingensis* Pers. Tese apresentada ao PPG Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 123p.

PASSERINI, M.D., CUNHA-SANTINO, M.B., & BIANCHINI JR., I. 2016. Oxygen availability and temperature as driving forces for decomposition of aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, 130, 1-10.

PEIXOTO, P.H.P., PIMENTA, D.S., & ANTUNES, F. 2005. Efeitos do flúor em folhas de plantas aquáticas de *Salvinia auriculata*. *Pesca e Agropecuária Brasileira*, 40(8), 727-734.

PEREDA, O., ARROITA, M., IBONARISTI, I., FLORES, L., LARRAÑAGA, A., & ELOSEGI, A. 2017. Effects of aeration, sediment grain size and burial on stream litter breakdown and consumer performance: a microcosm study. *Marine and Freshwater Research*, 68, 2266-2274.

PÉREZ, J., MUÑOS-DORADO, J., DE LA RUBIA, T., & MARTÍNEZ, J. 2002. Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. *International Microbiology*, 5, 53-63.

PETRŮ, A., & VYMAZAL, J. 2018. Potential of Submerged Vegetation to Remove Nutrients from Eutrophic Fishponds. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 49(4), 313–324.

PETERSEN, R.C., & CUMMINS, K.W. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, 4, 345–368.

PRESS, W. H., TEUKOLSKY, S. A., VETERLING, W. T., & FLANNERY, B. P. 1993. Numerical recipes in C: the art of scientific computing. *Cambridge University Press*, 994p.

PISANI, O., GAO, M., & MAIE, N. 2018. Compositional aspects of herbaceous litter decomposition in the freshwater marshes of the Florida Everglades. *Plant and Soil*, 423, 87-98.

POMPÊO, M. 2008. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3), 406-424.

POMPÊO, M., CARDOSO-SILVA, S., & MOSCHINI-CARLOS, V. 2015. Rede independente de monitoramento da qualidade da água de reservatórios eutrofizados: uma proposta. (Orgs.). *Ecologia de reservatórios e interfaces*. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (IB/USP). (26) 396-410.

PU, G., & TIAN, X. 2018. Can water temperature impact litter decomposition under pollution of copper and zinc mixture. *Open Chemistry*, 16(1), 473-480.

QUALLS, R. G., & HAINES, B. L. 1990. The Influence of Humic Substances on the Aerobic Decomposition of Submerged Leaf Litter. *Hydrobiologia*, 206(2), 133–38.

QIU, J. W., CHAN, M.T., KWONG, L.L., & SUN, J. 2011. Consumption, survival and growth in the invasive freshwater snail *Pomacea canaliculata*: does food freshness matter? *Journal of Molluscan Studies*, 77(2), 189-195.

REYNOLDS, C. S. 2006. Ecology of phytoplankton: ecology, biodiversity and conservation. *Cambridge University Press*, 535p.

REJMÁNKOVÁ, E., & SIROVÁ, D. 2007. Wetland macrophyte decomposition under different nutrient conditions: relationships between decomposition rate, enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(2), 526-538.

ROCHA, J. C., & ROSA, A. H. 2003. Substâncias Húmicas Aquáticas: interações com espécies metálicas. Editora Unesp, 120p.

SAMPAIO, A., RODRÍGUEZ-GONZALEZ, P., VARANDAS, S., CORTES, R.M., & FERREIRA, M.T. 2008. Leaf litter decomposition in western Iberian forest and wetlands: lentic versus lotic response. *Limnetica*, 27, 93-106.

SANSPERA-CALBET, I., LECERF, A., & CHAUVET, E. 2009. Leaf diversity influences in-stream litter decomposition through effects on shredders. *Freshwater Biology*, 54, 1671–1682.

SAULINO, H.H.L., THOMPSON, R.M., & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2018. Herbivore functional traits and macroinvertebrate food webs have different responses to leaf chemical compounds of two macrophyte species in a tropical lake's littoral zone. *Aquatic Ecology*, 52, 165-176.

SAULINO, H.H.L., & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2017. The invasive white ginger lily (*Hedichium coronarium*) simplifies the trait composition of an insect assemblage in the littoral zone of a Savanna reservoir. *Revista Brasileira de Entomologia*, 61, 60-68.

SAULINO, H.H.L., & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2018. Native macrophyte leaves influence more specialisation of neotropical shredder chironomids than invasive macrophyte leaves. *Hydrobiologia*, 813, 189-198.

SCIESSERE, L. 2011. Ação das enzimas extracelulares na dinâmica da decomposição. Universidade Federal de São Carlos, Programa de Pós-Graduação Em Ecologia e Recursos Naturais.87p.

SCIESSERE, L., CUNHA-SANTINO, M.B., & BIANCHINI JR., I. 2011. Cellulase and xylanase activity during the decomposition of three aquatic macrophytes in a tropical oxbow lagoon. *Brazilian Journal of Microbiology*, 42, 909-918.

SCHIMEL, J. P., & WEINTRAUB, M. N. 2003. The implications of exoenzyme activity on microbial carbon and nitrogen limitation in soil: a theoretical model. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(4), 549-563.

SEASTED, T. R. 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annual Review of Entomology*, 29, 25-46.

SILVA, F.L., OLIVEIRA, H.R.N., ESCARPINATI, S.C., FONSECA-GESSNER, A.A., & PAULA, M. C. 2011. Colonization of leaf litter of two aquatic macrophytes, *Mayaca fluviatilis* Aublet and *Salvinia auriculata* Aublet by aquatic macroinvertebrates in a tropical reservoir. *Revista Ambiente & Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 6(1), 30–39.

SILVEIRA, L.S., MARTINS, R.T., & GALVES, R. 2016. Invertebrate Colonization During Leaf Decomposition of *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth (Commelinales: Pontederiaceae) and *Salvinia auriculata* Aubl. (Salvinales: Salviniaceae) in a Neotropical Lentic System. *EntomoBrasilis*, 10-17.

SHIMABUKURO, E. M., & HENRY, R. 2018. Benthic distribution in small tropical lakes: The presence of macrophytes matters. *Tropical Ecology*, 59(1), 69–81.

SMITH, J. C. Supercomputers tackle biofuel production problems. Disponível em: www.scidacreview.org/0905/html/biofuel.html.

SOMOGYI, M. 1952. Notes on sugar determination. *Journal of Biological Chemistry*, 195,19-23. In: STEINBERG, C. E.W. Dissolved Humic Substances - Ecological Driving Forces from the Individual to the Ecosystem Level? *Freshwater Biology*, 51(7), 1189–1210.

STEVENSON, F.J. 1994. Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reactions. 2nd Edition, John Wiley and Sons, Inc., New York.

STOLP, H. Microbial Ecology: organisms, habitats, activities. *Cambridge University press*, 308p.

SWIFT, M.J., HEAL, D.W., & ANDERSON, J.M. 1979. Studies in ecology. Decomposition in terrestrial ecosystems. *Oxford: Blackwell*, 371p.

TAMIRE, G., MENGISTOU, S., & DEGEFE, G. 2017. Decomposition rates and nutrient Leaching efficacy of the Dominant Macrophytes in Lake Ziway, Ethiopia. *International Journal of aquatic Science*, 8(2), 96-106.

TEIXEIRA, E. 2013. Influência do nível da água e da disponibilidade de nutrientes na alocação reprodutiva e vegetativa de *Salvinia auriculata* Aublet (Salviniaceae). Dissertação de mestrado (Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecosistemas Fragmentados e Agroecossistemas) – Univerisade Federal de Lavras. 83p.

TONIN A.M., BOYERO, L., MONROY, S., BESAGUREN, A., PÉREZ, J., PEARSON, R.G., CARDINALE, B.J., GONÇALVES JR., J.F., & POZO, J. 2017. Stream nitrogen concentration, but not plant N-fixing capacity, modulates litter diversity effects on decomposition. *Functional Ecology*, 31, 1471-1481.

TRIVINHO-STRIXINO, S., & STRIXINO, G. 2011. Larvas de Chironomidae do Estado de São Paulo. *Guia de identificação e diagnose dos gêneros*. São Carlos: PPGERN/UFSCar, 229p.

TRINDADE, C. R. T., LANDEIRO, V. L., & SCHNECK, F. 2016. Macrophyte functional groups elucidate the relative role of environmental and spatial factors on species richness and assemblage structure. *Hydrobiologia*, 823(1), 217-230.

TWILLEY, R.R., EJDUNG, G., ROMARE, P., & KEMP, W.M. 1986. A Comparative study of decomposition, oxygen consumption and nutrient release for selected aquatic plants occurring in an estuarine environment. *Oikos*, 47, 190-19.

VALDEMARSEN, T., QUINTANA, C. O., KRISTENSEN, E., & FLINDT, M. R. 2014. Recovery of organic-enriched sediments through microbial degradation: implications for eutrophic estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 503, 41–58.

VOLKMER-RIBEIRO, C., ROSA-BARBOSA, R. D., GUADAGNIN, D. L., MOSTARDEIRO, C., & PEDROSO, A. 2006. Macroinvertebrados bentônicos. Biodiversidade, Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul/Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA/SBF, 156-163.

WALKER, P. D., WIJNHOFEN, S., & VAN DER VELDE, G. 2013. Macrophyte presence and growth form influence macroinvertebrate community structure. *Aquatic Botany*, 104, 80–87.

WANG, M. 2017. Effects of sediment-borne nutrient and litter quality on macrophyte decomposition and nutrient release. *Hydrobiologia*, 787(1), 205–15.

WANTZEN, K. M. 2009. Organic matter processing in tropical streams. *Tropical Stream Ecology*, (1), 43–64.

WEBSTER, J. R., & BENFIELD, E. F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17(1), 567–594.

Wetzel, R. G., & Likens, G. E. 1991. *Limnological Analyses*: Springer-Verlag, 391p.

WETZEL, R.G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Philadelphia: Academic Press, 1006p.

WILLIAMS, W. 1979. *Handbook of anion determination*. Butterworths. 630 p

WIPTT, J. K., & THOMPSON, R. A. 2014. *Urochloa arrecta*. Herbarium of the Utah State University. Disponível em: <http://herbarium.usu.edu/treatments/Urochloa.htm>. Acesso em 12/03/2019.

WONG, P.K., LIANG, Y., LIU, N.Y., & QIU, J.W. 2010. Palatability of macrophytes to the invasive freshwater snail *Pomacea canaliculata*: differential effects of multiple plant traits. *Freshwater Biology*, 55, 2023-2031.

WRIGHT, E. L., BLACK, C. R., CHEESMAN, A. W., TURNER, B. L., & SJÖGERSTEN, S. 2013. Impact of simulated changes in water table depth on ex situ decomposition of leaf litter from a neotropical peatland. *Wetlands*, 33 217–226.

ZHAO, Q., BAI, J., LIU, P., GAO, H., & WANG, J. 2014. Decomposition and carbon and nitrogen dynamics of *Phragmites australis* litter as affected by flooding periods in coastal wetlands. *Clean Soil Air Water*, 43, 441-445.

ANEXOS

Tabela 1. Dados brutos da concentração de fibras totais, lignina e celulose (desvio padrão) nos dias amostrais do experimento nos sistemas aquáticos do Fazzari.

Dia amostral	Concentração %	Tratamentos											
		LE - MF - U	LE - MF - S	LE-MF-M	LE -MG -U	LE- MG- S	LE-MG-M	LO- MF -U	LO-MF-S	LO-MF-M	LO-MG-U	LO-MG-S	LO-MG-M
1	Celulose + Lignina	57±0,24	67±1,41	62±0,43	57±0,40	67±0,08	62±1,04	58±0,68	67±0,47	62±1,55	58±0,88	67±0,87	62±1,40
	Celulose	45±0,80	50±1,42	47±0,75	47±0,35	50±0,85	47±2,60	47±0,74	50±1,01	47±1,03	47±1,66	50±0,85	47±2,19
	Lignina	11±0,72	17±0,62	15±1,07	11±0,65	17±0,79	15±1,60	11±0,84	17±0,63	15±0,59	11±0,79	17±0,72	15±0,87
5	Celulose + Lignina	58±1,63	66±1,26	63±0,28	57±0,29	66±1,40	63±1,76	57±0,93	65±1,19	62±1,75	59±0,95	66±1,21	63±1,90
	Celulose	48±2,64	49±2,60	47±1,69	46±0,53	48±1,91	47±3,64	46±1,91	47±1,51	47±2,87	49±0,89	48±2,79	47±1,76
	Lignina	10±1,02	18±1,45	16±1,80	11±0,61	18±1,87	15±3,45	11±0,98	18±1,74	15±1,37	10±0,83	17±1,65	15±0,96
15	Celulose + Lignina	58±1,25	66±2,53	62±1,20	59±0,91	66±2,37	63±0,51	58±1,37	66±1,86	63±2,09	58±1,77	66±1,57	63±2,14
	Celulose	48±1,78	49±1,52	47±1,61	50±0,75	49±4,26	47±1,70	49±1,74	49±2,10	47±1,80	49±1,37	49±3,39	47±2,71
	Lignina	10±0,59	17±1,09	15±2,66	9±0,38	17±2,01	16±1,49	10±0,38	17±1,85	16±0,53	9±0,43	17±1,82	16±1,45
30	Celulose + Lignina	58±1,05	66±2,39	63±1,08	59±0,65	66±1,24	62±2,59	58±0,77	65±2,89	62±0,72	58±0,49	65±2,94	62±1,77
	Celulose	48±1,41	48±1,57	47±1,70	48±0,46	48±2,23	47±1,78	49±1,33	48±3,37	47±1,75	48±0,60	48±2,75	47±2,19
	Lignina	10±0,36	18±2,09	16±0,64	11±0,44	18±3,37	15±3,55	9±0,81	17±3,23	15±2,17	10±0,40	17±0,62	15±3,32
60	Celulose + Lignina	59±0,83	64±3,56	63±2,57	59±0,81	64±3,50	62±2,75	59±0,60	64±2,85	62±2,11	59±0,61	64±2,44	62±3,41
	Celulose	49±1,01	48±1,96	48±3,80	50±0,72	47±3,70	47±4,24	49±0,53	47±2,87	47±1,71	49±0,23	48±3,47	46±04,02
	Lignina	10±0,23	16±1,63	15±2,40	9±0,82	17±2,63	15±1,83	10±0,42	17±2,42	15±3,75	10±0,40	16±1,80	16±2,23
90	Celulose + Lignina	58±1,01	64±2,72	62±2,68	58±0,41	64±3,41	62±4,88	57±0,68	64±1,74	62±01,65	57±0,43	64±2,63	62±1,64
	Celulose	48±0,92	47±4,48	47±1,40	48±0,90	47±4,80	47±01,83	48±1,13	47±1,91	47±3,36	48±0,24	47±4,48	48±1,97
	Lignina	10±0,61	17±2,57	15±2,33	10±0,94	17±1,39	15±3,05	9±1,09	17±0,63	15±2,07	9±0,64	17±2,20	14±3,25

Legenda: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M(mistura); LE (sistema lântico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa).

Tabela 2. Dados brutos da concentração de fibras totais, lignina e celulose (desvio padrão) nos dias amostrais do experimento nos sistemas aquáticos do Parque das Dunas.

Dia amostral	Concentração %	Tratamentos											
		LE - MF - U	LE - MF - S	LE-MF-M	LE -MG -U	LE- MG- S	LE-MG-M	LO- MF -U	LO-MF-S	LO-MF-M	LO-MG-U	LO-MG-S	LO-MG-M
1	Celulose + Lignina	54±1,1	63±1,02	58±0,89	56±0,78	62±0,93	57±0,58	54±1,1	62±0,58	57±1,26	54±1,98	64±0,95	58±0,87
	Celulose	42±0,65	50±1,25	46±1,36	43±0,87	49±0,85	47±0,36	42±0,89	50±0,45	47±1,1	44±1,25	49±0,92	48±1,92
	Lignina	12±0,75	13±0,98	12±1,1	13±0,75	13±0,74	10±0,96	12±0,85	12±0,76	10±0,63	10±0,89	15±0,78	10±0,81
5	Celulose + Lignina	53±1,69	62±1,18	57±0,14	57±0,89	62±0,87	58±0,85	55±0,96	61±0,54	58±0,74	54±0,15	65±0,17	57±0,85
	Celulose	43±1,18	49±0,48	47±1,15	44±0,18	49±1,86	47±2,65	43±1,1	49±0,16	47±0,87	44±0,45	48±0,94	47±1,16
	Lignina	10±0,85	13±1,08	10±0,47	13±0,15	15±1,15	11±2,41	12±0,25	12±1,49	11±1,1	10±0,78	17±1,67	10±0,14
15	Celulose + Lignina	55±0,45	64±1,48	57±1,36	56±0,85	62±2,31	58±0,15	53±0,96	61±1,69	56±1,58	53±1,18	64±1,45	57±1,69
	Celulose	44±1,15	51±1,25	45±1,24	44±0,36	48±0,17	47±0,48	43±1,17	48±1,44	44±1,69	42±1,02	49±2,54	45±2,14
	Lignina	11±2,16	13±0,85	12±0,75	12±0,14	14±0,18	11±1,25	10±2,65	13±0,85	12±0,25	11±0,39	15±2,03	12±2,39
30	Celulose + Lignina	54±0,54	65±1,18	58±0,25	56±0,74	62±1,69	58±1,58	53±1,26	62±1,15	57±1,57	54±1,12	65±1,25	57±1,16
	Celulose	44±1,25	49±0,69	46±1,14	45±0,14	48±2,54	47±2,69	42±0,96	48±0,89	46±1,69	44±1,58	48±3,37	45±2,14
	Lignina	10±0,39	16±1,36	12±1,85	11±1,32	14±1,48	11±2,47	11±0,47	14±2,34	11±2,47	10±1,69	17±1,69	12±2,56
60	Celulose + Lignina	54±0,14	64±2,35	58±3,65	56±0,81	63±1,68	57±1,57	54±1,25	61±2,84	57±2,85	54±1,36	64±1,47	56±2,36
	Celulose	45±0,18	47±1,85	45±2,14	44±2,35	47±1,36	47±2,32	43±1,36	47±3,35	47±2,14	45±2,14	48±2,34	46±2,41
	Lignina	9±0,36	17±1,41	13±0,58	12±2,48	16±1,48	10±1,91	11±2,14	14±1,58	10±3,01	11±0,96	16±0,96	10±0,96
90	Celulose + Lignina	53±1,02	64±2,36	57±1,54	56±1,47	62±0,89	57±0,75	53±0,96	61±0,89	57±1,69	53±1,47	64±1,68	56±1,58
	Celulose	46±0,36	47±2,14	45±1,48	45±1,69	46±1,48	46±0,96	42±0,15	46±1,14	48±0,87	43±1,69	47±1,62	45±1,47
	Lignina	8±0,47	17±2,35	12±0,98	11±0,92	16±1,23	11±1,36	11±0,31	15±1,84	11±2,03	10±1,85	17±0,68	11±2,63

Legenda: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M(mistura); LE (sistema lêntico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa).

Tabela 3. Dados da atividade enzimática da celulase nos dias amostrais do experimento nos sistemas aquáticos do Fazzari.

Dia amostral	Atividade enzimática da celulase ($\mu\text{mol/ml/min}$)											
	LE - MF - U	LE - MF - S	LE-MF-M	LE -MG -U	LE- MG- S	LE-MG-M	LO- MF -U	LO-MF-S	LO-MF-M	LO-MG-U	LO-MG-S	LO-MG-M
1	226,82	4,53	3,35	43,09	5,63	80,64	16,07	7,35	8,45	101,06	10,57	49,46
5	116,85	3,98	8,76	9,71	4,21	7,43	4,84	4,21	5,78	14,66	6,02	9,08
15	6,65	3,79	4,29	9,00	4,60	5,08	4,45	4,76	5,23	9,79	3,58	4,68
30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
60	5,23	5,63	5,31	3,90	5,86	5,31	7,12	6,10	7,27	5,08	3,82	5,70
90	9,40	13,64	8,45	12,93	6,18	6,18	31,00	4,80	14,27	12,30	7,98	3,03

Legenda: U (*Urochloa arrecta*); S (*Salvinia auriculata*); M (mistura); LE (sistema lântico); LO (sistema lótico); MF (malha fina); MG (malha grossa).

Tabela 4. Dados da atividade enzimática da celulase nos dias amostrais do experimento nos sistemas aquáticos do Parque das Dunas.

Dia amostral	Atividade enzimática da celulase ($\mu\text{mol/ml/min}$)											
	LE - MF - U	LE - MF - S	LE-MF-M	LE -MG -U	LE- MG- S	LE-MG-M	LO- MF -U	LO-MF-S	LO-MF-M	LO-MG-U	LO-MG-S	LO-MG-M
1	20,80	8,17	65,17	185,57	10,49	36,79	424,38	6,01	103,55	284,71	8,49	258,72
5	28,56	3,37	5,61	6,09	9,05	32,55	97,31	3,85	48,62	8,57	3,29	7,37
15	4,09	3,45	3,21	30,79	8,65	6,89	27,84	5,13	8,41	19,76	8,57	30,31
30	4,97	3,61	3,13	5,53	5,13	4,41	7,05	41,35	7,13	4,65	4,89	3,29
60	7,45	15,12	109,78	5,53	13,13	17,52	16,80	15,28	8,81	2,73	9,05	5,69
90	8,33	7,29	8,53	23,28	14,64	7,69	26,16	13,69	10,97	19,36	8,17	31,27