EVANDRO LUIZ CORRÊA DE SOUZA

IMPACTO AMBIENTAL DO USO DO GLYPHOSATE NO CONTROLE DE AGUAPÉ (*Eichhornia crassipes*)

CAMPINAS
2013

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

EVANDRO LUIZ CORRÊA DE SOUZA

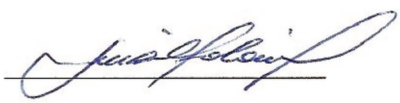
IMPACTO AMBIENTAL DO USO DO GLYPHOSATE NO CONTROLE DE AGUAPÉ (*Eichhornia crassipes*)

Orientador: Prof. Dr. Luiz Lonardoni Foloni

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola, na área de concentração em Água e Solo.

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA TESE DEFENDIDA PELO ALUNO EVANDRO LUIZ CORRÊA DE SOUZA E ORIENTADO PELO PROF. DR. LUIZ LONARDONI FOLONI

Assinatura do Orientador



CAMPINAS
2013

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura
Rose Meire da Silva - CRB 8/5974

So89i

Souza, Evandro Luiz Corrêa, 1977-
Impacto ambiental do uso do glyphosate no controle de aguapé (Eichhornia crassipes) / Evandro Luiz Corrêa de Souza. – Campinas, SP : [s.n.], 2013.

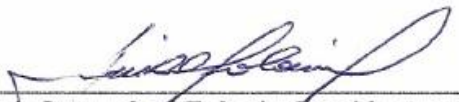
Orientador: Luiz Lonardoni Foloni.
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

1. Aguapé. 2. Glifosato. 3. Impacto ambiental. 4. Macrófitas. 5. Plantas aquáticas. I. Foloni, Luiz Lonardoni. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

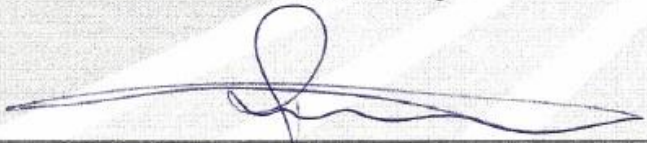
Título em inglês: Environmental impact resulting from the use of glyphosate to control water hyacinth (Eichhornia crassipes)
Palavras-chave em inglês:
Water hyacinth
Glyphosate
Environmental impact
Macrophytes
Aquatic plants
Área de concentração: Água e Solo
Titulação: Doutor em Engenharia Agrícola
Banca examinadora:
Luiz Lonardoni Foloni [Orientador]
Caio Antonio Carbonari
João Domingos Rodrigues
Guilherme Luiz Guimarães
José Teixeira Filho
Data de defesa: 27-02-2013
Programa de Pós-Graduação: Engenharia Agrícola

Este exemplar corresponde à redação final da **Tese de Doutorado** defendida por **Evandro Luiz Corrêa de Souza,** aprovada pela Comissão Julgadora em 27 de fevereiro de 2013, na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas.

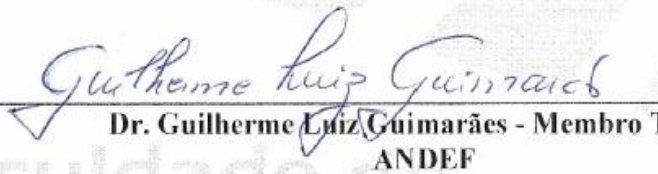


Prof. Dr. Luiz Lonardoni Foloni – Presidente e Orientador
Feagri/Unicamp

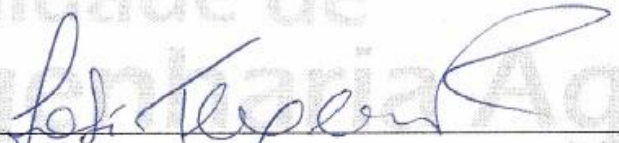
Prof. Dr. Caio Antonio Carbonari – Membro Titular
FCA/Unesp



Prof. Dr. João Domingos Rodrigues - Membro Titular
IBB/Unesp



Dr. Guilherme Luiz Guimarães - Membro Titular
ANDEF



Prof. Dr. José Teixeira Filho - Membro Titular
Feagri/Unicamp

À minha esposa Karolina,
pelo amor, paciência e compreensão
e aos meus filhos, Vitor e Luiza,
motivação de sempre seguir em frente

DEDICO

Aos meus pais Joaquim e Francisca,
pelo incentivo e exemplo de honestidade e persistência,
às minhas irmãs, Renata e Andreza,
pela união de sempre nos desafios da vida,
e às minhas sobrinhas, Paloma e Melissa,

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

Ao departamento de Água e Solo da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI) da Unicamp pela realização do doutorado.

Ao Professor Dr. Luiz Lonardoni Foloni pela orientação, apoio e amizade.

Ao Professor Dr. Edivaldo Domingues Velini pela inestimável colaboração na realização do trabalho de pesquisa, permitindo o uso de toda a estrutura do Núcleo de Pesquisas Avançadas em Matologia (NUPAM), na Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP/Botucatu.

Ao Professor José Teixeira Filho pelo grande apoio com valiosas sugestões para as discussões dos resultados do trabalho.

Ao Professor Dr. Caio Antonio Carbonari pela colaboração e apoio no desenvolvimento da pesquisa.

Aos funcionários do NUPAM, Beto, Marcelo e Guilherme, pela grande ajuda na instalação do experimento, na coleta e análise das amostras.

Aos colegas Gustavo Barboza e Roberto Gomes pela grande ajuda nas análises estatísticas e construção dos gráficos.

Aos meus familiares e amigos que sempre me incentivaram nesta caminhada.

A todas as pessoas que, de uma forma ou de outra, contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS x
LISTA DE TABELAS xii
RESUMO xiii
ABSTRACT xiv
1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA 1
2. HIPÓTESE 3
3. OBJETIVOS 4
3.1 Geral 4
3.2 Específicos 4
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 5
4.1 Aguapé (*Eichhornia crassipes*) 5
4.2 Impacto da presença das macrófitas aquáticas em lagos, represas e usinas de geração elétrica 7
4.3 Manejo de macrófitas aquáticas 13
4.3.1 Controle mecânico 13
4.3.2 Controle biológico 14
4.3.3 Controle químico 14
4.3.4 Controle ou manejo integrado 17
4.4 Glifosato 18
4.4.1 Descrição 18
4.4.2 Características físico-químicas 19
4.4.3 Comportamento na planta 20
4.4.4 Características toxicológicas 25
4.4.5 Comportamento no ambiente 26
4.4.6 Uso do glifosato no controle do aguapé 28
4.5 Registro, permissão para uso de herbicidas em meio aquático 30
5. MATERIAL E MÉTODOS 33
5.1 Caracterização da área experimental 33
5.2 Tratamentos utilizados 34
5.3 Condições das aplicações dos tratamentos 34
5.4 Reservatórios do ensaio 35
5.5 Macrófita utilizada no experimento 36
5.6 Delineamento experimental 36
5.7 Avaliações efetuadas 37
5.7.1 Eficiência do produto (controle) 37
5.7.2 Indicadores de qualidade 37
5.7.3 Determinação de resíduos em água e planta 38
5.8 Metodologia analítica dos compostos 38
5.8.1 Método utilizado 38
5.8.2 Determinação dos compostos 41
6. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO 45
6.1 Eficiência do controle por congelamento e do glifosato sobre o aguapé 45
6.2 Indicadores de qualidade de água 47
6.2.1 pH 47

6.2.2 Turbidez 48
6.2.3 Condutividade elétrica 49
6.2.4 Oxigênio dissolvido 51
6.3 Determinação dos resíduos (concentração) em água 52
6.3.1 Glifosato 52
6.3.2 Ácido aminometilfosfônico (AMPA) 57
6.3.3 Ácido chiquímico 61
6.4 Determinação dos resíduos (concentração) em planta 62
6.4.1 Glifosato 62
6.4.2 AMPA 63
6.4.3 Ácido chiquímico 64
6.5 Determinação da massa (carga) do glifosato 67
6.5.1 Glifosato 67
6.5.2 AMPA 69
6.6 Modelo matemático para decaimento do glifosato 71
7. CONCLUSÕES 75
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 76

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fórmula estrutural do glifosato.....19
Figura 2. Esquema da produção de aminoácidos aromáticos e compostos fenólicos. Sumário das informações apresentadas por: Taiz e Zeiger (2009); Rippert et al. (2004); Ossipov (2003); Tanner et al. (2003); Wildermuth et al. (2001); Buchanan et al. (2000); Guillet et al. (2000); Mauchi-Mani e Slusarenko (1996); Mousdale e Doggins (1991) Fonte: Velini, e. D., 2009.24
Figura 3. Degradação do glifosato por bactérias do solo, com produção dos metabólitos ácido aminometilfosfônico (AMPA) e sarcosina (Dick e Quinn, 1995). 27
Figura 4. Visualização geral da área experimental 33
Figura 5. Reservatório utilizado no experimento. 35
Figura 6. Cromatógrafo líquido (proeminence UFLC) acoplado ao espectrômetro de massas (3200 Q TRAP) – LC-MS/MS. Botucatu (sp), em 2012. 39
Figura 7. Cromatograma do glifosato e os fragmentos gerado na concentração de 500 µg l^{-1}, Botucatu/SP, 2012.....41
Figura 8. Sequência do processo de extração dos compostos a partir das amostras secas das plantas de aguapé, em Botucatu (SP), 2012. 43
Figura 9. Sequência do processo de extração dos compostos a partir das amostras de água de aguapé, em Botucatu/SP, em 2012. 44
Figura 10. Porcentagem de controle do glifosato e por congelamento sobre o aguapé aos 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação. 45
Figura 11. Distribuição dos valores de glifosato em água em (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º DAA, nos reservatórios sem planta com glifosato. 53
Figura12. Concentração média do glifosato nos reservatórios sem planta com glifosato, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação. 53
Figura 13. Distribuição dos valores de glifosato em água (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º daa, nos reservatórios com planta com glifosato.55
Figura 14. Concentração média do glifosato nos reservatórios com planta com glifosato, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação. 55
Figura 15. Distribuição dos valores de ampa em água (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º daa, nos reservatórios sem planta com glifosato.58
Figura 16. Concentração média do ampa nos reservatórios sem planta com glifosato, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação. 58
Figura 17. Distribuição dos valores de ampa em água (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º daa, nos reservatórios com planta com glifosato.59
Figura 18. Concentrações do ampa nos reservatórios com planta com glifosato, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação. 60
Figura 19. Relação da concentração de glifosato e ampa em água.....60
Figura 20. Distribuição dos valores de ácido chiquímico em água (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º daa, nos reservatórios com planta com glifosato. 61
Figura 21. Distribuição dos valores de glifosato em planta (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º daa, nos reservatórios com planta com glifosato.62
Figura 22. Distribuição dos valores de ampa em planta (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º daa, nos reservatórios com planta com glifosato...63

Figura 23. Relação da concentração de glifosato e ampa em planta. 64
Figura 24. Distribuição dos valores de ácido chiquímico em planta (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º daa, nos reservatórios com planta com glifosato. 65
Figura 25. Distribuição dos valores de ácido chiquímico em planta (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º daa, nos reservatórios com planta sem glifosato. 65
Figura 26. Concentrações de ácido chiquímico aos 2, 4, 8, 16, 32 e 64 DAA nos tratamentos que foram colonizados pelo aguapé, com e sem aplicação do herbicida. 66
Figura 27. Carga média (mg) do glifosato nos reservatórios sem planta com glifosato, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação. 68
Figura 28. Carga média (massa) do glifosato (mg) no reservatório com planta com glifosato, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação. 68
Figura 29. Carga média (mg) do AMPA nos reservatórios sem planta com glifosato, nas diferentes épocas de avaliação. 70
Figura 30. Carga média (mg) do AMPA nos reservatórios com planta com glifosato, nas diferentes épocas de avaliação. 70
Figura 31. Ln da carga media em função do tempo. 71
Figura 32. Valores observados e simulados da carga média dos reservatórios sem planta com glifosato ao longo do tempo. 72
Figura 33. Ln da carga media em função do tempo. 73
Figura 34. Valores observados e simulados da carga média dos reservatórios sem planta com glifosato ao longo do tempo. 73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Apresentação dos tratamentos utilizados no experimento. 34
Tabela 2. Volumes de água dos reservatórios distribuídos no momento da aplicação. 36
Tabela 3. Condições cromatográficas utilizadas para quantificação dos compostos no modo de ionização negativo, em Botucatu (SP), em 2012. 40
Tabela 4. Massa molecular e íons secundários dos compostos analisados,erm Botucatu (SP), em 2012 40
Tabela 5. Curvas analíticas e faixas de concentração para cada composto analisado, Botucatu/SP, 2012.....41
Tabela 6. Eficiência de controle do glifosato sobre o aguapé nos reservatórios com planta e com aplicação de glifosato e com planta e controle por congelamento, nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação. 46
Tabela 7. Valores médios do pH obtidos antes da aplicação e aos 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação, nos cinco tratamentos avaliados. 47
Tabela 8. Valores médios da turbidez obtidos antes da aplicação e aos 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação, nos cinco tratamentos avaliados. 49
Tabela 9. Valores médios da condutividade elétrica obtidos antes da aplicação e aos 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação, nos cinco tratamentos avaliados. 50
Tabela 10. Valores médios da turbidez obtidos antes da aplicação e aos 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação, nos cinco tratamentos avaliados. 51
Tabela 11. Concentrações de glifosato em água obtidas nos reservatórios sem planta com glifosato, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação. 53
Tabela 12. Concentrações de glifosato em água obtidas nos reservatórios com planta com glifosato, nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação. 54
Tabela 13. Concentrações de AMPA em água obtidas nos reservatórios sem planta com glifosato, nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação. 58
Tabela 14. Concentrações de AMPA em água obtidas nos reservatórios com planta com glifosato, nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação. 59
Tabela 15. Concentrações de ácido chiquímico em água obtidas nos reservatórios com planta com glifosato, nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação. 61
Tabela 16. Concentrações de glifosato em planta obtidas nos reservatórios com planta com glifosato, nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação.....62
Tabela 17. Concentrações de AMPA em planta obtidas nos reservatórios com planta com glifosato, nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação.....63
Tabela 18. Concentrações de ácido chiquímico em planta obtidas nos reservatórios com planta com glifosato, nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação. 64
Tabela 19. Concentrações de ácido chiquímico em planta obtidas nos reservatórios com planta sem glifosato, nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação. 65
Tabela 20. Determinação da massa (mg) de glifosato em água, em cada reservatório, nos tratamentos com e sem aguapé, nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação. 67
Tabela 21. Determinação da massa (mg) de AMPA em água, em cada reservatório, nos tratamentos com e sem aguapé, nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação. 69

RESUMO

Visando avaliar o impacto ambiental do herbicida glifosato em ambiente aquático, escolheu-se estudar, em campo experimental controlado e fechado, o manejo do aguapé (*Eichhornia crassipes*), analisando parâmetros de qualidade de água e de resíduos de glifosato. Os experimentos foram conduzidos na área experimental do Núcleo de Pesquisas Avançadas em Matologia (NUPAM), pertencente à Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP, *campus* de Botucatu (SP). No experimento utilizaram-se 20 reservatórios de fibra de cimento, sendo quatro para cada tratamento, com capacidade de armazenamento de 250 L, sem reposição da água evapotranspirada. Os tratamentos utilizados foram: T1 – Reservatórios sem a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato; T2 – Reservatórios sem a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato (Dose 7,0 L ha^{-1}); T3 – Reservatórios com a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato (Dose 7,0 L ha^{-1}); T4 – Reservatórios com a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato e T5 – Reservatórios com a presença de plantas de aguapé e com controle por congelamento (nitrogênio líquido). Para aplicação nos reservatórios, empregou-se equipamento de precisão a gás carbônico (CO_2), proporcionando vazão a 200 L ha^{-1}. As coletas das amostras de água e de plantas foram realizadas antes da aplicação, logo após a aplicação e nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação. As amostras de água foram submetidas às análises de qualidade (pH, turbidez, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido) e de resíduos (glifosato, AMPA e ácido chiquímico). Os resultados mostraram que o glifosato foi eficiente no controle do aguapé; que o uso do glifosato, aplicado diretamente na superfície da água ou sobre as plantas ou no controle do aguapé, não alterou significativamente os parâmetros de qualidade da água analisados; que os teores de resíduos de glifosato encontrados nas análises de água, nos reservatórios com ou sem a presença do aguapé, foram rapidamente degradadas ao longo do tempo. O modelo matemático de decaimento foi aplicado para descrever o decréscimo das concentrações e das cargas do glifosato. Esse modelo permitiu a estimativa da meia-vida do glifosato nos reservatórios entre 6 a 16 dias. Os resultados finais confirmam a hipótese de que o uso do herbicida glifosato no controle do aguapé (*Eichhornia crassipes)* em ambientes aquáticos fechados não apresenta impacto negativo na qualidade da água e/ou resíduos que impossibilitem o seu uso.

Palavras-chave: aguapé, glifosato, impacto ambiental, macrófitas, plantas aquáticas.

ABSTRACT

Seeking to evaluate the environmental impact of glyphosate in the aquatic environment, it was chosen to study in controlled and closed experimental field, the management of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), analyzing parameters of water quality and residues of glyphosate. The experiments were conducted in the testing area of NUPAM at the UNESP Faculty of Agronomic Sciences, Botucatu (SP). In the experiment, 20 fiber cement tanks were used, four for each treatment, with storage capacity of 250 L, without replacement of the evapotranspirated water. The procedures for the experiment were: T1 – Tanks without water hyacinth and without glifosato application; T2 – Tanks without water hyacinth and with glyphosate application (dose - 7,0 L ha^{-1}); T3 – Tanks with water hyacinth and with glyphosate application (dose - 7,0 L ha^{-1}); T4 – Tanks with water hyacinth and without glyphosate application; T5 – Tanks with water hyacinth controlled by a freezing process. For application in the tanks, it was used carbon dioxide (CO_2) precision equipment, providing an output of 200 L ha-1. Sample collections of water and plants were performed before the application, soon after application and on the 2nd, 4th, 8th, 16th, 32nd and 64th days after application. The samples were subjected to analyses of quality (pH, turbidity, electrical conductivity and dissolved oxygen) and residues (glyphosate, AMPA and shikimic acid). The results have shown the following: glyphosate was efficient to control the water hyacinth; the use of glyphosate, applied directly to the surface of the water or on plants or on water hyacinth control, did not significantly alter water quality parameters analyzed; the residues of glyphosate, AMPA and shikimic acid found in the analysis of water in the tanks, with or without the presence of water hyacinth, quickly degraded over time. The mathematical model of decay was applied to describe the decrease of the concentrations and loads of glyphosate. This model allowed the estimated half-life of glyphosate in the tanks between 6 to 16 days. The final results confirm the hypothesis that the use of glyphosate in the control of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in closed aquatic environments has no negative impact on the quality of water and/or residues that prevent its use.

Key words: water hyacinth, glyphosate, environmental impact, macrophytes, aquatic plants.

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

As macrófitas são importantes componentes dos ecossistemas de água doce e constituem expressivas fontes de energia e de matéria no primeiro nível trófico das cadeias alimentares. Dentre as principais funções dessas plantas no meio ambiente, podem-se citar as de: abrigos para reprodução e proteção das fases jovens de alguns peixes e de outros organismos aquáticos; a eliminação do excesso de substâncias tóxicas e eutrofizantes da água; a proteção das margens dos corpos d'água contra o processo erosivo, pela retenção do material carregado pela erosão dos ambientes terrestres e a promoção da heterogeneidade espacial e temporal o que contribui para maior diversidade do sistema.

A crescente desestabilização dos sistemas aquáticos, face ao atual modelo de desenvolvimento que demanda crescente geração de energia e de bens de consumo, tem, nas últimas décadas, levado a uma desestruturação de ecossistemas aquáticos. Como consequência desse processo, um crescimento descontrolado de várias espécies de macrófitas aquáticas tem elevado sua população a níveis indesejáveis e implicado em busca de alternativas para a administração desse problema.

Os problemas observados estão relacionados ao ambiente e às atividades humanas e entre eles, destacam-se: a alteração da disponibilidade de oxigênio e de outras substâncias essenciais à vida aquática; a competição com plantas nativas em áreas naturais substituindo-as e simplificando o complexo biótico do ecossistema; a redução e/ou impedimento da navegabilidade dos rios e funcionamento de eclusas; abrigo de organismos vetores de doenças humanas e outros animais nocivos; prejuízos à pesca amadora e profissional; entraves à navegação comercial, prejuízo à prática de esportes náuticos; redução da vida útil de canais de irrigação e drenagem e a obstrução de turbinas de usinas hidrelétricas. Este último problema tem demandado das empresas geradoras de energia altos investimentos no controle da proliferação desordenada das macrófitas aquáticas.

Os métodos atuais para o controle dessas plantas aquáticas, especialmente em barragens, no que pese a impossibilidade atual de eliminar as causas da desestabilização dos ecossistemas aquáticos são: mecânicos, biológicos e químicos. Cada um deles apresenta vantagem e desvantagem, mas em todos os casos, há necessidade de se avaliar o impacto ambiental causado pelo seu uso.

O método químico que preconiza o uso de herbicidas específicos para controlar as plantas aquáticas vem sendo utilizado em diferentes lugares no mundo e no passado já foi adotado no Brasil e posteriormente, revogado.

No Brasil, a produção de conhecimento nessa área tem sido pequena, tendo em vista a legislação proibitiva de estudos *in loco*. Os estudos desenvolvidos no país, em razão dessa proibição, têm sido efetuados em ambientes controlados e em sistemas fechados. O IBAMA realizou dois congressos sobre o controle de plantas aquáticas, um em 1998 e outro em 2008. Nesse período, pouco se evoluiu em relação à utilização do controle químico das macrófitas aquáticas, por falta de aprovação de registro de herbicidas para o controle de plantas daninhas em meio ambiente aquático. Nesse período, um único produto teve seu registro autorizado, o fluridone, para o controle de macrófitas submersas.

Entretanto, as macrófitas continuam a se proliferar sem controle em algumas unidades de geração de energia elétrica e vêm se transformando em um problema de difícil solução e complicada operação por meio do controle mecânico, nem sempre eficiente.

O glifosato chegou a ser registrado no Brasil, no final da década de 1980, para o controle de aquáticas, da mesma forma que existiam registros para o Diquat e o 2,4 D. Com a criação do IBAMA que reviu os processos de concessão de registro, todos os herbicidas anteriormente registrados tiveram os seus registros cancelados. Nos Estados Unidos, entretanto, o uso do glifosato é amplamente utilizado para o controle de macrófitas em rios, açudes, lagos e até mesmo em reservas biológicas, com indicadores que apontam para a eficiência do produto. Contudo, há controvérsias entre vários estudos que apresentam resultados diferentes.

Devido à fragilidade dos ecossistemas e pelo fato de que os produtos químicos possuem toxicidades diferentes a diversos organismos do ecossistema aquático, há necessidade de cuidadosa avaliação antes de se propor o uso de alguma dessas substâncias.

Visando avaliar o herbicida glifosato em ambiente aquático, escolheu-se estudar, em campo experimental controlado e fechado, o manejo do aguapé (*Eichhornia crassipes*) analisando diversos parâmetros ambientais de forma a contribuir na formulação do problema dentro da análise de risco - beneficio, como parte de uma análise de risco do impacto ambiental do uso desse produto no controle de plantas daninhas aquáticas.

2. HIPÓTESE

O uso do herbicida glifosato no controle do aguapé (*Eichhornia crassipes)* em ambientes aquáticos fechados não apresenta impacto negativo na qualidade da água e ou resíduos que impossibilitem o seu uso.

3. OBJETIVOS

3.1 Geral

Avaliar o impacto ambiental do uso do herbicida glifosato no controle de aguapé (*Eichhornia crassipes*).

3.2 Específicos

- Avaliar a eficácia de controle do aguapé pelo herbicida glifosato;
- Avaliar os impactos do glifosato nos indicadores de qualidade de água: concentração de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH e turbidez;
- Quantificar os resíduos do glifosato e AMPA na água e na planta;
- Quantificar os teores de ácido chiquímico na água e na planta;
- Avaliar a possibilidade de utilizar um modelo matemático para a predição dos efeitos do seu uso.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Aguapé (*Eichhornia crassipes*)

De acordo com MOTTA e COSTA (1984) e MARCH e PITELLI (2003), *Eichhornia crassipes* é uma planta aquática perene, pertencente à família das *Ponederiaceae*, composta por espécies aquáticas flutuantes ou enraizadas em solos submersos, com rizomas e raízes adventícias. Possui caule curto, com raízes finas que chegam a atingir 60 cm de comprimento. Reproduz-se por sementes ou de forma vegetativa por meio de estolões. No mundo, 28 espécies são comuns; destas, 21 pertencem ao gênero *Eichhornia* e 5 são nativas do Brasil.

De nome comum Aguapé, também é conhecida como Jacinto d'água, Couve-aquática, Lírio d'água, entre outros nomes. É considerada a pior planta aquática do mundo (KISSMANN, 1997; LORENZI, 2000; MARTINS et al. 2011). É classificada por HOLM et al. (1991) como a oitava planta daninha de maior expressão mundial.

Para LABRADA et al. (1995), a macrófita aquática flutuante *Eichhornia crassipes* é considerada um dos maiores problemas nos corpos de água dos trópicos e subtrópicos. Os autores informam que ela é considerada originária da Amazônia e dispersou muito rapidamente em vários países tropicais e subtropicais da América Latina e Caribe, África, Sudeste da Ásia e do Pacífico.

No Brasil, foi descrita pela primeira vez em 1824 pelo naturalista alemão C. Von Martius, durante a realização de pesquisas de espécies florais na Região Amazônica e na bacia dos rios que banham a região oeste do país (GOPAL, 1987; KISSMANN, 1991). Já nos Estados Unidos, acredita-se que tenha sido introduzida em 1884 em Nova Orleans, Louisiana. Posteriormente foi para Flórida em 1895 e para Califórnia em 1904, espalhando-se para metade dos estados desse país (CENTER et al., 2002). Também, no final do século XIX, foi introduzida na Ásia (OKI, 1990), na África (HILL, 2003) e na Oceania (CSIRO apud JONES, 2009). Por fim, na Europa, teve o primeiro registro em 1939 (JONES, 2009).

Os motivos para a distribuição mundial dessa planta daninha são vários, mas geralmente é devido às propriedades decorativas ou ornamentais da planta, à beleza de suas flores ou como fonte de alimentos para animais (DING et al., 2001).

Para IKUSHIMA (1983), muitas das plantas que crescem bem em águas eutrofizadas são consideradas plantas daninhas graves, sendo a maioria espécies exóticas. Essas espécies parecem reproduzir mais rapidamente e se espalhar mais vigorosamente do que em sua área nativa.

O nível de reprodução do aguapé é muito alto em todos os países onde a planta foi introduzida. A taxa de crescimento explosivo dessas plantas daninhas é devido, em grande escala, à eutrofização dos corpos d'água. Também a ausência de inimigos naturais da planta contribui para seu rápido crescimento (LABRADA et al., 1995).

As plantas daninhas aquáticas flutuantes, em especial o aguapé, são as que causam os mais sérios danos em nível mundial. Apresenta rápida capacidade de multiplicação, grande área de tecido fotossintético em proporção ao comprimento da planta, grande capacidade de ocupar locais com incidência de luz, bem como independência das condições de substrato devido ao fluxo d'água e à localização das plantas (IBAMA, 2001).

Segundo MARCONDES e TANAKA (1997) e LORENZI (2000), o aguapé é a principal planta daninha aquática existente no país; devido à sua estrutura vigorosa é capaz de aumentar sua massa verde em 15% ao dia, dobrando-a a cada 6-7 dias. Quando em condições ideais, acumula 800 kg/ha/dia, chegando a produzir 480 ton/ha/ano de massa verde, com um incremento de volume diário de 4,8%. Salientam ainda que um lago coberto por aguapé perde entre duas a oito vezes mais água por evapotranspiração do que na ausência dessa planta. Esses dados vão ao encontro das informações de HOLM et al. (1991), que comentam que uma superfície contendo aguapé pode apresentar uma taxa de evapotranspiração até oito vezes maior do que a mesma superfície sem a presença dessa planta.

Devido à capacidade de se reproduzir vegetativamente, o aguapé, em condições ideais, tem um mecanismo capaz de suprimir quaisquer espécies nativas que ocorrem no sistema. Durante os períodos de vento forte e ação das ondas, as plantas são capazes de se dispersar e colonizar outras áreas do sistema (JONES, 2009).

GOPAL (1987) relata que duas plantas dessa macrófita têm a capacidade de se multiplicar para 1.200 plantas em 120 dias ou que a superfície do tapete formado pode dobrar a cada 6,2 dias. O autor aponta ainda que o aguapé tem um impacto direto sobre o fluxo de água de sistemas aquáticos, diminuindo-o entre 40 a 95% nos canais de irrigação. Tal fato pode causar inundações e promover um efeito prejudicial sobre a ecologia do sistema.

HOLM et al. (1991) explicam que as sementes dessa macrófita invasora podem permanecer dormentes e germinar após 15, 18 anos; e para GOPAL (1987), a dormência pode perdurar por até 20 anos, até que as condições favoráveis permitam sua germinação.

Ahmed et al. (1980 *apud* GUIMARÃES, 2003) dizem que as perdas econômicas causadas por essa macrófita resultam das perdas de água pela transpiração, bloqueamento de canais de drenagem, interferência na navegação, problemas com atividades de lazer como a pesca, causando também diminuição nos valores das áreas afetadas.

Pesquisas mostram que grandes infestações de Aguapé provocam estados de calamidade ou de emergência. Sua multiplicação explosiva a coloca em alta competitividade em relação a outras espécies, como *Pistia*, *Salvinia*, *Azolla*, por exemplo, dominando o ambiente aquático em que se faz presente (KISSMANN, 1991).

Seed (1978 apud GUIMARÃES, 2003), avaliando o efeito do pH sobre a natureza da competição entre *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, mostrou que, independente do pH, a primeira leva uma clara vantagem em áreas com essas duas macrófitas; em alguns casos, *Pistia* foi totalmente substituída pelo aguapé. O mesmo autor mostra que *Eichhornia* sofre mais competição intraespecífica do que interespecífica.

O aguapé foi introduzido fora de seu habitat natural, devido à falta de conhecimento de suas características invasivas e dos imensos impactos ecológicos negativos que poderia oferecer aos ecossistemas de água doce. Ainda, nos dias de hoje, a falta de aplicação da legislação pertinente ou, em alguns casos, de qualquer legislação para subsidiar o manejo adequado de macrófitas aquáticas permitiu a dispersão e a degradação dos corpos d'água por essa planta daninha.

4.2 Impacto da presença das macrófitas aquáticas em lagos, represas e usinas de geração elétrica

Os ambientes aquáticos, de forma geral, são formados por uma grande biodiversidade vegetal, a qual, em situação ecologicamente equilibrada, é essencial para a manutenção e desenvolvimento desse ecossistema. Nesses ambientes, as plantas aquáticas são responsáveis pela oxigenação e depuração da água, servem de alimento e abrigo para reprodução e refúgio para peixes e aves, protegem as margens da ação erosiva da água (IBAMA, 2001; TANAKA, 1998; ASAEDA et al., 2000; VELINI et al., 2005; FOLONI, 2008).

Em áreas sob elevada ação antrópica, as características do meio são alteradas havendo modificações nas características originais do corpo d'água, incluindo os segmentos bióticos e abióticos. Nessas condições, algumas populações de macrófitas desenvolvem densas colonizações a acabam prevalecendo sobre outras espécies (PITELLI, 2009).

Dentre os fatores mais comuns desse crescimento estão o excesso de nutrientes (eutrofização do ecossistema), desequilíbrio da cadeia de inimigos naturais, alteração do regime caudal do corpo hídrico e introdução de organismos exóticos e/ou alóctones. Esses fatores também estão associados às atividades humanas (FIGUEIREDO et al., 2007).

As macrófitas aquáticas caracterizam-se pela alta taxa de crescimento e pela capacidade de reprodução assexuada e classificam-se em submersas, flutuantes, imersas com folhas flutuantes e emersas (IBAMA, 2001).

Em situações em que as macrófitas aquáticas estão em desequilíbrio no ambiente, tanto em lagos como rios, represas e usinas hidrelétricas, diversos problemas são causados, os quais, além de prejudicarem a beleza da paisagem, promovem abrigo de vetores de várias doenças (ocasionando sérios problemas de saúde pública), prejudicam as atividades de lazer por meio da navegação, interferem no funcionamento normal de eclusas e geram a obstrução das grades de proteção e das turbinas (FOLONI, 2008).

De acordo com o IBAMA (2001), além dos problemas citados anteriormente, as grandes populações de plantas aquáticas podem contribuir para a redução ou até a extinção de algumas espécies mais suscetíveis à competição física, queda acentuada do oxigênio dissolvido nos períodos noturnos, redução da luminosidade na coluna d'água, acúmulo de matéria orgânica, assoreamento de áreas e dificuldade a movimentação de animais, fatores esses que contribuem para a redução da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos.

A desestabilização desses locais pode ter como consequência, entre outras, um crescimento descontrolado de uma ou mais espécies, elevando sua população a níveis indesejáveis e prejudiciais, tornando necessária a adoção de medidas de controle (VELINI et al., 2002).

As plantas aquáticas, na condição de daninhas, causam danos à utilização dos ecossistemas, à geração de energia elétrica; navegação; captação de água; atividade agropecuária; atividade pesqueira; saúde pública; lazer e turismo e ambiente (MARCONDES

e TANAKA, 1997; PITELLI, 1998; SMITH et al., 1999; VAN NES et al., 2002; TANAKA et al., 2002b; THOMAS, 2002; CAVENAGHI et al., 2005; MARTINS et al., 2008a).

Grande parte das bacias hidrográficas localizadas na região Sudeste do país são colonizadas por diversas espécies de macrófitas aquáticas, que acarretam problemas operacionais e de usos múltiplos em decorrência de seu desenvolvimento excessivo. Esse crescimento desordenado de vegetação aquática tem estimulado várias pesquisas com o objetivo de identificar sua biologia e distribuição, bem como estabelecer o melhor manejo dessas plantas, as quais assumiram a condição de plantas daninhas (MARTINS et al., 1999; ANTUNIASI et al., 2002; CARDOSO et al., 2002, MARCONDES et al., 2002; NEVES et al., 2002; GALO et al., 2002; TANAKA et al., 2002a, b; CARVALHO et al., 2003; CAVENAGHI et al., 2003; CAVENAGHI et al., 2005; MARTINS et al., 2008a; PITELLI et al., 2009; AIRES et al. 2012).

DEUBER (1997) afirma que plantas aquáticas em excesso podem causar sérios prejuízos, reduzindo a disponibilidade e qualidade da água e gerando, assim, problemas ambientais que podem ser relacionados com a saúde humana e animal.

Outro problema é a presença de macrófitas próximas a grandes centros urbanos, que possibilitam a procriação de mosquitos e outros vetores de doenças humanas, além de proporcionarem condições microaerofílicas com produção de substâncias de mau odor (PITELLI, 1998).

As plantas aquáticas podem ser encontradas vegetando as margens de rios e reservatórios ou dentro dos mais diversos ambientes aquáticos, empregando diferentes mecanismos de adaptação para sobrevivência e desenvolvimento. Enquanto algumas espécies apresentam-se enraizadas em corpos d'água com fortes correntezas, outras somente podem viver em águas paradas ou estagnadas (MARTINS et al., 2002).

O fato de ambientes hídricos tornarem-se infestados por plantas aquáticas é uma indicação de que a água apresenta um problema de difícil solução: o excesso de nutrientes, provenientes de fontes como o esgoto doméstico, a erosão de terras agrícolas, os resíduos industriais e a decomposição de plantas e de outros organismos (PATTON e STARNES, 1970).

As macrófitas aquáticas são amplamente consideradas como uma das principais causas da perda de biodiversidade, possibilitando ter efeitos significativos na disponibilidade de recursos, podendo suprimir ou aumentar a presença de espécies nativas, sem necessariamente ser a força motriz por trás desta alteração (DIDHAM et al., 2005).

No Brasil, as plantas aquáticas representam grandes problemas em três ambientes alterados pelos homens: lagos e reservatórios eutrofizados próximos a centros urbanos; represas rurais e canais de irrigação e de drenagem; reservatórios de usinas hidrelétricas (PITELI, 1998). Essas plantas, consideradas daninhas, afetam o transporte de cargas das hidrovias, dificultando as rotas de navegação, além dos prejuízos às usinas hidrelétricas na geração de energia, o que incrementa os custos de manutenção (MARCONDES e TANAKA, 1997).

De acordo com MARTINS et al. (2002), as principais plantas daninhas que colonizam o meio aquático são: *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Echinochloa polystachya*, *Egeria densa*, *Egeria najas*, *Brachiaria subquadripara*, *Typha dominguensis*; espécies aquáticas do gêneros *Polygonum, Salvinia* e *Cyperus*.

VELINI et al. (2005) caracterizaram a qualidade da água e do sedimento na UHE de Americana (SP), relacionando-os com a ocorrência de plantas aquáticas. As amostragens de água indicaram elevados teores de nitrogênio (3,867 mg L^{-1} para nitrato, 0,706 mg L^{-1} para amônia, 1,372 mg L^{-1} para nitrito) e 151,979 µg L^{-1}para fosfato dissolvido em água. No caso do sedimento, foram encontrados elevados níveis de fertilidade, com teores de matéria orgânica na faixa de 32,18 g kg^{-1}, de fósforo com 68,87 mg dm^{-3}, de cálcio como 36,96 mmol dm^{-3} e de magnésio com valores médios de 11,88 mmol dm^{-1}. As espécies encontradas em maior frequência e com maior ocupação média foram marginais e flutuantes, com destaque para *Brachiaria subquadripara*, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata*.

CAVENAGHI et al. (2003) relacionaram a qualidade de água e sedimento com a ocorrência de plantas aquáticas em cinco reservatórios da Bacia do Rio Tietê, utilizado na produção de energia elétrica. Como resultado do trabalho, os autores concluíram que a ocorrência de plantas submersas, destacando-se *Egeria densa* e *Egeria najas*, foi a mais dependente da transparência da água e transmissão de luz. A maior turbidez e sólidos suspensos contidos e a menor transmissão de luz alteram a frequência de plantas submersas. Os reservatórios de Promissão e Nova Avanhandava (SP) foram os mais infestados com

plantas submersas. A ocorrência de plantas marginais e flutuantes é muito dependente da formação de bancos de sedimentos. Os reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga (SP) foram os mais infestados com plantas marginais flutuantes. A concentração de fósforo e nitrogênio, a turbidez e os sólidos suspensos foram reduzidos com o deslocamento ao longo da sequência de reservatórios no Rio Tietê.

MARTINS et al. (2008a) avaliaram e compararam a comunidade de plantas aquáticas de 18 reservatórios pertencentes às bacias hidrográficas dos rios Paraíba, Paraná, Paranapanema, Grande e Tietê. Foram identificadas 39 espécies, distribuídas em 21 famílias. De acordo com o levantamento, a maioria das espécies identificadas nos 5 reservatórios pertenceu ao grupo das emersas (*Polygonum lapathifolium*, *Brachiaria arrecta*, *Brachiaria mutica*, *Cyperus* sp. e *Typha latifólia*). Também se destacaram as espécies *Salvinia auriculata*, *Eichhornia crassipes*, *Eichhornia azurea* e *Pistia stratiotes*, pertencentes ao grupo das flutuantes.

TANAKA et al. (2002b) realizaram levantamento nos seis reservatórios da CESP (Companhia Energética de São Paulo), onde foram identificadas 29 espécies de macrófitas aquáticas, pertencentes a 17 famílias botânicas.

CARVALHO et al. (2003) avaliaram o nível de infestação de plantas aquáticas no Rio Tietê, no reservatório de Barra Bonita (SP), em 335 pontos, resultando em 1.871 ha de área infestada, de uma área total de 27.718 ha. Encontraram 17 espécies de macrófitas superficiais, sendo as mais importantes: *Brachiaria mutica*; *Brachiaria subquadripara*; *Eichhornia crassipes*; *Pistia stratiotes*; *Enida Sessilis*; *Polygonum lapatifolium*; *Echinochloa polystachya* e *Salvínia auriculata*.

MARCONDES et al. (2003a) relataram que o reservatório da Usina Hidrelétrica Eng. Souza Dias (Jupiá), apresenta grandes populações de plantas aquáticas submersas, principalmente das espécies *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. Essas plantas ocupam grandes extensões do reservatório, com acúmulo de matéria fresca de até 50 t ha^{-1} nos pontos de maior colonização, que correspondem às lagoas marginais situadas ao longo do leito do Rio Tietê.

MARTINS et al. (2002) caracterizaram a comunidade infestante de plantas aquáticas presentes nos reservatórios de Piraí (RJ) (Vigório, Pereira Passos e Lajes), verificando ser as mais frequentes: *Brachiaria arrecta*; *Egeria densa*; *Eichhornia azurea*; *Eichhornia crapisses*;

Hymenachne amplexicaulis; *Panicum rivulare*; *Eichhornia stratiotus*; *Polygonum spp.*; *Sagitaria montevidensis*; *Salvínia auriculata e Thypha dominguensis.*

PITELLI et al. (2008) desenvolveram um trabalho para avaliar a dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana, no município de Piraí (RJ). Realizaram-se levantamentos mensais, durante o ano de 2004, identificando 41 espécies, inseridas em 21 famílias botânicas. As famílias com o maior número de espécies representadas ao longo do ano foram as Poaceae, Pontederiaceae e Cyperaceae. No entanto, as espécies que mais se destacaram foram *Salvinia herzogii*, *Egeria densa*, *Eichhornia azurea*, *Brachiaria arrecta* e *Paspalum repens*.

Velini et al. (2002 apud FOLONI, 2008) avaliaram o reservatório de Americana (SP) por meio de imagens de satélite dos anos de 1985, 1990, 1995, 2000 e 2001 para mapear a ocorrência de macrófitas marginais e flutuantes, encontrando um valor final de 260 t. ha^{-1}, com taxa média mensal de 3,35%. A ocupação do reservatório evolui de 0,21% para 16%, de forma que em 1990 bastaria controlar 30,5 ha para a infestação voltar ao nível de 1985; já em 2001, seria necessário controlar 7,5 ha por mês, durante 27 meses, para alcançar os mesmos resultados. Os autores concluem que esse é apenas um exemplo dos muitos no Brasil, das consequências entre a eutrofização do ambiente e o livre crescimento de macrófitas por longos períodos, indicando que tal situação não pode ser considerada parte integrante de um ecossistema em equilíbrio.

No período chuvoso, as cheias deslocam massas de plantas em direção à usina, onde acumulam nas grades de proteção das unidades geradoras, tornando obrigatória sua remoção, a fim de evitar o entupimento das grades.

De forma geral, devem-se avaliar as características dos reservatórios. Os trabalhos existentes na bibliografia abordam os grandes reservatórios, mas devemos lembrar que existem inúmeros reservatórios pequenos, cujas principais características são a de ter pequeno volume d'água e pequena profundidade (rasos). Dessa forma, propiciam o desenvolvimento de extensas comunidades de macrófitas aquáticas que, segundo WETZEL (1975), terminarão de desembocar nos grandes rios e acabar por ocasionar os problemas já citados.

4.3 Manejo de macrófitas aquáticas

Com a crescente demanda por acesso, uso e valores associados às águas superficiais e, do outro lado, o crescimento exponencial de diversas plantas daninhas no meio aquático, tornaram-se necessárias medidas de controle dessas plantas.

A Sociedade de Manejo de Plantas Aquáticas (APMS), nos Estados Unidos, define o controle de plantas aquáticas como sendo as técnicas utilizadas isoladamente ou em combinação, que resultam em uma redução no tempo adequado, consistente e substancial de uma população de plantas-alvo para níveis que aliviam a uma deficiência existente ou potencial, para os usos ou funções dos corpos d'água (UFL, 2012b).

O manejo ou controle de macrófitas aquáticas torna-se necessário quando há um crescimento populacional e passa a interferir no equilíbrio biótico ou nos usos múltiplos do ambiente hídrico, isto é, quando prejudicam a navegação, a captação de água para irrigação ou uso público, a pesca, o lazer, os esportes náuticos, o funcionamento de unidades de geração de energia elétrica e também quando são focos de proliferação de organismos vetores de doenças e ameaçam a biodiversidade (IBAMA, 2001).

O controle dos diversos tipos de plantas encontradas no meio aquático depende das condições locais do ambiente, do nível dos problemas causados, do hábito de crescimento da planta infestante e das possibilidades econômicas (VELINI, 2008).

Os métodos de controle de macrófitas são definidos como: mecânico, biológico, químico e integrado.

4.3.1 Controle mecânico

O controle mecânico é a metodologia mais utilizada no mundo. Nos países desenvolvidos, existem inúmeros equipamentos de uso comercial, especialmente para essa atividade. Existem também muitas situações em que as improvisações e adaptações são amplamente implementadas, inclusive no Brasil (VELINI et al., 2005). De acordo com MARCONDES et al. (2003b) diferentes sistemas e equipamentos tem sido utilizados no controle de macrófitas aquáticas, cujas atividades são de cortar, picar, empurrar, dragar e colher, ou realizar conjuntamente, duas ou mais dessas funções.

VELINI (1998) aponta que as operações relacionadas ao controle mecânico podem ser divididas em quatro etapas: a retirada de canais, rios, lagos e reservatórios; o transporte das

plantas ainda no corpo hídrico; a transferência desse material para o ambiente terrestre; e o transporte e descarte do material coletado.

Em relação aos demais métodos, o controle mecânico tem como vantagens a não contaminação da água com compostos químicos de ação residual ou toxinas, portanto, não apresenta restrições para o uso da água; pode ser direcionado à áreas específicas do corpo hídrico, limitando-se o controle aos locais de ocorrência das plantas; de forma geral, as plantas são retiradas do meio aquático, reduzindo os problemas com sua decomposição; pode ser utilizado no controle de plantas marginais, flutuantes e imersas (VELINI, 1998).

Como limitações exigem disponibilidade de áreas de descarte, tem custo elevado, há revolvimento do sedimento com alteração da qualidade da água e a disseminação de fragmentos de plantas, permitindo que haja sua proliferação em outras áreas, não é seletivo e pode cortar e remover espécies de plantas desejáveis, além de coletar peixes e outros organismos junto com as plantas aquáticas. (VELINI, 2008; MARCONDES et al. 2003b).

4.3.2 Controle biológico

Do ponto de vista ambiental, o controle biológico é o mais indicado, pois se baseia na utilização de organismos endêmicos na área, permite a incorporação da biomassa de macrófitas aquáticas por animais herbívoros, como peixes e mamíferos e quando se utiliza um agente adequado, pode promover um controle efetivo, de longo prazo e baixo custo (CHARUDATTAN, 1998).

Embora o método biológico seja o menos impactante no controle de plantas aquáticas, sua utilização deve ser realizada de forma criteriosa para que não incorra em erros graves como a introdução de espécies exóticas que, além de competir por recursos com os organismos endêmicos, não possuem predadores naturais. A introdução dessas espécies é considerada como uma das principais causas de perda da biodiversidade, juntamente com o comprometimento ou destruição de habitats e a exploração dos recursos naturais (MOURA et al., 2009).

4.3.3 Controle químico

O controle químico de macrófitas aquáticas é realizado por meio de herbicidas e vem sendo utilizado em diferentes lugares no mundo. Seu uso é relatado por uma série de trabalhos

encontrados na literatura internacional e, com muito menos intensidade, na literatura brasileira.

Segundo PITELLI et al. (2008), o controle químico de plantas aquáticas é restringido a poucos herbicidas devido às restrições impostas pela legislação, ao impacto ambiental, ao tamanho do mercado para o setor privado e à tecnologia de aplicação. As restrições ambientais são os fatores mais importantes, pois os cursos d'água são utilizados para diversos fins como fonte de água para consumo humano e animal, irrigação de lavouras, lazer, navegação e geração de energia hidráulica.

Os herbicidas mundialmente mais utilizados para controle de macrófitas aquáticas são: 2,4-D; diquat; endothal, composto à base de cobre; fluridone; imazapir e glifosato. Destaca ainda que, em nível de Brasil, os mais utilizados são o glifosato e 2,4-D (MARTINS, 1998).

Atualmente, nos Estados Unidos, 14 ingredientes ativos estão registrados e aprovados para uso em ambientes aquáticos: glifosato, diquat, imazapir, triclopir, endothal, 2,4-D, compostos de cobre, fluridone, carfentrazone, flumioxazin, imazamox, penoxsulam, bispyribac e peróxido de hidrogênio (UFL, 2012a).

No Japão, estudos baseados no controle químico de macrófitas aquáticas utilizam 2,4-D, glifosato, fluazifop-buthyl, diquat, bentazone e asulam, nas margens e ao longo das margens de rios e lagos (OKUMA e CHIKURA, 1985; CHIKURA, 1986).

Embora haja impedimentos para o manejo químico de macrófitas aquáticas no Brasil, seja pelo impacto ambiental, pela legislação, por áreas com grandes fluxos d'água, entre outros, diversas pesquisas vêm sendo desenvolvidas visando verificar a eficácia de controle de diversos princípios ativos registrados e comumente utilizados para plantas daninhas terrestres.

Para PITELLI et al. (2008):

> "Cada herbicida apresenta uma recomendação específica, levando em consideração aspectos como dose, hábito de crescimento da planta, presença de argilas e compostos orgânicos em suspensão na água, legislação ambiental de cada país, além da eficiência específica sobre cada espécie alvo de controle".

FURLANI JR et al. (1997) avaliaram diferentes concentrações de glifosato, em diferentes volumes de aplicação, para algumas plantas aquáticas em campo, entre elas a *Brachiaria subquadripara*, e observaram bom controle proporcionado por esse herbicida.

TERRA et al. (2003) avaliaram a eficiência dos herbicidas: 2,4-D (amina), diquat, glifosato e imazapir no controle de *Polygonum lapathifolium*, concluindo que apenas o glifosato controlou totalmente essa espécie aquática, enquanto os demais não foram suficientes.

CARBONARI et al. (2003) avaliaram e eficiência dos herbicidas glifosato com dois tipos de adjuvantes: imazapir e diquat, no controle das espécies de *Brachiarias subquadripara* e *mutica*, aplicados em pós-emergência em experimento realizado em caixas d'água com solo. Os resultados encontrados demonstraram excelente controle para o glifosato nas doses de 3.360 e 4.320 g.e.a.ha^{-1}, independentemente do adjuvante e satisfatório para a dose de 2.400 g.e.a.ha^{-1}. O imazapir nas doses de 750 e 1.500 g.e.a.ha^{-1} proporcionou controle eficiente para *Brachiaria subquadripara* e excelente para *Brachiaria mutica*. O diquat mostrou-se ineficiente.

FOLONI e PITELLI (2005) avaliaram a sensibilidade de diversas espécies de plantas daninhas aquáticas ao Carfentrazone-etil, em ambiente controlado. As espécies estudadas foram *Eichhornia crassipes*, *Salvinia auriculata*, *Pistia stratiotes*, *Myriophyllum aquaticum*, *Brachiaria arrecta*, *Hydrocotyle umbellata*, *Typha SP.* e *Echinochloa polystachya.* Observou-se que o carfentrazone-etil foi eficiente no controle do aguapé (maior dose) e da alface d'água (duas maiores). Para salvínia, o efeito foi supressivo e para as demais plantas daninhas estudadas não houve controle eficiente.

MARTINS et al. (2011) realizaram manejo químico de *Eichhornia crassipes* e *Brachiaria subquadripara* utilizando Diquat em condições de reservatório. Utilizaram-se as doses de 960 g.e.a.ha^{-1} (duas aplicações de 480 g, com intervalo de 15 dias), 960 g.e.a.ha^{-1} (aplicação única), 1.920 g.e.a.ha^{-1} (duas aplicações de 960 g, com intervalo de 15 dias). Os períodos de análise de eficácia foram 1, 2, 4, 7, 14, 21 e 28 dias após a aplicação do herbicida. O herbicida diquat mostrou-se eficiente no controle das plantas de *E. crassipes*, independentemente da dose e do manejo de aplicação. O efeito sobre as plantas de *B. subquadripara* foi de satisfatório a muito bom nos tratamentos com duas aplicações, porém temporário; no 28º DAA foi considerado ineficiente.

Diversos outros trabalhos desenvolvidos por diferentes pesquisadores comprovam a eficácia dos principais herbicidas no controle de macrófitas aquáticas: MARTINS et al. (1999); VELINI et al. (2000a); VELINI et al. (2000b); CARDOSO (2001); TANAKA et al. (2002a); NEGRISOLI et al. (2003); GUIMARÃES (2003); CÍCERO et al. (2007); MARTINS et al. (2008b).

A escolha do herbicida correto e a dose de aplicação são fatores importantes para que manejo químico de plantas aquáticas, tanto do ponto de vista econômico como ambiental, tenha êxito. A relação concentração do herbicida/tempo de exposição deve ser considerada para providenciar diretrizes para um uso mais efetivo do produto, com sua melhor dose de aplicação, em sistemas hidrodinâmicos (NETHERLAND, 1991).

4.3.4 Controle ou manejo integrado

O controle das plantas aquáticas não deve ser visto de uma maneira simples e isolada das outras atividades dentro de um corpo hídrico. Dentro de uma filosofia de manejo eficiente, integrada, considerando sempre os objetivos principais e secundários, a relação positiva entre os custos e os benefícios, e buscando o equilíbrio a longo prazo, mais de uma metodologia de controle deve ser considerada dentro de um corpo hídrico ou mesmo em parte, em função das suas características, e com o objetivo de otimização do efeito a longo prazo (FCA/UNESP, 2010).

Os métodos para o controle de plantas aquáticas variam muito de acordo com os seus princípios e é possível elaborar um grande número de combinações. Não é simplesmente uma questão decidir-se fazer ou não o controle das plantas aquáticas, mas, principalmente, a escolha correta de quais métodos ou combinações de métodos são mais eficientes em termos de custos e benefícios em longo prazo.

Na mesma linha de pensamento, OKI (1994) salienta que nenhum método isolado garantirá o sucesso do controle de plantas daninhas aquáticas. O uso combinado de vários métodos adequados, incluindo a utilização dessas plantas como um recurso, é, muitas vezes, a melhor maneira de proteger a qualidade do ambiente. Complementa dizendo que para o desenvolvimento de formas mais eficazes de manejo de plantas aquáticas, pesquisas são necessárias para a melhor compreensão dos aspectos ecológicos, biológicos, fisiológicos e econômicos.

BARRETT et al. (1990) ressaltam que há uma série de pontos a serem considerados no momento de decidir a melhor estratégia de manejo. A escolha, por exemplo, entre o controle total ou algum tipo de controle seletivo dependerá do objetivo do manejo em questão. As técnicas de manejo escolhidas devem ser adequadas tanto para o tipo de problema de plantas aquáticas quanto aos usos e funções do corpo d'água. O risco de efeitos colaterais adversos para os usuários da água deve sempre ser prioridade.

VELINI (2008) aponta que, para o emprego de qualquer técnica de controle ou para que se tome conscientemente a decisão de não controlar plantas aquáticas, é fundamental o monitoramento constante ou o acompanhamento da evolução da área de infestação, do volume e de possíveis mudanças da dinâmica populacional das plantas aquáticas.

O autor ainda afirma que o manejo integrado é a única alternativa para alcançar o controle de macrófitas, atendendo a todas as limitações ambientais, sociais e econômicas.

4.4 Glifosato

4.4.1 Descrição

O glifosato (N-(fosfonometil) glicina) é um dos herbicidas mais utilizados na agricultura devido à elevada eficácia no controle de plantas daninhas e à baixa toxicidade. É um herbicida aplicado em pós-emergência, pertencente ao grupo químico das glicinas substituídas, classificado como não seletivo, de ação sistêmica e indicado no controle de plantas daninhas anuais e perenes, monocotiledôneas ou dicotiledôneas. Para melhorar sua ação recomenda-se a adição de surfactante não iônico na concentração de 0,5% v/ v junto à calda de pulverização. Pode, ainda, ser aplicado na água para o controle de plantas aquáticas flutuantes ou emersas (PITELLI, 2009).

Relatado como herbicida em 1971, Luchini (2009), possui diferentes formulações, sendo fabricado como sal isopropilamina, formulação concentrado solúvel, com 360 g de equivalente ácido (e.a.); como sal de amônio, formulado em grânulos dispersíveis em água, com 720 g e.a. kg-1; ou sal potássico, formulação concentrado solúvel, com 500 g e.a. kg-1 (GAZZIERO et al., 2009).

Sua eficácia depende da retenção da molécula na superfície foliar, da penetração foliar, da translocação na planta até o sítio de ação e da inibição da enzima EPSPs (KIRKWOOD e MCKAY, 1994). Caseley e Coupland (1985 *apud* GOMES 2011), indicam que o glifosato segue a mesma rota dos produtos da fotossíntese (açúcares), indo das folhas fotossinteticamente ativas em direção às partes das plantas que utilizam esses produtos, estabelecendo-se uma relação fonte-dreno.

4.4.2 Características físico-químicas

O glifosato, cuja estrutura é mostrada na Figura 1, tem fórmula molecular $C_3H_8NO_5P$ (m.m. = 169,1 g/mol) e, na forma de sal de isopropilamina, apresenta-se acrescido do grupo $(CH_3)_2CHNH_3^+$ (m.m. = 228,2 g/mol). Em condições ambientais, tanto glifosato quanto seus sais são sólidos cristalinos, muito solúveis em água (12 g/L a 25 °C, para glifosato) e quase insolúveis em solventes orgânicos comuns, tais como acetona e etanol, entre outros (FRANZ et al., 1997). Tem elevado coeficiente de adsorção ao solo (Kd = 61 g cm^{-3}), principalmente aos óxidos de alumínio e ferro e coeficiente de partição octanol/água muito baixo (Kow=0.00033), por isso apresenta baixa mobilidade, com pouca tendência para lixiviação no solo (LINDERS et al., 1994). Glifosato tem baixa pressão de vapor (7.5X10-8 mm Hg), ponto de fusão a 189,9 °C, possui densidade aparente de 0,5 g/cm^3 e se apresenta bastante estável em presença de luz, inclusive em temperaturas superiores a 60 °C. Os valores de pK encontrados na literatura para o glifosato são: pK1 = 0,8; pK2 = 2,16; pK3 = 5,46; pK4 = 10,14 (AMARANTE JR et al. (2002).

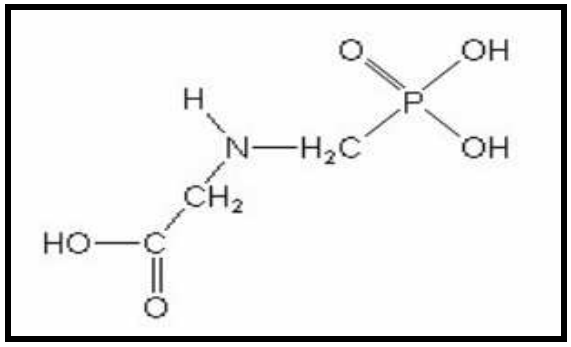


Figura 1. Fórmula estrutural do glifosato

4.4.3 Comportamento na planta

Aplicado em diversos tipos de cultivo, o glifosato é absorvido na planta por meio de suas folhas e dos caulículos novos. O herbicida é transportado via floema por toda a planta, agindo nos vários sistemas enzimáticos, como a enolpiruvil shikimato-3-fosfato sintase (EPSP), inibindo o metabolismo de aminoácidos.

VELINI et al. (2009, p. 113) explicam que:

> "O modo de ação de um herbicida corresponde a todo o conjunto de eventos que ocorrem desde o seu contato inicial com as plantas até que as mesmas estejam mortas ou com o crescimento paralisado. As etapas fundamentais para que exista o controle são: contato com a planta; penetração (no apoplasto, reversível e sem gasto de energia); absorção (passagem para o simplasto, com gasto de energia e irreversível); movimentação na planta (entre órgãos, tecidos, células e organelas); metabolismo e outras formas de inativação ou ativação; interação com o sítios de ação e desencadeamento de eventos que efetivamente levam as plantas a paralisação do crescimento ou à morte".

De acordo com RODRIGUES e ALMEIDA (2005), atua sobre a atividade enzimática responsável pela formação dos aminoácidos triptofano, tirosina e fenilalanina e outros produtos químicos endógenos; inibe a fotossíntese, a síntese dos ácidos nucleicos e estimula a produção de etileno. Em relação à sintomatologia, as plantas sensíveis a esse produto apresentam amarelecimento progressivo das folhas, murchamento e posterior necrose e morte das plantas, o que demora cerca de 7-14 dias. Se aplicado em dias nublados, seu efeito é retardado.

Quando aplicado diretamente no solo apresenta baixa atividade, devido à degradação microbiológica para produtos não fitotóxicos (CO2, PO4-3 NH3) e à grande adsorção pelos constituintes do solo (COUTINHO e MAZO, 2005).

As concentrações mais altas de glifosato e seu metabólito, o ácido aminometilfosfônico (AMPA), têm sido encontradas em folhagens novas. Considerando-se a ampla utilização do glifosato em todo o mundo, tornam-se importante os estudos de suas propriedades físico-químicas, interações com componentes da água e do solo, bem como sua detecção e quantificação nos recursos naturais.

Os sintomas típicos de intoxicação das plantas pelo herbicida glifosato são a paralisação do crescimento, o amarelecimento dos meristemas e das folhas jovens, folhas com estrias ou avermelhadas com posterior necrose e morte das plantas (KARAM e OLIVEIRA, 2007).

Rota do ácido chiquímico

A rota do ácido chiquímico (Figura 2) é responsável pela produção dos três aminoácidos aromáticos (fenilalanina, tirosina e triptofano), fundamentais para a continuidade da síntese protéica nas plantas. O herbicida glifosato na planta age inibindo a ação da enzima EPSPs (Enol piruvil shiquimato fosfato sintase) por competição pela PEP (fosfoenoplpiruvato) impedindo a transformação de shiquimato em corismato, o qual é precursor desses aminoácidos (GALLI e MONTEZUMA, 2005). Todas as enzimas requerem tais aminoácidos. Assim, com a redução desses aminoácidos nas plantas, todos os processos que demandam a participação de proteínas/enzimas são diretamente afetados (VELINI et al., 2009). Além disso, essa rota é responsável pela formação dos compostos fenólicos, que podem representar até 35% da biomassa vegetal (BOUDET et al., 1985). Segundo os autores, acredita-se que a desregulação da rota do ácido chiquímico resulta na perda de carbonos disponíveis para outras reações celulares na planta, pois 20% do carbono das plantas são utilizados nessa rota metabólica, já que fenilalanina, tirosina e triptofano são precursores da maioria dos compostos aromáticos nas plantas.

O primeiro ponto de divisão da rota é a produção de substâncias a partir do corismato. Os principais produtos derivados do corismato são os três aminoácidos aromáticos (tirosina, fenilalanina e triptofano), bem como a produção do p-hidroxibenzoato e do p-aminobenzoato. Os três aminoácidos aromáticos dão origem a diversas famílias de compostos que são fundamentais na regulação do crescimento e desenvolvimento ou na defesa das plantas, destacando-se os taninos condensados, antocianinas, vitamina E, ácido indolacético (AIA), ácido salicílico, lignina, flavonas, isoflavonas, fenilpropanóides e cumarinas (VELINI et al. 2009).

Como exemplo de alterações na atividade da enzima EPSPs e de outras enzimas envolvidas na produção de aminoácidos aromáticos e compostos fenólicos destacam-se as alterações nas concentrações do IAA, um importante regulador vegetal. Dentre as suas várias funções nas plantas, o IAA é fundamental para a elongação celular, a dominância apical, o crescimento de caules e raízes (principalmente em termos de profundidade) e sistema vascular (TAIZ e ZEIGER, 2009).

O conjunto de compostos fenólicos pode ter efeitos importantes na absorção de luz, interferindo no processo fotossintético ou protegendo as plantas contra os efeitos da radiação ultravioleta. GITZ et al. (2004) observaram que os compostos fenólicos têm uma importante função como filtros de luz, com comprimentos de onda correspondentes ao UV-B.

Outro grupo importante de substâncias são os taninos, compostos polifenólicos com capacidade de afetar o crescimento de insetos e outros animais herbívoros, além de microorganismos, através da precipitação de enzimas e proteínas (POLYA et al., 1995; KAWAMOTO et al., 1996; MILA et al., 1996; SALMINEN et al., 2001; HARTZFELD et al., 2002; SALMINEN et al., 2002; TAIZ e ZEIGER, 2009). Os taninos condensados ou pró antocianidinas são formados pela polimerização de unidades de flavonóides. Já os taninos hidrolisáveis derivam do ácido gálico, correspondendo a polímeros de ácidos fenólicos e açúcares simples. A análise da síntese de taninos indica a dificuldade em inferir sobre o controle de rotas metabólicas em plantas. O bloqueio da enzima EPSPs resulta na acumulação de ácido chiquímico, um precursor dos taninos hidrolisáveis e reduz a disponibilidade de fenilalanina, precursor dos taninos condensados. Portanto, não há como generalizar conclusões sobre efeitos do glifosato para os taninos em geral. As duas sub-classes de compostos (hidrolisáveis e condensados) têm que ser tratadas separadamente (VELINI et al., 2009).

A síntese de antocianinas, flavonóides e isoflavonóides também está relacionada a esta rota. As antocianinas estão envolvidas na expressão de um grande número de cores importantes na relação com animais (incluindo insetos) benéficos ou prejudiciais às plantas. Os flavonóides são importantes para filtrar e evitar danos provocados por luz ultravioleta. Os isoflavonóides são compostos frequentemente encontrados em leguminosas e com importantes funções na proteção contra insetos e patógenos (VELINI et al., 2009).

A lignina é uma molécula fenólica altamente complexa e que só é menos abundante em plantas do que a celulose. A estrutura da lignina ainda não é completamente conhecida, mas sua presença é fundamental para a rigidez das células e tecidos, interferindo na qualidade da madeira e na resistência a estresses bióticos a abióticos (RAES et al., 2003; TAIZ e ZEIGER, 2009; CABANÉ et al., 2004).

Em relação à indução de resistência a patógenos destaca-se a síntese do ácido salicílico, que é o principal composto sinalizador envolvido no acionamento de genes de resistência a patógenos biotróficos. Quanto à sua síntese, predominam as informações indicando a via fenilalanina→ácido trans-cinâmico→ácido benzóico→ácido salicílico como a única ou predominante em plantas (WARD et al., 1991; RYALS et al., 1996; POPOVA et al., 1997; BUCHANAN et al., 2000; GAILLE et al., 2002; RUUHOLA e JULKINEN-TITTO, 2003; SHAH, 2003). Contudo, trabalhos recentes têm indicado também, a via corismato→isocorismato→ácido salicílico, com a participação da enzima isocorismato sintase (TEGELEN et al., 1999; SHAH, 2003; WILDERMUTH et al., 2001). De acordo com Velini et al. (2009), a relação do glifosato com a ocorrência de doenças com a síntese do ácido salicílico e fitoalexinas não é simples e demanda muito mais informações do que as disponíveis para ser compreendida.

Os exemplos, acima citados, de compostos e processos que podem estar associados à rota do ácido chiquímico foram com o objetivo de evidenciar a importância dessa rota, em termos de crescimento e desenvolvimento vegetal.

Os eventos pós inibição da EPSPs pelo glifosato, que levam as plantas à morte, não estão claramente estabelecidos. A sua ação resulta da inibição da rota do ácido chiquímico, mas não está correto dizer que o seu efeito decorre apenas do bloqueio da síntese dos aminoácidos aromáticos. Em geral, a suplementação com estes três aminoácidos não é suficiente para reverter os efeitos do glifosato. A morte das plantas deve ser associada aos três efeitos mencionados: a falha na produção de um vasto conjunto de compostos que derivam da rota; ao desregulamento do fluxo de carbono e à redução da síntese protéica em função da redução das concentrações dos aminoácidos aromáticos (VELINI et al., 2009).

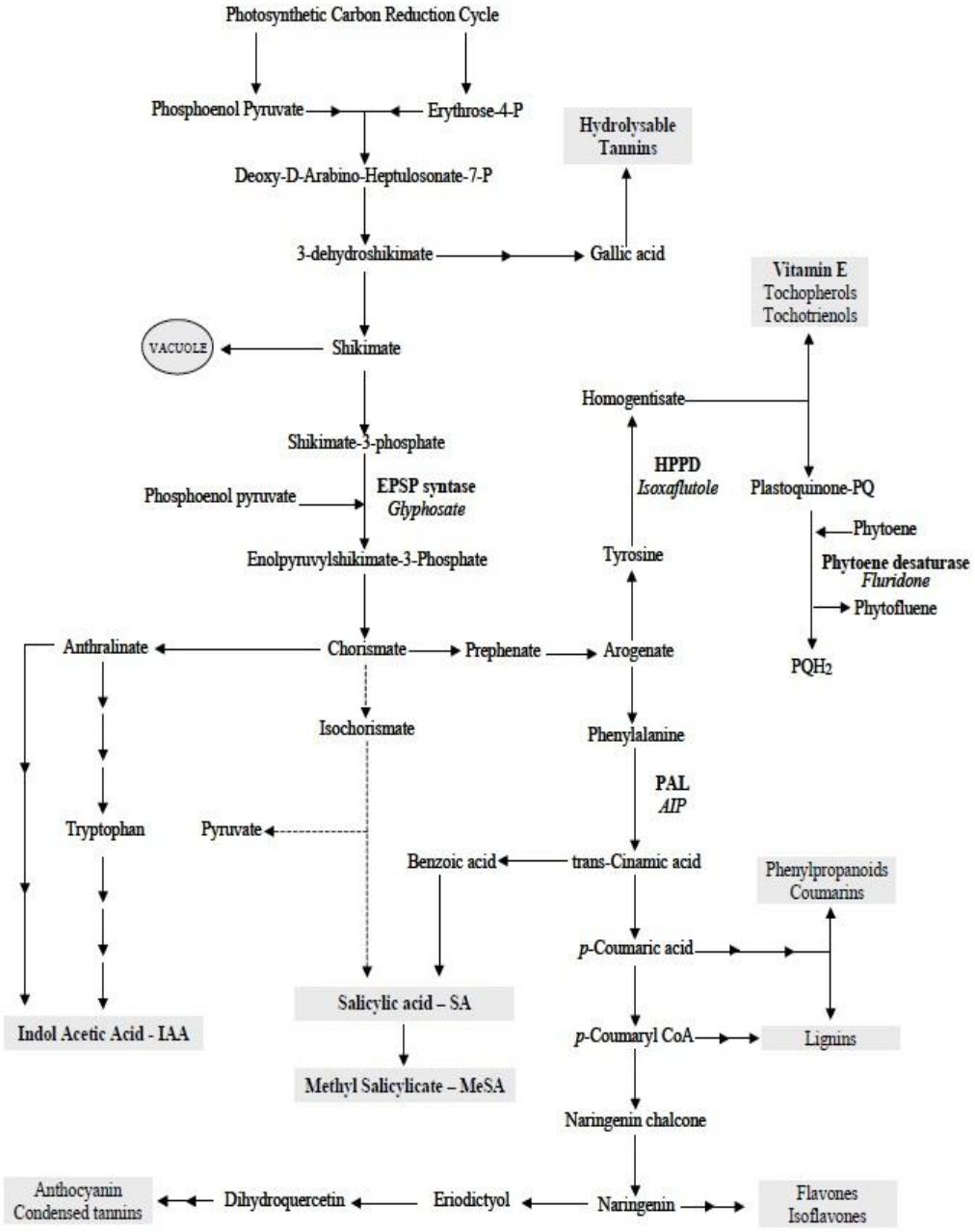


Figura 2. Esquema da produção de aminoácidos aromáticos e compostos fenólicos. Sumário das informações apresentadas por: Taiz e Zeiger (2009); Rippert et al. (2004); Ossipov (2003); Tanner et al. (2003); Wildermuth et al. (2001); Buchanan et al. (2000); Guillet et al. (2000); Mauchi-Mani e Slusarenko (1996); Mousdale e Coggins (1991) Fonte: VELINI, E. D., 2009.

4.4.4 Características toxicológicas

A toxicidade aguda de um herbicida é comumente estudada por meio da dose letal (DL_{50}) ou concentração letal (CL_{50}) que corresponde a morte de 50% de uma população ou manifestações como vômitos, convulsão e aumento da pressão arterial, ainda que não levem ao óbito. Os estudos de toxicidade são divididos em de curto e longo prazo ou de toxicidade aguda e crônica. No primeiro caso, normalmente verifica-se o evento letal nas primeiras 24 horas após a exposição e acompanham-se seus efeitos por um período de sete dias. No caso dos estudos crônicos, os animais são expostos por períodos superiores a três meses, podendo estender-se ao período normal de vida da espécie; as observações são semanais, sendo que os exames mais complexos devem ser feitos em todos os indivíduos em intervalos de três a seis meses (MOURA et al., 2008).

Como os testes de ecotoxicidade são altamente complexos, recomenda-se que esses sejam realizados com pelo menos três organismos, de diferentes níveis tróficos. Para os testes agudos administra-se dose única ou exposições a múltiplas doses por um período de 24 horas. Em relação aos testes de nível crônico preconizam-se ao menos dois níveis de dose, seguindo a via de exposição mais provável. Ao término dos testes, todos os indivíduos devem ser sacrificados e analisados (CHASIN e AZEVEDO, 2003; ROMAN et al., 2007).

No caso do ambiente aquático, os testes para a determinação da DL_{50} da maioria dos herbicidas foram realizados com invertebrados ou peixes de clima temperado, como a truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*), havendo poucos dados sobre o efeito dos mesmos sobre espécies nativas brasileiras (MOURA et al., 2008).

Toxicidade aguda

Inúmeros trabalhos científicos suportam a recomendação de Glifosato (Rodeo) para o controle de plantas daninhas em ambientes aquáticos, sem que haja prejuízo ao meio ambiente e ao homem. Varias informações toxicológicas obtidas nesses trabalhos permitem avaliar a probabilidade do efeito tóxico do produto sob condições normais de uso, envolvendo a determinação do destino do produto no meio ambiente e a extrapolação dos dados para estimar a provável conseqüência entre segurança e risco sobre o homem.

Testes toxicológicos foram realizados em grande variedade de espécies aquáticas e aves. Os testes agudos realizados com aves, peixes, abelhas, ratos e coelhos mostram que o glifosato na formulação Rodeo é essencialmente não tóxico (MONSANTO, 1988).

De acordo com Senseman (2007), a DL50 oral do glifosato puro em ratos é de 5600 mg Kg^{-1} e DL_{50} dérmica em coelhos de 5.000 mg Kg^{-1}. A toxicidade relativamente baixa pode ser atribuída à modalidade bioquímica de ação do glifosato em um caminho metabólico nas plantas (chamado mecanismo do ácido "shikimico"), similar ao existente em alguns microorganismos mais complexos, não existindo, entretanto, em animais (AMARANTE JR et al., 2002).

De acordo com Monsanto (1988), a toxicidade ambiental para algumas espécies são: CL_{50} - 96h para carpa (10.000 mg L^{-1}); CL_{50} - 96h para truta (1.000 mg L^{-1}); DL_{50} - 48h para abelha (100 mg L^{-1}); CL_{50} – 5 dias para pato selvagem (4.540 mg L^{-1}) e CL_{50} – 5 dias para pássaros (4.640 mg L^{-1}).

4.4.5 Comportamento no ambiente

A degradação do glifosato no solo é muito rápida e é realizada por uma grande variedade de microrganismos que usam o produto como fonte de energia, juntamente com o fósforo. A degradação é feita em pouco tempo e a temperaturas baixas, efetuando-se por meio de duas vias catabólicas, produzindo o *ácido aminometilfosfónico* (AMPA) como o principal metabolito, e sarcosina**,** como metabolito intermediário e alternativo, Figura 3. O AMPA também se biodegrada, porém é mais persistente do que o glifosato por ser mais facilmente adsorvido às partículas do solo (ALMEIDA, 2012; DICK e QUINN, 1995).

RODRIGUES e ALMEIDA (2005) definem a meia-vida do glifosato em 47 dias, podendo variar de acordo com as condições do ambiente que o circunda, ou mais precisamente, com características físicas e composição química do solo, com as condições climáticas e com a presença de determinados microrganismos.

Os mecanismos de adsorção do glifosato são bem conhecidos e correlacionam-se com a capacidade dos solos em adsorverem íons fosfatos e também com a quantidade de determinados cátions como Zn(2+), Mn(2+), Cu(2+), Fe(2+), Fe(3+), Al(3+) e Ca(2+), nos solos. Deste modo, a molécula apresenta vários mecanismos de ligação aos solos, podendo ligar-se tanto à fração oxidada do solo como ser adsorvida eletrostaticamente aos minerais de

argila e à matéria orgânica, ou mesmo pela formação de pontes de hidrogênio com a própria matéria orgânica do solo.

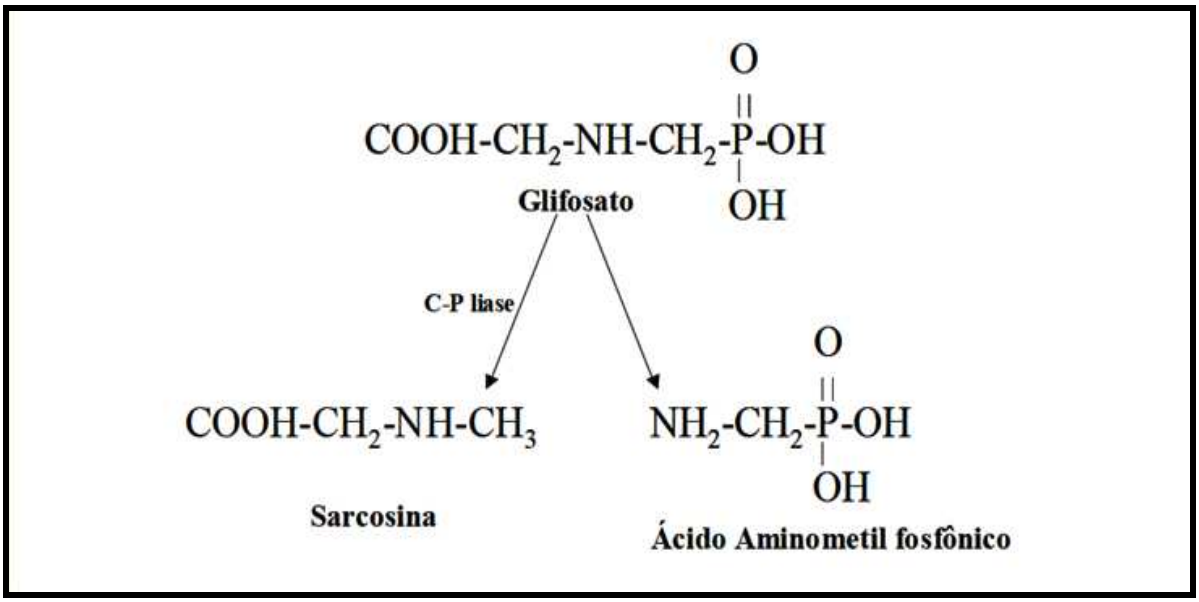


Figura 3. Degradação do glifosato por bactérias do solo, com produção dos metabólitos ácido aminometilfosfônico (AMPA) e sarcosina (DICK e QUINN, 1995).

Com relação ao seu comportamento em água, o glifosato é um herbicida altamente solúvel, apresentando valor de 11.600 ppm a 25^{o}C. Experimentos indicam que o glifosato mostra-se estável em água sob diferentes valores de pH (3 a 9) e também em relação à fotodegradação (KOLLMAN e SEGAWA, 1995).

O glifosato em ambiente aquático tem rápida dissipação por degradação microbiana, sejam em lagos, lagoas, rios e córregos (BRONSTAD e FRIESTAD, 1985).

Vários fatores determinam o comportamento ou a dissipação do glifosato em água. Citam-se a degradação microbiana, a sua adsorção pela matéria orgânica particulada e pelas argilas em suspensão e a sua diluição pelas contribuições dos afluentes (GIESY et al., 2000). Também, mas não de forma expressiva, as moléculas do glifosato sofrem fotodegradação (LUND-HOIE e FRIESTAD, 1986; GIESY et al., 2000).

PATERSON (2007), relata que a vida média da molécula na água pode chegar a 21 dias. GIESY et al.(2000), afirmam que, dependendo das condições do corpo hídrico, especialmente àquelas ligadas à atividade microbiana plena, pode variar entre poucos dias a duas semanas.

Portanto, as propriedades que determinam o comportamento do glifosato caracterizam o produto como sendo de reduzido impacto ambiental, tendo em vista a amplitude de uso dessa molécula (GALLI e MONTEZUMA, 2005).

4.4.6 Uso do glifosato no controle do aguapé

O glifosato é registrado em vários países para o controle de macrófitas aquáticas. Para esse uso específico, o produto com nome comercial *Rodeo*® recebe adição de surfactante iônico, na proporção de 0,5% do volume de calda (PITELLI, 2009).

NEVES et al. (2002) realizaram seis experimentos para avaliar o controle químico do aguapé utilizando diversos herbicidas. Em três experimentos foi testado o glifosato comparado a outros herbicidas. No primeiro experimento o glifosato foi altamente eficaz nas doses testadas (3,0 e 6,0 kg/ha) e apresentou mesmo nível de controle que o diquat (1,0, 2,0, 3,0, 4,0, 5,0, 6,0, 7,0 e 8,0 L/ha) e controle superior a imazapir e sulfentrazone. No segundo experimento, o glifosato nas doses de 5,0, 6,0 e 7,0 kg/ha mostrou controle eficiente igual ao 2,4-D (2,5, 3,75 e 5,0 L/ha) e superior aos demais herbicidas estudados. No terceiro experimento foram avaliadas diferentes doses dos herbicidas glifosato e imazapir, aplicadas em diferentes intervalos (3, 6 e 9 horas), antes da ocorrência de chuva simulada no controle do aguapé. Os resultados encontrados mostraram que o glifosato promoveu maior eficácia de controle do aguapé que o imazapir, não havendo influência dos intervalos entre a aplicação e a ocorrência de chuvas, porém com maior desenvolvimento inicial dos sintomas em intervalos maiores. Para o imazapir o melhor controle foi na maior dose testada (6 L/ha) e no maior intervalo de ocorrência de chuva simulada.

FOLONI e PITELLI (2005) avaliaram a sensibilidade de diversas espécies de plantas daninhas aquáticas ao carfentrazone-etil, em ambiente controlado. Dentre as espécies estudadas estava o aguapé, e dentre os herbicidas analisados, o glifosato. Os resultados mostraram que o glifosato apresentou excelente controle do aguapé aos 28 dias após a aplicação.

CARVALHO et al. (2005) avaliaram a eficácia do carfentrazone-etil no controle de plantas aquáticas latifoliadas, entre elas o aguapé, em condições de caixas d'água. Dentre os tratamentos estavam o glifosato, isolado e em mistura com carfentrazone-etil. Observou-se que o glifosato aplicado isolado foi altamente eficiente no controle do aguapé e eficiente quando em mistura.

CARDOSO et al. (2003) avaliaram o efeito dos herbicidas imazapir, glifosato, 2,4-D, diquat em seis diferentes acessos de aguapé (Barra Bonita, Jurumirim, Euclides da Cunha, Paraibuna, Três Irmãos e Jupiá). Os estudos foram realizados em caixas plásticas e os resultados obtidos mostraram que os herbicidas avaliados controlaram eficientemente os diferentes acessos de aguapé. No caso do glifosato, o controle foi eficiente para a maior dose (3.360,0 g.e.a.ha^{-1}) a partir de 11 dias após a aplicação (DAA) e para menor dose (1.680,0 g.e.a.ha^{-1}) a partir de 14 DAA; e altamente eficiente no 28º DAA, nas duas doses testadas e em todos os acessos estudados.

MARTINS et al. (2002) estudaram o controle químico de *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* e *Salvínia molesta* em caixas d'água. Todos os herbicidas testados, incluindo o glifosato, que foi testado em apenas uma dose – 1.340 g.e.a.ha^{-1}, foram eficientes no controle do aguapé, na avaliação final, no 20º DAA. O glifosato foi eficiente no controle *P. stratiotes* e não apresentou controle eficiente de *S. molesta.*

CRUZ et al. (2012) verificaram a eficácia do glifosato em *Eichhornia crassipes*, *Salvinia sp. e Pistia stratiotes.* Os autores concluíram que o herbicida glifosato apresentou excelente eficácia para *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* e controle satisfatório para *Salvinia* sp. Para o aguapé, a partir de 15 DAA, houve controle muito bom com 90% de eficácia nas doses de 3.360,0 e 3.840,0 g de e.a.ha^{-1} e 70% para 2.880,0 g de e.a.ha^{-1}(menor dose). A maior dose obteve controle excelente (100%) a partir do 21º DAA. A dose de 3.360,0 g de e.a.ha^{-1} atingiu 100% de eficácia no 30º DAA, e a menor dose, somente no 45º DAA. Esses valores corroboram os estudos realizados por Gelmini (1996 *apud* CARDOSO et al., 2003), cujos resultados alcançaram sensibilidade do aguapé na dose de 3,89 kg ha^{-1}, aos 14 DAA, com 90% de controle.

Segundo CARDOSO et al. (2003), esforços estão sendo direcionados para o conhecimento do efeito de herbicidas sobre as plantas daninhas aquáticas nativas e exóticas existentes no país. Provavelmente esses estudos possibilitem o entendimento mais apurado da

eficiência dos herbicidas sobre as comunidades de plantas daninhas aquáticas e da sua dinâmica no meio.

4.5 Registro, permissão para uso de herbicidas em meio aquático

Em nível mundial, o manejo de plantas daninhas aquáticas teve grande ímpeto nos Estados Unidos, em especial na Flórida. Esse Estado foi o que mais se empenhou no controle de macrófitas, especialmente por sua geografia conter características hídricas (rios, lagos, áreas alagadas) favoráveis ao desenvolvimento dessas plantas. Desde 1880, vários produtos químicos foram aplicados em sistemas de água doce para controlar o crescimento de plantas aquáticas invasoras. O desenvolvimento e o uso de moléculas químicas foram estimulados pela percepção de que o homem e o meio não seriam capazes de se manter com o crescimento explosivo de algumas espécies de plantas invasoras, como o aguapé (*Eichhornia crassipes*) e hydrilla (*Hydrilla verticillata*).

Com a descoberta das propriedades herbicidas do produto 2,4-D durante a 2ª Guerra Mundial, teve início a era do desenvolviemtno de novos herbicidas orgânicos para fins agrícolas, incluindo o controle de plantas aquáticas. Esse produto mostrou-se eficaz no controle de *Eichhornia crassipes* e *Myriophyllum spicatum.*

A utilização de agroquímicos de forma generalizada, e, em alguns casos, o mau uso desses produtos, gerou preocupações ambentais e de saúde humana. Com a necessidade de se estabelecer uma maior regulamentação da produção de praguicidas, bem como seu uso, distribuição, rotulagem etc., fundou-se em 1970 a Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos Estados Unidos. Desde sua criação até o momento, a agência, junto com os departamentos estaduais de agricultura e com as autoridades ambientais, vem registrando e regulamentando os pesticidas, a fim de garantir a proteção ambiental.

Nos Estados Unidos, em mais de 100 anos de experiências na utiliziação de produtos químicos para controle de macrófitas aquáticas, vários pesquisadores desenvolveram pesquisas para dar diretrizes ao uso desses produtos. Essa experiência mostrou que os herbicidas foram relativamente mais baratos e mais eficazes que os métodos manual e mecânico no controle de plantas aquáticas. Isso foi comprovado pelo fato de poderem ser aplicados em grandes áreas e em um menor período de tempo, em áreas rasas e inacessíveis às grandes máquinas, e também

pelo fato de permitir longos períodos de controle das plantas daninhas. Hoje, são 14 moléculas registradas e com permissão de uso em ambientes aquáticos neste país (UFL, 2012a).

Já no Brasil, contrapondo a importância dos impactos provocados pela presença de macrófitas no meio aquático, embora com legislação específica, o órgão ambiental responsavel pelos registros de produtos para o ambiente aquático cancelou os produtos anteriormente registrados; no presente apenas o fluridone está registrado para o controle dessas invasoras.

O problema de proliferação exagerada das plantas aquáticas, emersas e flutuantes, e alguns casos extremos de infestação com plantas imersas, vem despertando a atenção das autoridades para a necessidade de se utilizar a ferramenta química para otimizar os planos de manejo integrado de plantas aquáticas. O IBAMA está elaborando uma portaria específica sobre o assunto, e os interessados estão aguardando a sua regulamentação e publicação desde 1998.

Nas décadas de 1970 e 1980, devido aos sérios problemas enfrentados com a ocorrência de *Eichhornia crassipes* na represa 'Bilings', o uso de 2,4-D foi implementado com relativo sucesso. Produtos como o dalapon, para controle de *Typha* spp., e glifosato, para o controle das plantas emersas *E. Crassipes*, *P. Stratiotes* e gramínias como *Brachiaria subquadripara* e *B. Mutica*, também obtiveram registro e apresentaram eficácia no controle destas macrótitas. Atualmente, com exceção do fluridone, nenhum herbicida apresenta registro para uso direto em ambiente aquático. (PITELLI et al., 2008). No entanto, empresas de produtos químicos despertaram para tal oportunidade, e hoje estão em fase preliminar de registro os herbicidas glifosato e imazapir para controle de plantas marginais e flutuantes e diquat para controle de plantas imersas, marginais e flutuantes. Mas ainda continuam aguardando o posicionamento do IBAMA sobre a regulamentação ou liberação "prometida".

Mesmo com o avanço tecnológico obtido nos últimos anos, o controle mecânico de plantas aquáticas ainda é um método pouco eficiente e de elevado custo operacional. Como exemplo, o trabalho realizado por VELINI et al. (2005b) na represa de Americana, por controle mecânico, que mostrou no final da pesquisa, ao invés do esperado, a área tomada pelas plantas aquáticas aumentaram.

Assim, torna-se necessário dispor legalmente de outros métodos e ferramentas de controle como o químico, cuja utilização se daria de forma integrada, de acordo com o nível de controle desejado e respeitando as restrições impostas pelas condições ambientais de cada local. O controle de plantas aquáticas suscita uma série de discussões, envolvendo diversas partes interessadas no uso da água e das áreas no entorno de reservatórios. A falta de disponibilidade de herbicidas eficientes legalmente autorizados para tal fim gera inúmeras discussões entre as partes interessadas, trazendo dificuldades à implantação de ações na urgência em que são necessárias, a citar: a necessidade ou não de controle, o nível de controle desejado, o registro de produtos para controle de plantas aquáticas, o método ou os métodos de controle a serem utilizados, as licenças e autorizações necessárias, as responsabilidades sobre as ações, entre outras (KOMATSU, 2008).

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Caracterização da área experimental

Os experimentos foram conduzidos na área experimental do Núcleo de Pesquisas Avançadas em Matologia (NUPAM), pertencente à Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP, *campus* de Botucatu (SP), durante os meses de maio a novembro de 2011. A área experimental pode ser vista na Figura 4.

Figura 4. Visualização geral da área experimental

5.2 Tratamentos utilizados

Os tratamentos testados estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Apresentação dos tratamentos utilizados no experimento.

Tratamento	Reservatórios	Dose
1	Sem a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato	-
2	Sem a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato	7,0 L ha^{-1}
3	Com a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato	7,0 L ha^{-1}
4	Com a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato	-
5	Com a presença de plantas de aguapé e com controle por congelamento	-

5.3 Condições das aplicações dos tratamentos

O controle por herbicida foi realizado pela aplicação do glifosato na dose máxima recomendável, pois as recomendações para estudo de impacto ambiental são para que se busque o pior cenário "worst case".

De acordo com o antigo registro do produto, o *Rodeo*, no Brasil, a dose recomendada foi de 7,0 L/hectare ou de 3402 g de equivalente ácido por ha. Na calda do herbicida foi adicionado o surfactante Alterbane, na concentração de 0,5% (466,6 g/L) (MONSANTO, 1988).

Os tratamentos que receberam o produto foram aplicados empregando equipamento (pulverizador costal) de precisão a gás carbônico (CO_2), provido de barra compensada, contendo dois bicos de jato plano marca Jacto XR 110.02, trabalhando numa pressão de 2 kgf/cm^2 (200 Kpa) e proporcionando um consumo de calda equivalente a 200 L/ha. A calibração foi efetuada no local, em função da velocidade do aplicador em relação à área trabalhada.

A aplicação do herbicida ocorreu no dia 19 de maio de 2011. As condições climáticas no momento da aplicação foram: temperatura ambiente de 23° C, umidade relativa do ar de 80% e velocidade do vento de 0-1 km/h. O início da aplicação ocorreu às 17h e o término às

17h30. O horário escolhido foi devido à não ocorrência de vento no momento da aplicação, no intuito de não haver deriva da calda para os demais reservatórios.

A morte das macrófitas por congelamento foi o método escolhido para que as plantas preservassem suas características nutricionais e que apenas os nutrientes pudessem ser liberados no ambiente após o retorno das plantas aos respectivos reservatórios. A morte da macrófita por congelamento foi efetuada mergulhando-se as plantas em um isopor contendo nitrogênio líquido, por 30 segundos e posterior disposição nos reservatórios, no mesmo dia da aplicação do herbicida.

5.4 Reservatórios do ensaio

Utilizaram-se 20 reservatórios de fibra de cimento (caixas d'água), sendo quatro para cada tratamento, com capacidade de armazenamento de 250 L, sem reposição da água evapotranspirada.

A água que abasteceu os reservatórios foi proveniente da SABESP. A Figura 5 mostra o reservatório indicando as dimensões e os volumes das partes que a compõem.

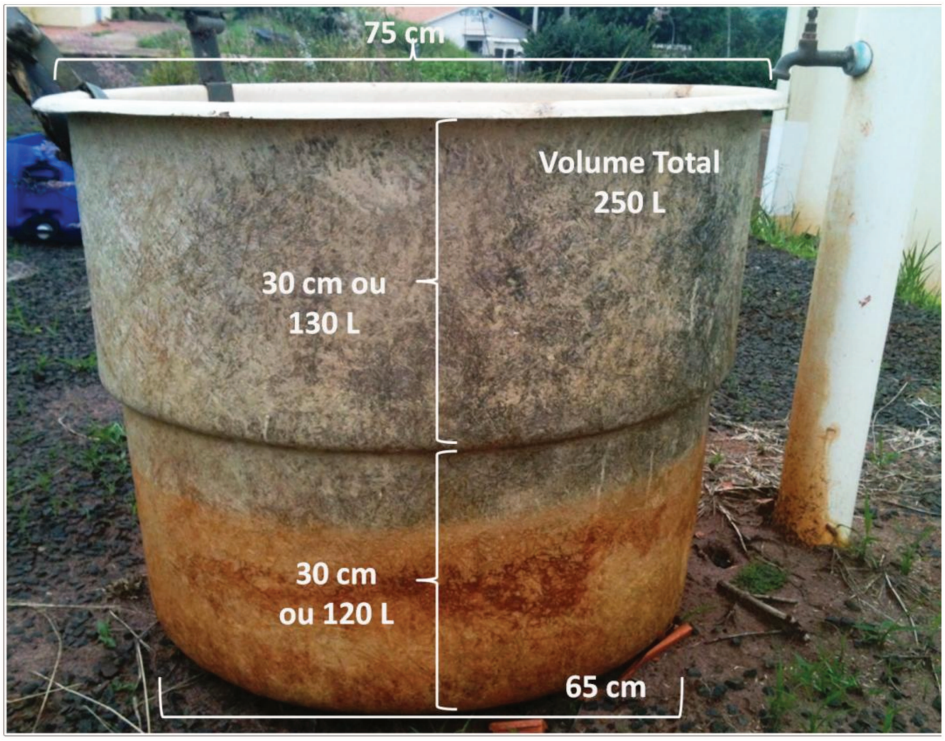


Figura 5. Reservatório utilizado no experimento.

Embora a capacidade dos reservatórios fosse de 250 L, os volumes de água disponibilizados, na ocasião da instalação do experimento, em cada reservatório, nos respectivos tratamentos estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2. Volumes de água dos reservatórios distribuídos no momento da aplicação.

Tratamento	Reservatórios	Volumes em cada parcela			
		1	2	3	4
1	Sem a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato	220	230	220	220
2	Sem a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato	220	220	220	220
3	Com a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato	220	210	210	210
4	Com a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato	220	220	220	220
5	Com a presença de plantas de aguapé e com controle por congelamento	210	220	220	220

Importante ressaltar que em todos os reservatórios foram colocados somente água, sem adição de sedimentos.

5.5 Macrófita utilizada no experimento

Para o conjunto de condições dos reservatórios com macrófitas, foi analisada a espécie *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (aguapé). A ocupação da superfície do reservatório foi cerca de 90%.

As plantas foram coletadas no rio Tietê, região de Botucatu (SP), e acondicionadas nas caixas de forma a proporcionar 90% de ocupação da superfície do reservatório.

5.6 Delineamento experimental

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado (DIC), com cinco tratamentos e quatro repetições.

Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância e teste de Tukey, considerando um nível de 5% de significância.

No presente experimento dois reservatórios, repetição 1 (N^{o} 1) do tratamento com planta com aplicação de glifosato e repetição 1 (N^{o} 5) do tratamento sem planta com aplicação do glifosato, tiveram que ser descartadas. A justificativa foi a não identificação de resíduos na 1ª análise, logo após a aplicação, para o reservatório N^{o} 1 e uma pequena concentração para o reservatório N^{o} 5; nas análises seguintes, desse reservatório, não foram detectados resíduos. Como a calibração foi feita com água antes da aplicação, certamente ficou um volume no sistema, entre a barra e os bicos de pulverização. Também, como esses reservatórios foram os primeiros a receber aplicação herbicida e estavam em sequência no campo experimental, entende-se o porquê de não ter sido encontrado resíduos.

5.7 Avaliações efetuadas

5.7.1 Eficiência do produto (Controle)

As avaliações de eficiência foram efetuadas de forma visual aos 2, 4, 8, 16, 32 e 64 DAA (dias após aplicação), empregando a escala percentual em que 0 representa nenhum controle, e 100% (SBCPD, 1995).

5.7.2 Indicadores de qualidade

As amostras de água para análise dos indicadores de qualidade foram coletadas antes (dia zero) e aos 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação, em todos os tratamentos, na parte da manhã, sempre no mesmo horário, às 11h. A profundidade de coleta foi realizada entre 15-30 cm abaixo da lâmina d'água, e as amostras, identificadas e armazenadas em recipientes plásticos de 200 mL (duas para cada parcela).

Logo após a coleta as amostras foram levadas para análise dos parâmetros de qualidade em laboratório. Em seguida, as amostras foram armazenadas em freezer a temperatura de -18° C para posterior análise de resíduos.

Para avaliar a qualidade da água, foram considerados os seguintes parâmetros: concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), condutividade elétrica (uS cm^{-1}), pH e turbidez (UNT), utilizando-se, respectivamente, oxímetro, condutivímetro MCA-150p, pHmêtro (MPA 210-P) e o turbidímetro da Digimed MC-2.

5.7.3 Determinação de resíduos em água e planta

Para a determinação de resíduos (concentração em mg Kg^{-1}) de glifosato, AMPA e ácido chiquímico utilizaram-se alíquotas das mesmas amostras coletadas para qualidade de água, nas mesmas datas e que foram acondicionadas em freezer, até o momento da análise. Também, analisaram-se amostras coletadas logo após a aplicação do herbicida, que se mantiveram acondicionadas da mesma forma que as citadas acima.

Antes de cada coleta, os volumes dos reservatórios foram medidos para que, posteriormente, a carga (massa) do glifosato no tempo pudesse ser calculada. A medição foi feita com uma régua, considerando-se a relação entre a altura/volume da marca inicial de cada reservatório e sua altura/volume da marca correspondente ao nível da água no momento da coleta.

O modelo matemático de decaimento foi aplicado para descrever o decréscimo das concentrações e das cargas do glifosato em água.

Para análise de resíduos em planta, foram retiradas duas plantas por amostra nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º DAA após a aplicação e acondicionadas em sacos plásticos. Todas as amostras foram etiquetadas com as suas respectivas datas e logo após as coletas, foram armazenadas em "freezer" a temperatura de -18° C, para evitar a degradação do ingrediente ativo e seus compostos.

Os compostos analisados para identificação de impacto ambiental na água e na planta, nos tratamentos utilizados no experimento, foram: glifosato, ácido aminometilfosfônico (AMPA), que é o principal metabólito do glifosato e ácido chiquímico (ou chiquimato).

5.8 Metodologia analítica dos compostos

5.8.1 Método utilizado

As análises de resíduos foram realizadas no Laboratório do Núcleo de Pesquisas Avançadas em Matologia (NUPAM), em Botucatu (SP), utilizando cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC) e espectrometria de massas com detector seletivo de massa, apresentando limite de detecção dos compostos de 0,001 mg Kg^{-1} para o glifosato, 0,004 mg Kg^{-1} para o AMPA e 0,007 mg Kg^{-1} para o ácido chiquímico.

O método analítico adotado no experimento foi o desenvolvido por GOMES (2011). O método mostrou-se eficiente para quantificação dos compostos glifosato, ácido chiquímico (ou chiquimato) e ácido aminometilfosfônico (AMPA). Para a confecção da curva de calibração foi utilizado padrão analítico com grau de pureza superior a 98% para os padrões analíticos dos compostos testados.

Para a realização das análises de água e planta, foi utilizado um sistema LC-MS/MS (Figura 6), composto por um Cromatógrafo Líquido de Alta Eficiência (HPLC), Shimadzu, modelo Proeminence UFLC, que combina análise *ultrarrápida* e excelente performance de separação, com alta confiabilidade de resultados. Acoplado ao HPLC está o espectrômetro de massas 3200 Q TRAP (Applied Biosystems), híbrido triplo quadrupolo, em que Q1 e Q3 são utilizados como filtros de massa e Q2 é uma célula de colisão na qual as moléculas intactas e fragmentos de Q1 são quebrados em fragmentos de massas menores.

Figura 6. Cromatógrafo líquido (Proeminence UFLC) acoplado ao espectrômetro de massas (3200 Q TRAP) – LC-MS/MS. Botucatu (SP), em 2012.

As condições cromatográficas utilizadas para quantificação dos compostos no modo de ionização negativo estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Condições cromatográficas utilizadas para quantificação dos compostos no modo de ionização negativo, em Botucatu (SP), em 2012.

Coluna Analítica	Gemini 5 µ C18 110 A (150 mm x 4,6 mm)
Fase móvel	Fase A (FA) = 5nM acetado de amônio em água
	Fase B (FB) = 5 nM acetato de amônio em metanol
Gradiente	0 - 4 minutos = 10% FB e 90% FA
	4 - 8 minutos = 95% FB e 5% FA
	8 -12 minutos = 95% FB e 5% FA
	12 - 15 minutos = 10% FB e 90% FA
	15 - 17 minutos = 10% FB e 90% FA
Fluxo	0,500 $ml.min^{-1}$

A massa molecular e os fragmentos gerados a partir de cada molécula estão apresentados na Tabela 4. O fragmento utilizado para quantificação de cada um dos compostos foi sempre o primeiro apresentado na Tabela 4, para cada composto.

A detecção e separação dos compostos foram realizadas em uma corrida para o modo negativo (17 minutos). Cada composto possui um tempo de retenção na coluna cromatográfica, sendo eles: ácido chiquímico (3,72 minutos); glifosato (3,46 minutos) e AMPA (3,44 minutos); A Figura 7 apresenta um exemplo de cromatograma de padrões analíticos (9,375 µg L-1) para o glifosato.

Tabela 4. Massa molecular e íons secundários dos compostos analisados,erm Botucatu (SP), em 2012.

Composto	**Massa Molecular**	**Íons Secundários (fragmentos)**
Ácido chiquímico	174,15	93.000
		111.000
		73.000
Glyphosate	169,08	63.100
		78.900
		150.000
AMPA	169,08	62.900
		78.900
		80.800

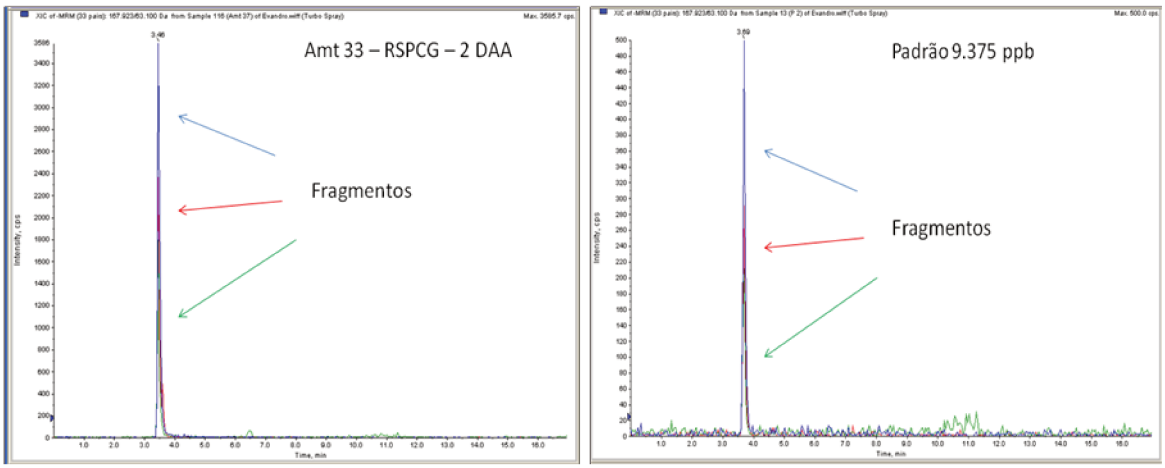


Figura 7. Cromatograma do glifosato e os fragmentos gerado na concentração de 500 µg L-1, Botucatu/SP, 2012.

As curvas analíticas para os compostos foram construídas nas faixas de concentração descritas na Tabela 5. O modelo linear utilizado nas equações mostrou-se bastante adequado.

Tabela 5. Curvas analíticas e faixas de concentração para cada composto analisado, Botucatu/SP, 2012.

Composto	**Equação da reta (y=ax+b)**	**r^2**	**Intervalo linear (µg L^{-1})**
Ácido chiquímico	y = 174x + -90,3	0,9878	7,81-1000
Glyphosate	y = 371x + -349	0,9959	4,69-600
AMPA	y = 138x + -316	0,9968	4,69-600

5.8.2 Determinação dos compostos

Extração na planta

Para determinação dos compostos nas plantas, as amostras passaram por processo de extração após serem secas em estufa de circulação forçada de ar a 45° C, durante 72 horas e moídas em moinho. Pesaram-se 200 mg da amostra seca em balança Shimadzu (AY220) com 0,0001g de precisão, que foram acondicionadas em tubos de centrífuga de 15 mL de capacidade.

De acordo com GOMES (2011), o processo de extração se iniciou com a diluição da amostra adicionando-se 10 mL de água acidificada a pH 2,5 em cada tubo, utilizando-se pipeta automática. Os tubos foram agitados para mistura da amostra seca com a água. Em seguida, durante 30 minutos, foram submetidos a banho de ultrassom, que possui frequência ultrassônica de 42 kHz. Após a realização dos métodos de extração dos compostos, todas as amostras foram submetidas à centrifugação a 10.000 RPM, durante 8 minutos a 20° C (centrífuga Rotanta 460R). O sobrenadante foi coletado e filtrado em filtro Millex HV (Millipore) 0,45 μm, com membrana durapore 13 mm, e acondicionados em vial âmbar 9 mm (Flow Supply), com 2 mL de capacidade, para posterior quantificação no LC-MS/MS. A Figura 8 apresenta os passos da metodologia de extração utilizada.

Água

Para determinação dos compostos na água, as amostras foram descongeladas, agitadas e diretamente filtradas, também em filtro Millex HV (Millipore) 0,45 μm, com membrana durapore 13 mm, e acondicionados em vial âmbar 9 mm (Flow Supply), com 2 mL de capacidade, para posterior quantificação por LC-MS/MS. A Figura 9 apresenta os passos da metodologia de determinação extração utilizada.

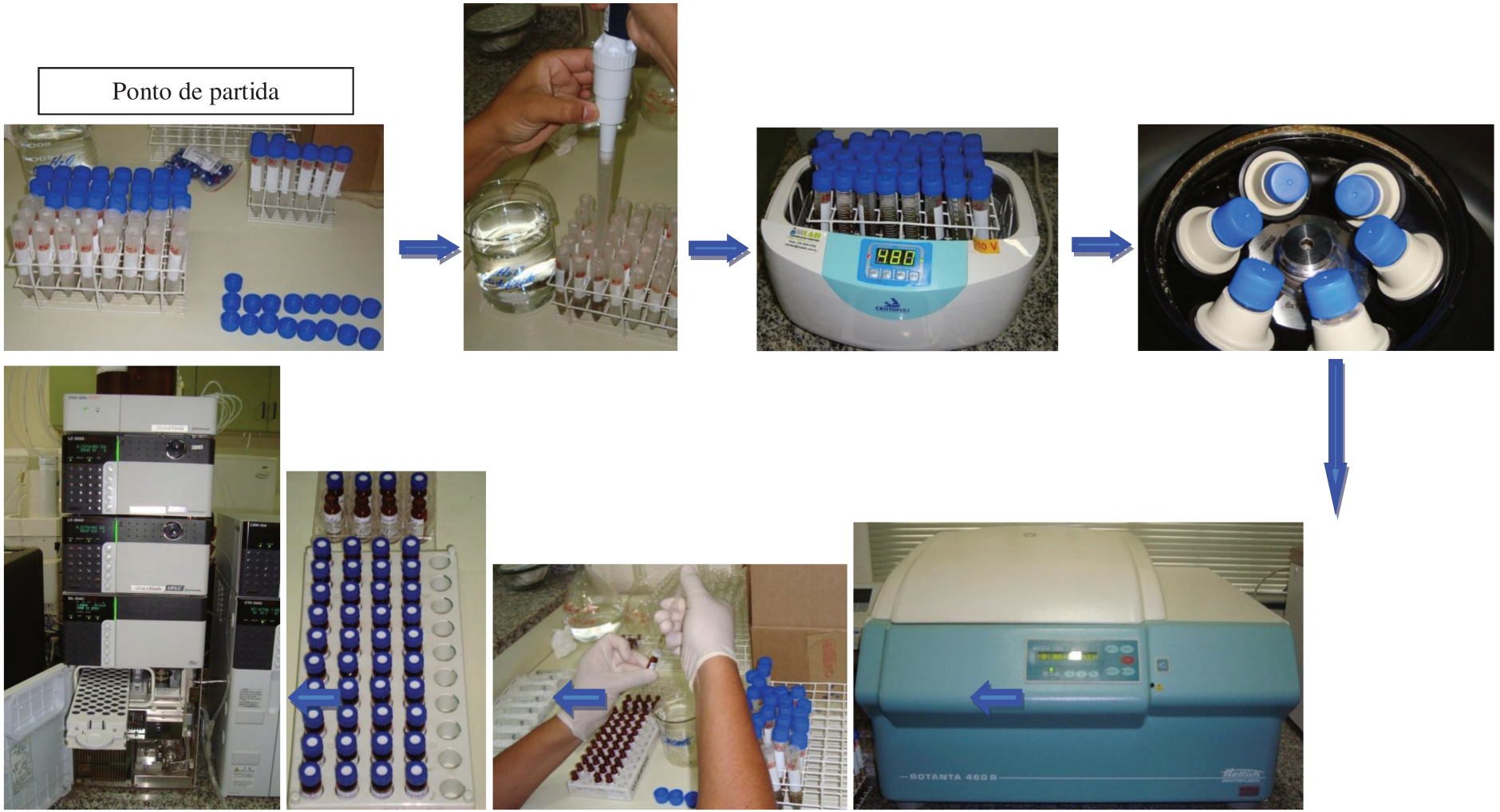


Figura 8. Sequência do processo de extração dos compostos a partir das amostras secas das plantas de aguapé, em Botucatu (SP), 2012.

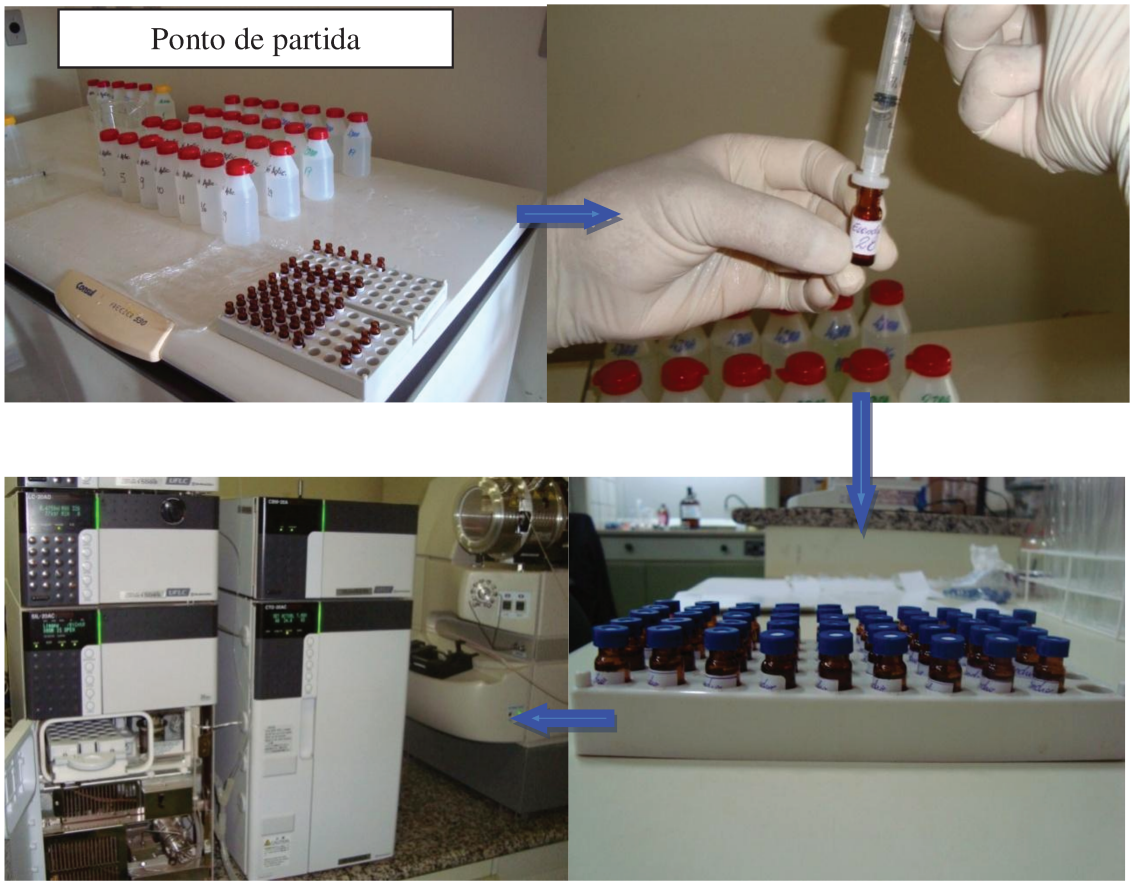


Figura 9. Sequência do processo de extração dos compostos a partir das amostras de água de aguapé, em Botucatu/SP, em 2012.

6. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Eficiência do controle por congelamento e do glifosato sobre o aguapé

Os dados sumarizados na Figura 10 resumem o percentual médio do nível de controle por congelamento e do glifosato sobre o aguapé (*Eichhornia crassipes*), nas avaliações efetuadas nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º Dias Após a Aplicação (DAA). A análise de variância e o teste de Tukey para os respectivos resultados estão apresentados na Tabela 6.

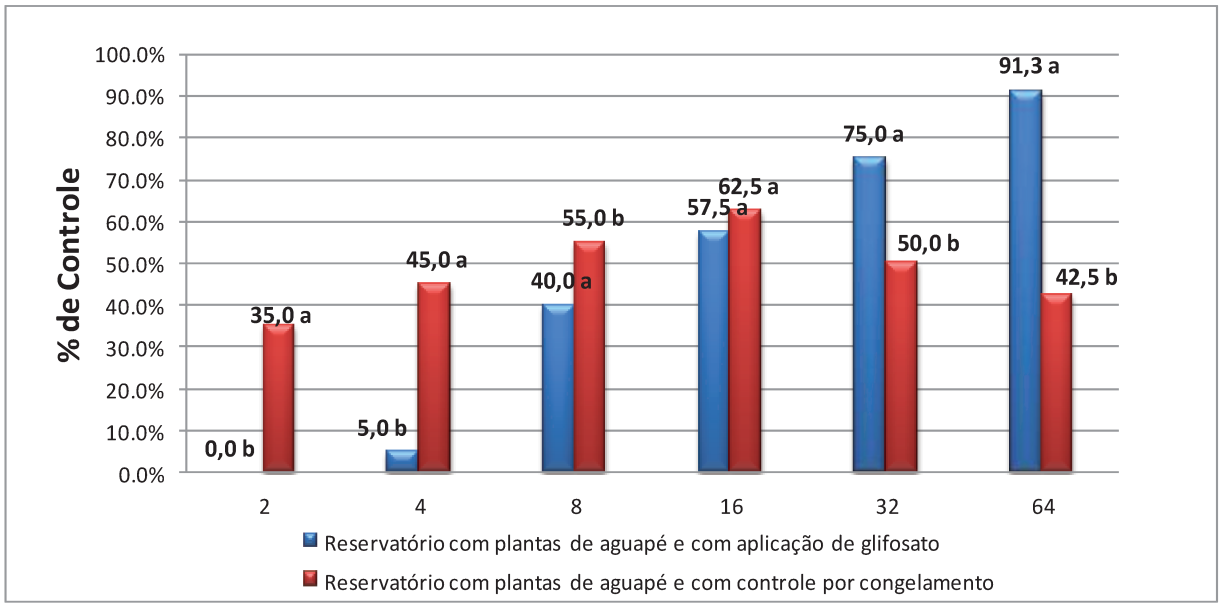


Figura 10. Porcentagem de controle do glifosato e por congelamento sobre o aguapé aos 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação.

O tratamento que recebeu controle físico por congelamento não mostrou eficiência, apresentando percentuais médios de controle de 62,5% aos 16 DAA e 42,5% aos 64 DAA. Como o método utilizado foi por meio de nitrogênio líquido, o tempo de submissão das plantas ao controle e/ou o volume utilizado pelos quais as plantas foram submetidas, não foram adequados para obtenção do controle ou morte total das mesmas.

Nas caixas em que se aplicou o herbicida glifosato, os sintomas iniciais foram amarelecimento das folhas, seguido de murchamento e necroses, imergindo no final do experimento.

De acordo com os resultados obtidos, embora o glifosato tenha demorado em apresentar efeitos de controle sobre o aguapé até os 16 DAA (média de 57,50%), aos 32 DAA o controle foi bom (média de 75,00%) e aos 64 DAA mostrou-se excelente (média de 91,30%). Estes dados corroboram com os níveis de controle obtidos por CARDOSO (2001), que ao estudar a sensibilidade de diferentes acessos de aguapé a herbicidas, coletados em reservatórios do Estado de São Paulo, encontrou controle eficiente das plantas de aguapé para o herbicida glifosato, independente do genótipo estudado.

Tabela 6. Eficiência de controle do glifosato sobre o aguapé nos reservatórios com planta e com aplicação de glifosato e com planta e controle por congelamento, nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação.

Tratamentos*	Dias após a aplicação						
	2	4	8	16	32	64	Médias
T3	0.00 bE	5.00 bE	40.00 bD	57.50 aC	75.00 aB	91.25 aA	44.79 a
T5	35.00 aC	45.00 aBC	55.00 aAB	62.50 aA	50.00 bAB	42.50 bBC	48.33 a
Médias	17.50 C	25.00 C	47.50 B	60.00 A	62.50 A	66.88 A	

Obs. Médias seguidas por letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Blocos: F=1.91. Desvio Padrão=10.03. Diferença mínima significativa=9.21. Coeficiente de variação (%)=21.53. Tratamentos: F= 1.5. Desvio Padrão=5.82. Diferença mínima significativa=8.85. Coeficiente de variação (%)=12.5. *Tratamentos: T1 - Sem a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato; T2 - Sem a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato; T3 - Com a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato; T4 - Com a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato; T5 - Com a presença de plantas de aguapé e com controle por congelamento.

Da mesma forma, MARTINS et al. (2002) realizando controle químico de plantas aquáticas em caixas d'água, entre elas, o aguapé, obteve 100% de controle aos 20 dias após o tratamento.

CARVALHO et al. 2005, verificando a eficácia de carfentrazone-etil juntamente com o glifosato, também observaram controle altamente eficaz para o glifosato aos 60 DAA.

FOLONI e PITELLI (2005) avaliaram a sensibilidade de diversas espécies de plantas daninhas aquáticas ao carfentrazone-etil e glifosato. Encontraram excelente controle do glifosato sobre o aguapé aos 28 dias após a aplicação.

NEVES et al. 2002, conduzindo seis ensaios em condições controladas de casa de vegetação, também obtiveram controle altamente eficaz do glifosato sobre o aguapé.

Ainda, CRUZ et al. 2012, avaliaram a eficácia do glifosato no controle de macrófitas aquáticas flutuantes. Utilizando a mesma formulação e dose testada no experimento,

identificaram controle muito bom para o aguapé aos 15 DAA com 90% de eficácia e controle excelente (100%) a partir de 21 DAA.

Os dados obtidos no presente experimento com o uso do herbicida glifosato, na dose avaliada, mostraram excelente eficiência no controle do aguapé, concordando com trabalhos anteriores.

6.2 Indicadores de qualidade de água

6.2.1 pH

Os valores médios do pH da água com as respectivas análises estatísticas encontrados nos diferentes tratamentos em que foram submetidos os reservatórios estão expressos na Tabela 7.

Tabela 7. Valores médios do pH obtidos antes da aplicação e aos 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação, nos cinco tratamentos avaliados.

Tratamentos*	Dias após a aplicação							
	0	2	4	8	16	32	64	Médias
T1	5.47 aB	5.60 aAB	5.64 aAB	5.62 aAB	5.84 aAB	5.94 aAB	6.24 aA	5.76 a
T2	5.25 aA	5.31 aA	5.31 aA	5.21 aA	5.34 abA	5.34 abA	5.31 abA	5.30 a
T3	4.33 aB	4.17 aB	4.19 aB	4.29 aB	4.40 abB	4.88 abAB	5.49 abA	4.54 a
T4	4.51 aA	4.41 aA	4.30 aA	4.15 aA	4.06 bA	4.23 bA	3.96 bA	4.23 a
T5	4.22 aA	4.30 aA	4.30 aA	4.30 aA	4.34 abA	4.64 abA	4.64 abA	4.39 a
Médias	4.75 B	4.76 B	4.75 B	4.72 B	4.80 B	5.00 AB	5.13 A	

Obs. Médias seguidas por letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Blocos: F=1,66**. Desvio Padrão=1.91. Diferença mínima significativa=1.63. Coeficiente de variação (%)=39.48. Tratamentos: F= 3,31**. Desvio Padrão=0.34. Diferença mínima significativa=0.32. Coeficiente de variação (%)=6.94. *Tratamentos: T1 - Sem a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato; T2 - Sem a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato; T3 - Com a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato; T4 - Com a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato; T5 - Com a presença de plantas de aguapé e com controle por congelamento.

Os maiores valores de pH da água foram observados para os tratamentos que não foram colonizados pelo aguapé. No entanto, mostraram-se estatisticamente semelhantes aos outros tratamentos, exceto para o tratamento que foi colonizado pelo aguapé e que não recebeu

aplicação do glifosato. A partir dos 16 DAA esse tratamento diferiu estatisticamente dos demais, apresentando menores valores para o pH.

Os resultados mostram que a aplicação do glifosato não altera o potencial hidrogeniônico da água. Estão de acordo com os obtidos por MARTINS e PITELLI (2005) que, ao avaliarem o manejo do aguapé sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos utilizando o herbicida Diquat, não observaram diferenças estatísticas, para esse parâmetro, nos mesocosmos sem a presença da planta e com ou sem aplicação do herbicida. Também, corroboram com GUIMARÃES (2003) que ao avaliar o impacto de controle de macrófitas utilizando o herbicida 2,4D em mesocosmo, encontrou maiores amplitudes das variações de pH nos mesocosmos sem a cobertura de macrófitas.

Os reservatórios que obtiveram controle por congelamento apresentaram comportamento semelhante ao tratamento com planta que não recebeu aplicação do herbicida. Como explicado anteriormente, o controle por congelamento não apresentou eficácia do método.

6.2.2 Turbidez

Os valores médios da turbidez da água e as respectivas análises estatísticas para os diferentes tratamentos em que foram submetidos os reservatórios estão expressos na Tabela 8.

Não houve diferenças estatísticas entre os tratamentos de 0 a 16 DAA. Na avaliação aos 64 DAA, os maiores valores encontrados para a turbidez ocorreram nos reservatórios sem a presença de plantas, provavelmente devido ao maior crescimento de algas microscópicas proporcionada pela disponibilidade de luz. Esses resultados vão ao encontro dos obtidos por GUIMARÃES (2003) que observou menores valores de turbidez da água em mesocosmos com cobertura vegetal. O autor comenta que tal fato ocorre devido à competição por luz e nutrientes proporcionados às algas, importantes componentes da absorção da luz no corpo d'água.

No entanto, os valores observados para a turbidez da água na avaliação final, mostraram-se estatisticamente semelhantes em todos os tratamentos e épocas avaliadas.

Tabela 8. Valores médios da turbidez obtidos antes da aplicação e aos 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação, nos cinco tratamentos avaliados.

Tratamentos*	Dias após a aplicação							
	0	2	4	8	16	32	64	Médias
T1	0.51 aA	0.69 aA	0.83 aA	0.34 aA	1.07 aA	1.79 abA	3.86 aA	1.30 a
T2	1.90 aA	1.76 aA	3.23 aA	2.12 aA	4.66 aA	6.13 aA	3.50 aA	3.33 a
T3	2.03 aA	0.94 aA	0.97 aA	1.19 aA	2.86 aA	0.33 bA	1.66 aA	1.42 a
T4	0.78 aA	0.68 aA	0.94 aA	0.20 aA	1.40 aA	2.97 abA	2.35 aA	1.33 a
T5	1.05 aA	0.99 aA	1.32 aA	0.92 aA	2.14 aA	1.93 abA	0.93 aA	1.32 a
Médias	1.25 A	1.01 A	1.45 A	0.95 A	2.42 A	2.63 A	2.46 A	

Obs. Médias seguidas por letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Blocos: F=2.94. Desvio Padrão=3.13. Diferença mínima significativa=2.66. Coeficiente de variação (%)=179.60. Tratamentos: F=2.97. Desvio Padrão=2.41. Diferença mínima significativa =2.30. Coeficiente de variação (%)=138.37. *Tratamentos: T1 - Sem a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato; T2 - Sem a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato; T3 - Com a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato; T4 - Com a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato; T5 - Com a presença de plantas de aguapé e com controle por congelamento.

Os maiores valores encontrados para turbidez da água, aos 32 DAA, para o tratamento sem aguapé e com aplicação do herbicida se dá pelo crescimento de algas no reservatório e não pela aplicação direta do produto sobre a coluna d'água.

Assim, os reservatórios que receberam o tratamento do glifosato, com ou sem planta, não alteram a qualidade da água quando se analisa este parâmetro.

6.2.3 Condutividade elétrica

Os valores médios da condutividade elétrica da água, com as respectivas análises estatísticas encontradas nos diferentes tratamentos em que foram submetidos os reservatórios, estão expressos na Tabela 9.

Todos os tratamentos mostraram-se estatisticamente semelhantes nas avaliações de 0 a 32 DAA para o parâmetro em questão. Na avaliação aos 64 DAA, o tratamento com aguapé e com controle por herbicida apresentou valores de condutividade elétrica da água superiores aos demais tratamentos, diferindo-se estatisticamente dos tratamentos que não receberam aplicação do glifosato, com ou sem a presença do aguapé. Nessa avaliação, a eficiência de controle do herbicida sobre o aguapé foi de 91,3%.

MARTINS e PITELLI (2005) destacam que o aumento da condutividade elétrica é decorrente da liberação de nutrientes na coluna d'água durante o processo de decomposição das plantas.

Esses resultados corroboram com os obtidos por LUNA et al. (2010) e MARTINS e PITELLI (2005) que ao avaliarem o impacto dos herbicidas glifosato e diquat no controle do aguapé, respectivamente, também obtiveram valores de condutividade elétrica elevados nos mesocosmos colonizados por macrófitas quando comparados aos demais.

Para o tratamento com congelamento esperava-se que os valores de condutividade elétrica da água fossem elevados, similares aos observados pelo tratamento com herbicida em virtude da liberação de nutrientes durante o processo de decomposição das plantas. Como o controle por este método não foi eficiente, os valores encontrados para condutividade elétrica tiveram pequena elevação ao longo do tempo, não diferindo estatisticamente dos demais tratamentos.

Tabela 9. Valores médios da condutividade elétrica obtidos antes da aplicação e aos 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação, nos cinco tratamentos avaliados.

Tratamentos*	Dias após a aplicação							
	0	2	4	8	16	32	64	Médias
T1	41.08 aB	41.17 aB	43.70 aAB	41.38 aB	46.57 aAB	45.06 aAB	62.42 bA	#### a
T2	64.02 aB	63.13 aB	70.91 aB	68.65 aB	78.90 aAB	39.70 aC	92.87 abA	#### a
T3	56.77 aC	58.31 aBC	63.37 aBC	62.62 aBC	75.71 aBC	77.18 aB	##### aA	#### a
T4	44.95 aA	44.95 aA	48.38 aA	47.09 aA	50.16 aA	49.21 aA	49.28 bA	#### a
T5	55.22 aB	55.14 aB	59.02 aAB	57.21 aB	64.06 aAB	62.74 aAB	77.55 abA	#### a
Médias	52.41 C	52.54 C	57.07 BC	55.39 BC	63.08 B	54.78 BC	81.79 A	

Obs. Médias seguidas por letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Blocos: F=1.08. Desvio Padrão=56.09. Diferença mínima significativa=47.79. Coeficiente de variação (%)=94.15. Tratamentos: F=1.40. Desvio Padrão=9.52. Diferença mínima significativa =9.08. Coeficiente de variação (%)=16.00. *Tratamentos: T1 - Sem a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato; T2 - Sem a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato; T3 - Com a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato; T4 - Com a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato; T5 - Com a presença de plantas de aguapé e com controle por congelamento.

6.2.4 Oxigênio dissolvido

Os valores médios do oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) da água com as respectivas análises estatísticas encontradas nos diferentes tratamentos em que foram submetidos os reservatórios estão expressos na Tabela 10.

Tabela 10. Valores médios do oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) obtidos antes da aplicação e aos 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação, nos cinco tratamentos avaliados.

Tratamentos*	Dias após a aplicação							
	0	2	4	8	16	32	64	Médias
T1	5.23 aA	5.75 aA	5.60 aA	5.84 aA	5.97 abA	5.98 aA	5.65 aA	5.72 a
T2	5.21 aA	5.69 aA	5.49 aA	5.61 aA	6.28 aA	6.24 aA	6.22 aA	5.82 a
T3	4.37 aAB	4.22 bAB	4.61 aA	2.13 cC	4.58 bA	3.10 cBC	3.99 bAB	3.85 c
T4	4.60 aA	4.36 abA	4.32 aA	3.47 bcA	4.83 abA	4.41 bcA	3.89 bA	4.27 bc
T5	4.45 aAB	3.99 bB	4.69 aAB	4.40 abAB	5.55 abA	4.83 abAB	5.18 abAB	4.73 b
Médias	4.77 BC	4.80 ABC	4.94 ABC	4.29 C	5.44 A	4.91 ABC	4.98 AB	

Obs. Médias seguidas por letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. Blocos: F=0.23**. Desvio Padrão=1.013. Diferença mínima significativa=0.863. Coeficiente de variação (%)=20.77. Tratamentos: F=20.66**. Desvio Padrão=0.69. Diferença mínima significativa =0.66. Coeficiente de variação (%)=14.10. *Tratamentos: T1 - Sem a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato; T2 - Sem a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato; T3 - Com a presença de plantas de aguapé e com aplicação de glifosato; T4 - Com a presença de plantas de aguapé e sem aplicação de glifosato; T5 - Com a presença de plantas de aguapé e com controle por congelamento.

Durante todo o período do experimento, os reservatórios que não foram colonizados por aguapé apresentaram os maiores valores de oxigênio dissolvido e não diferiram estatisticamente entre si. Tal observação é explicada devido à ausência da cobertura pelas macrófitas facilitar os processos de difusão do oxigênio na interface água-atmosfera. Outro fator do processo de oxigenação da água são as algas que realizam fotossíntese na coluna d'água. A presença de plantas reduz esse processo (NEVES et al., 2002; MARTINS e PITELLI, 2005).

Nos reservatórios colonizados por aguapé houve diferenças estatísticas em algumas datas de avaliação entre os tratamentos (8 e 32 DAA). O tratamento com controle por congelamento apresentou valores superiores ao tratamento com planta e sem aplicação de glifosato (4, 8, 16, 32 e 64 DAA), porém, sem apresentar diferenças estatísticas. Isso ocorreu devido o controle não ter sido eficiente.

Os reservatórios colonizados e com aplicação do glifosato apresentaram redução significativa na concentração de oxigênio dissolvido aos 8 DAA, diferindo-se estatisticamente dos demais tratamentos. Isso demonstra aumento da demanda bioquímica por oxigênio em decorrência do processo de degradação ou decomposição das plantas.

A elevação dos níveis de oxigênio dissolvido, nesse mesmo tratamento, aos 16 DAA pode ser explicada pela redução da cobertura proporcionada pelas plantas. No entanto, aos 32 houve novamente queda no teor de oxigênio dissolvido, com pequena elevação aos 64 DAA. Essa queda é evidenciada pelo elevado nível de decomposição das plantas e consequente demanda bioquímica por oxigênio, decorrente do controle acima de 90% proporcionado pelo herbicida.

A aplicação do glifosato na água sem presença do aguapé não promoveu qualquer redução significativa dos teores de oxigênio dissolvido na água, em todo o período de observação, quando comparado com a testemunha, tratamento sem aguapé e sem herbicida.

Embora o tratamento com aguapé e com controle por glifosato tenha apresentado os menores valores de oxigênio dissolvido (2,13 e 3,10 mg L^{-1}, aos 8 e 32 DAA, respectivamente), na avaliação final, aos 64 DAA, não houve diferenças estatísticas para os tratamentos colonizados com o aguapé. Comparando-se os tratamentos com aguapé e com aplicação de glifosato e com aguapé e sem aplicação do herbicida, os valores médios encontrados foram de 3,99 mg L^{-1} e 3,89 mg L^{-1}, respectivamente.

Nota-se, portanto, que o glifosato ao final das avaliações não promoveu impacto negativo na qualidade da água em relação ao oxigênio dissolvido.

6.3 Determinação dos resíduos (concentração) em água

6.3.1 Glifosato

Os valores das concentrações de glifosato em água encontrados nos reservatórios que não foram colonizados pelo aguapé e que receberam a aplicação do herbicida, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 DAA, estão expressos na Tabela 11. Os respectivos intervalos de confiança e os valores médios observados estão apresentados graficamente nas Figuras 11 e 12.

Tabela 11. Concentrações de glifosato em água obtidas nos reservatórios sem planta com glifosato, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação.

mg Kg^{-1}	19/05/11	19/05/11	21/05/11	23/05/11	27/05/11	04/06/11	20/06/11	22/07/11
	1ª Coleta AA	1ª Coleta DA	2ª Coleta	3ª Coleta	4ª Coleta	5ª Coleta	6ª Coleta	7ª Coleta
Parcelas	0 DAA	0 DAA	2 DAA	4 DAA	8 DAA	16 DAA	32 DAA	64 DAA
R1	-	-	-	-	-	-	-	-
R2	0.00	0.5060	0.2410	0.1470	0.0751	0.0240	0.0075	0.0033
R3	0.00	0.4380	0.2350	0.2250	0.2020	0.1800	0.0126	0.0479
R4	0.00	0.5670	0.1700	0.0604	0.0253	0.0082	0.0060	0.0054

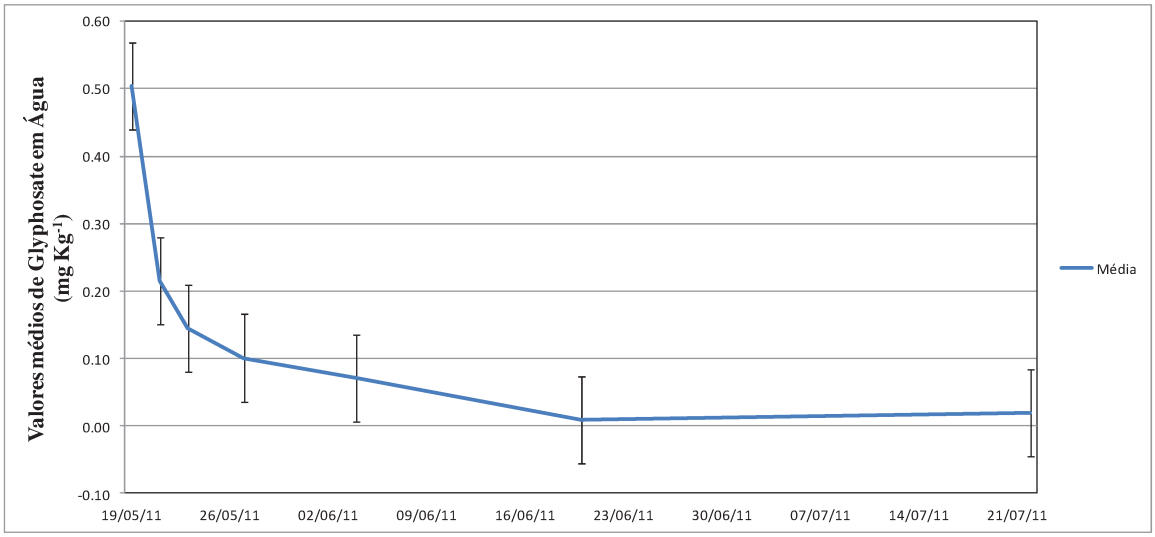


Figura 11. Distribuição dos valores de glifosato em água em (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º DAA, nos reservatórios sem planta com glifosato.

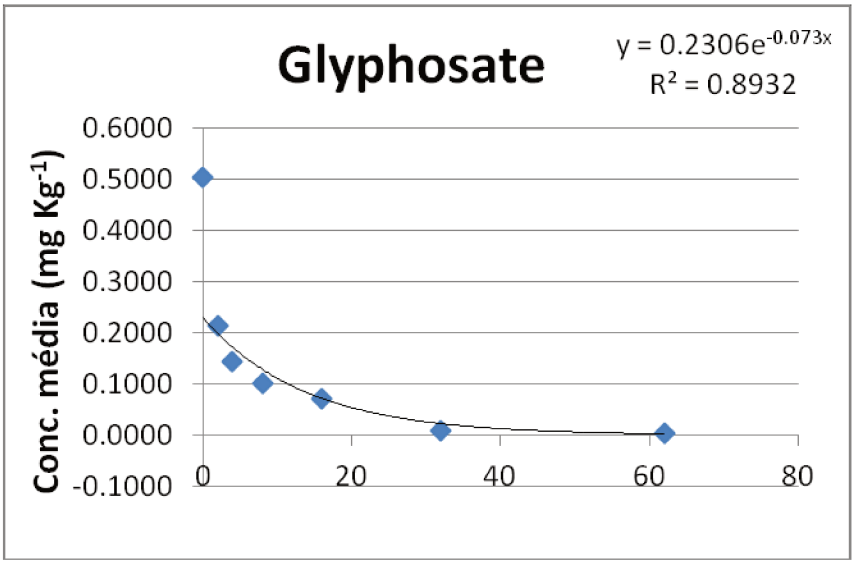


Figura12. Concentração média do glifosato nos reservatórios sem planta com glifosato, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação.

Os reservatórios que receberam a aplicação do glifosato sem a presença do aguapé apresentaram valores médios de resíduos a 0,5037 mg Kg^{-1}) logo após a aplicação. Aos 2 DAA o teor médio do herbicida encontrado reduziu abruptamente, atingindo valores 0,2153 mg Kg^{-1}ou redução de 57,26% da determinação inicial. Aos 4, 8, 16 e 32 DAA, os valores médios de resíduo reduziram a 21,46%, 15,00%, 10,54% e 6,93%, respectivamente. Na avaliação final, aos 64 DAA, os valores encontrados representaram 0,0142 mg Kg^{-1}ou 2,82% do total identificado logo após a aplicação. De acordo com CENTENO (2009), trata-se de um herbicida pouco tóxico com rápida dissipação no ambiente. PITELLI (2009) complementa relatando que a baixa biodisponibilidade do glifosato em águas naturais é decorrente de sua rápida degradação e rápida decomposição microbiana.

Os valores das concentrações de glifosato em água encontrados nos reservatórios colonizados pelo aguapé e que receberam a aplicação do herbicida, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 DAA, estão expressos na Tabela 12. Os respectivos intervalos de confiança e os valores médios observados estão apresentados graficamente nas Figuras 13 e 14.

Tabela 12. Concentrações de glifosato em água obtidas nos reservatórios com planta com glifosato, nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação.

mg Kg^{-1}	19/05/11 1ª Coleta AA	19/05/11 1ª Coleta DA	21/05/11 2ª Coleta	23/05/11 3ª Coleta	27/05/11 4ª Coleta	04/06/11 5ª Coleta	20/06/11 6ª Coleta	22/07/11 7ª Coleta
Tratamentos	0 DAA	0 DAA	2 DAA	4 DAA	8 DAA	16 DAA	32 DAA	64 DAA
R1	-	-	-	-	-	-	-	-
R2	0.00	0.0413	0.0096	0.0089	0.0039	0.0044	0.0018	0.0017
R3	0.00	0.1500	0.0533	0.0473	0.0072	0.0126	0.0121	0.0083
R4	0.00	0.1900	0.1390	0.0621	0.0359	0.0287	0.0241	0.0096

Para os reservatórios que receberam aplicação do glifosato com a presença do aguapé, os valores médios de resíduos encontrados foram inferiores aos que não continham a colonização da macrófita. Esse comportamento pode ser explicado pela absorção do produto pelas plantas e pela maior atividade microbiana na água, decorrente da decomposição das plantas.

Os volumes encontrados logo após a aplicação foram de 0,1271 mg L^{-1}, o que representa cerca de 25% do total do herbicida encontrado na água dos reservatórios sem o aguapé. Na avaliação de 2 DAA houve redução dos teores em 52,95%, sendo encontrado

0,0673 mg L^{-1} do produto. Nas avaliações de 4, 8, 16 e 32 DAA os resíduos reduziram em 31,00%, 12,35%, 11,96% e 9,99%, respectivamente. Na última avaliação, aos 64 DAA, os valores médios encontrados foram de 0,0065% ou 5,11% do total encontrado logo após a aplicação.

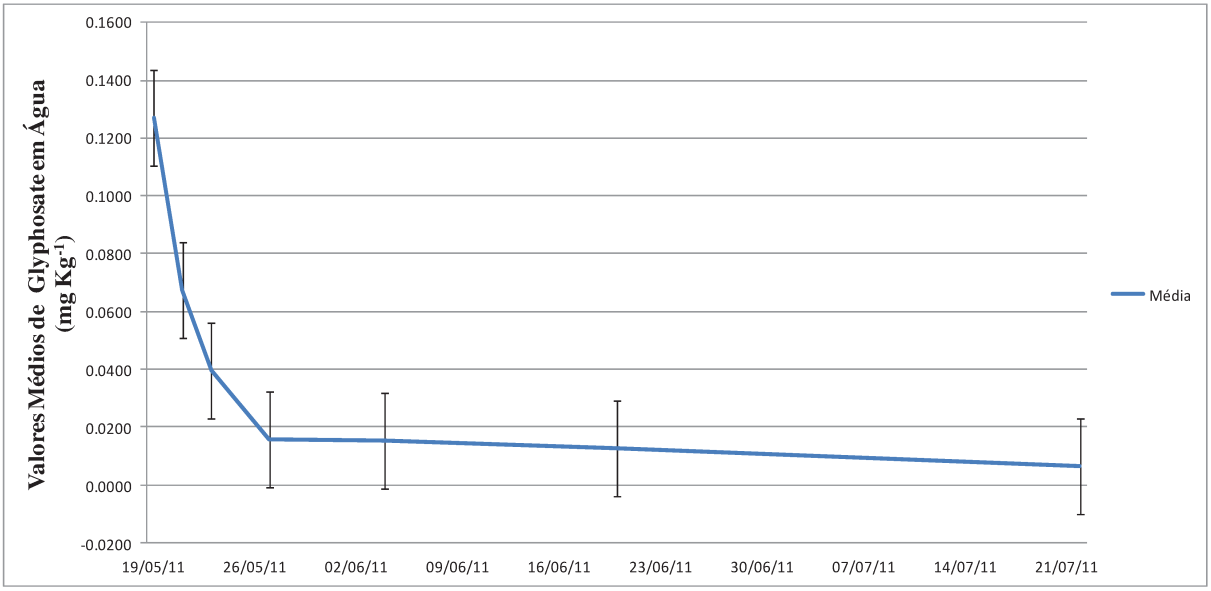


Figura 13. Distribuição dos valores de glifosato em água (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º DAA, nos reservatórios com planta com glifosato.

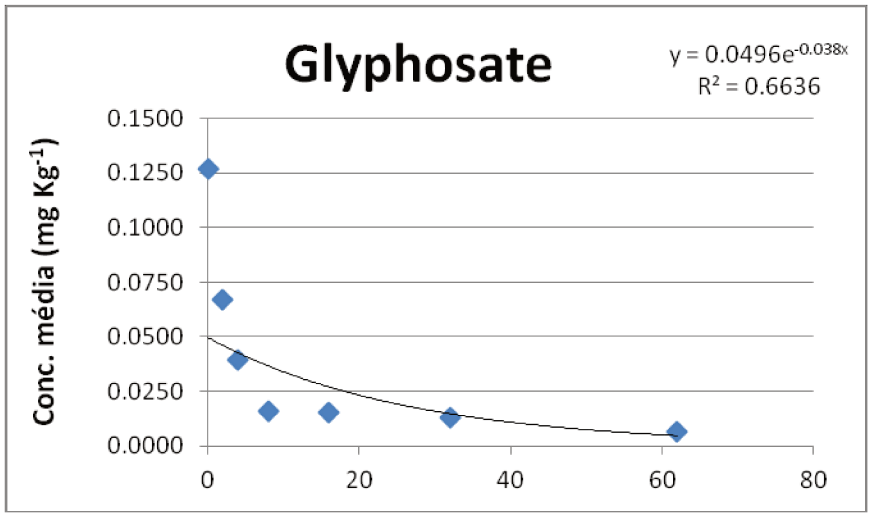


Figura 14. Concentração média do glifosato nos reservatórios com planta com glifosato, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação.

Analisando-se valores de concentração, os resultados evidenciam a rápida dissipação do herbicida na água com maior propensão de dissipação nos reservatórios colonizados pelo aguapé.

Entretanto, os resultados encontrados no presente experimento, considerando ambas as condições de aplicação do produto - com e sem a presença do aguapé vão ao encontro dos resultados obtidos, em um dos raros trabalhos encontrados na literatura, onde TSUI e CHU (2007) avaliaram o destino e o impacto ambiental do glifosato após sua aplicação, em uma lagoa. A aplicação foi feita por meio de um pulverizador costal diluindo o produto em água na fração de 1:50 (v/v), resultando uma concentração de 7,2 g L^{-1} de equivalente ácido. Amostras de água da superfície (entre 0 e 10 cm de profundidade) foram coletadas aos 0, 1, 3, 7, 14 e 28 dias após o tratamento.

As concentrações máximas amostradas estiveram entre 1,761 e 2,191 mg L^{-1} no primeiro dia após a aplicação. No entanto, a partir de três dias após a aplicação as concentrações de glifosato diminuíram rapidamente atingindo valores médios de 0,022 mg Kg^{-1} e gradualmente, ao longo do tempo, chegando no final da avaliação, sem a detecção de resíduos nas análises. Os autores explicam que a diminuição das concentrações do glifosato foi devido à degradação microbiológica e a adsorção do produto nos sedimentos do fundo da lagoa.

FENG et al. (1989) monitoraram por um período de um ano os resíduos de glifosato após sua aplicação direta, na dose de 2,0 Kg ha^{-1} de i.a., em um córrego de uma bacia hidrográfica em Vancouver, Canadá. As análises mostraram que a maior concentração encontrada duas horas após a aplicação foi de 0,162 mg L^{-1}. Dezesseis horas após a aplicação, os resíduos decaíram rapidamente a 0,037 mg mg L^{-1}. Devido a rápida dissipação de glifosato nas águas do córrego, 96 horas após a aplicação, nenhum resíduo foi encontrado.

MALATT e BARCELÓ (1998) realizaram um estudo para verificar a degradação do glifosato em águas de um rio em Barcelona, Espanha. Coletaram 50 ml de amostra de água e a submeteram à quantificação por meio de cromatografia iônica. Os resultados mostraram que a concentração máxima de glifosato encontrada nas amostras foi de 2 mg L^{-1}. Para os autores, os principais fatores que afetam a degradação do glifosato em águas naturais são devido à atividade microbiana. Complementam dizendo que a degradação do glifosato é relativamente rápida sob condições naturais, seja em água subterrânea ou superficial.

MORAIS e ROSSI (2010) apontam que a persistência de glifosato em água é mais curta que sua persistência em solo devido às formulações de glifosato serem completamente solúveis em água.

Diversos autores relatam que a rápida dissipação do glifosato em água é devido à degradação microbiana (BRIGHTWELL e MALIK, 1978; BRONSTAD e FRIESTAD, 1985; GIESY et al., 2000; MATTOS et al., 2002).

Outro fator que contribui para que o glifosato não se acumule em altas concentrações no perfil hídrico é a sua adsorção pelos sedimentos (SOLOMOM e THOMPSON, 2003; PATERSON, 2007). Também, mas não de forma expressiva, as moléculas do glifosato sofrem fotodegradação (LUND-HOIE e FRIESTAD, 1986; GIESY et al., 2000).

Como no trabalho não foi colocado sedimentos nos reservatórios, a degradação do glifosato pode ser explicada exclusivamente pela degradação microbiana.

Do ponto de vista de potabilidade da água, os teores de glifosato encontrados nas amostras do presente estudo, em todas as épocas de avaliação e em todos os reservatórios com ou sem a presença do aguapé, estão abaixo do nível máximo de contaminação em água estabelecidos pela Portaria do Ministério da Saúde N° 518/2004 e pela Resolução CONAMA 357/2005 que apontam o Valor Máximo Permitido (VMP) de 0,5 mg L^{-1} para o padrão de potabilidade para substâncias químicas. Importante ressaltar que o presente estudo caracterizou-se como o pior cenário para avaliação de resíduos, uma vez que não houve fluxo de vazão contínuo, o que permitiria uma maior dissipação do produto. Tampouco houve reposição da água nos reservatórios perdida por evapotranspiração.

6.3.2 Ácido aminometilfosfônico (AMPA)

Os valores das concentrações de AMPA em água encontrados nos reservatórios que não foram colonizados pelo aguapé e que receberam a aplicação do herbicida, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 DAA, estão expressos na Tabela 13. Os respectivos intervalos de confiança e os valores médios observados estão apresentados graficamente nas Figuras 15 e 16.

Tabela 13. Concentrações de AMPA em água obtidas nos reservatórios sem planta com glifosato, nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação.

mg Kg^{-1}	19/05/11 1ª Coleta AA	19/05/11 1ª Coleta DA	21/05/11 2ª Coleta	23/05/11 3ª Coleta	27/05/11 4ª Coleta	04/06/11 5ª Coleta	20/06/11 6ª Coleta	22/07/11 7ª Coleta
Parcelas	0 DAA	0 DAA	2 DAA	4 DAA	8 DAA	16 DAA	32 DAA	64 DAA
R1	-	-	-	-	-	-	-	-
R2	0.0000	0.0173	0.0203	0.0231	0.0258	0.0233	0.0168	0.0070
R3	0.0016	0.0145	0.0072	0.0080	0.0088	0.0075	0.0091	0.0109
R4	0.0000	0.0207	0.0227	0.0425	0.0295	0.0155	0.0094	0.0049

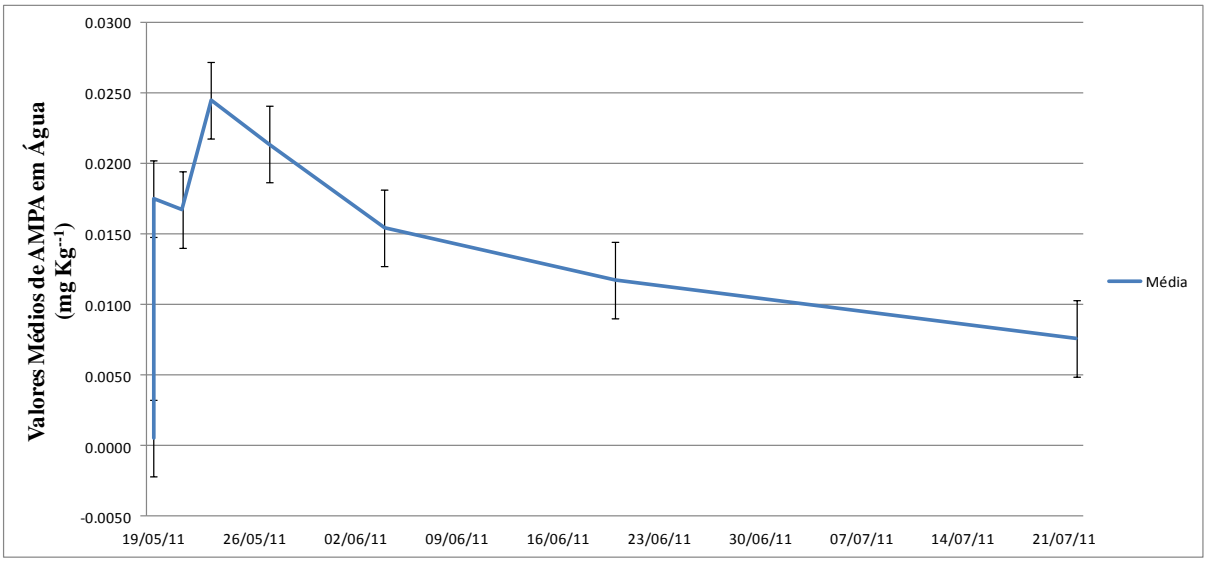


Figura 15. Distribuição dos valores de AMPA em água (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º DAA, nos reservatórios sem planta com glifosato.

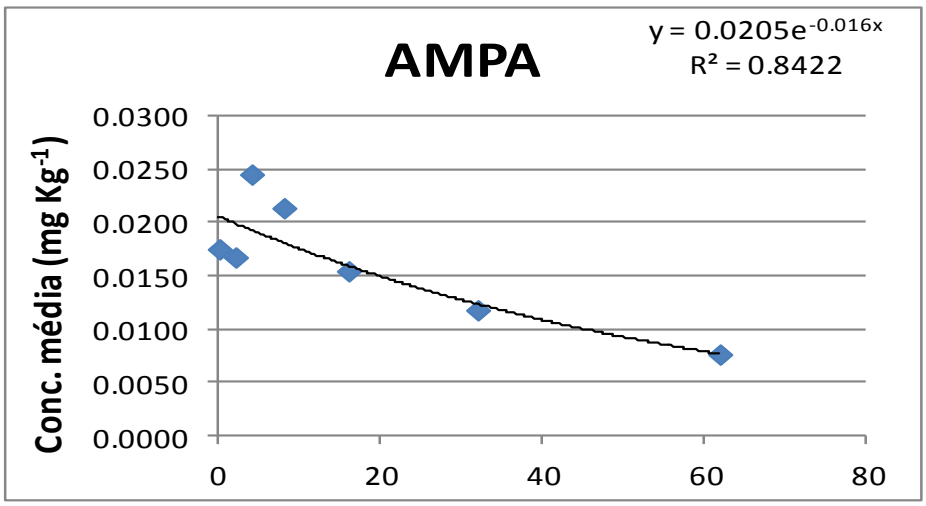


Figura 16. Concentração média do AMPA nos reservatórios sem planta com glifosato, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação.

Os valores das concentrações de AMPA em água encontrados nos reservatórios colonizados pelo aguapé e que receberam a aplicação do herbicida, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 DAA, estão expressos na Tabela 14. Os respectivos intervalos de confiança e os valores médios observados estão apresentados graficamente nas Figuras 17 e 18.

Tabela 14. Concentrações de AMPA em água obtidas nos reservatórios com planta com glifosato, nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação.

mg Kg^{-1}	19/05/11 1ª Coleta AA	19/05/11 1ª Coleta DA	21/05/11 2ª Coleta	23/05/11 3ª Coleta	27/05/11 4ª Coleta	04/06/11 5ª Coleta	20/06/11 6ª Coleta	22/07/11 7ª Coleta
Tratamentos	0 DAA	0 DAA	2 DAA	4 DAA	8 DAA	16 DAA	32 DAA	64 DAA
R1	-	-	-	-	-	-	-	-
R2	0.0000	0.0022	0.0000	0.0026	0.0016	0.0025	0.0000	0.0000
R3	0.0021	0.0076	0.0042	0.0041	0.0018	0.0038	0.0024	0.0019
R4	0.0000	0.0110	0.0060	0.0060	0.0043	0.0062	0.0036	0.0031

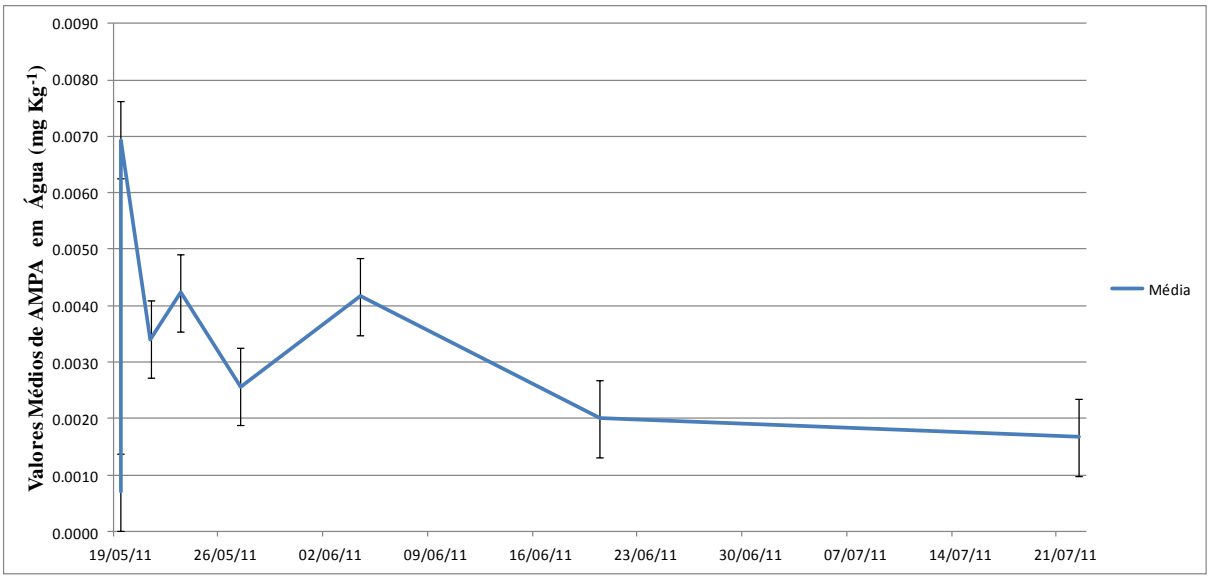


Figura 17. Distribuição dos valores de AMPA em água (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º DAA, nos reservatórios com planta com glifosato.

Como pode ser observado, valores muitos baixos foram detectados para o metabólito AMPA, tanto nos reservatórios que receberam a colonização da macrófita quanto nos reservatórios que não foram colonizados. Com a degradação do glifosato (reservatórios com e sem planta) na água e pela decomposição da planta, promovida pelo efeito do herbicida, eram esperadas maiores concentrações para este parâmetro. Tal fato não ocorreu, pois, assim como o glifosato, houve rápida biodegradação do AMPA no meio aquático.

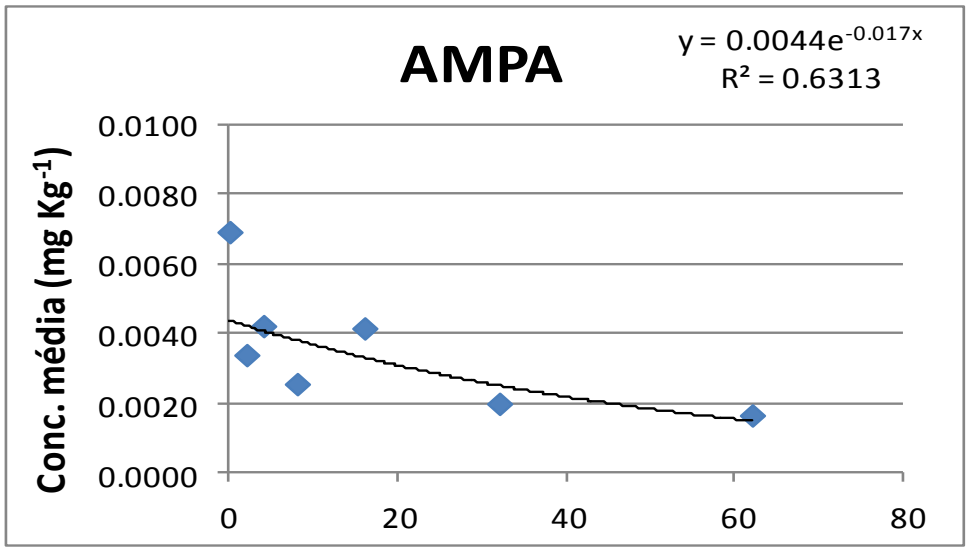


Figura 18. Concentrações do AMPA nos reservatórios com planta com glifosato, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação.

Nos estudos realizados por TSUI e CHU (2007) foram realizadas avaliações para detecção do AMPA. Os valores nas análises também se apresentaram baixos, entre 0,04 e 0,01 mg Kg^{-1} até 31 dias após a aplicação. Posteriormente a esse período, não foram detectados resíduos de AMPA na água.

A Figura 19 apresenta a correlação dos resíduos de Glifosato e AMPA encontrados em água. As concentrações de Glifosato mostraram-se 22 vezes maiores que as de AMPA.

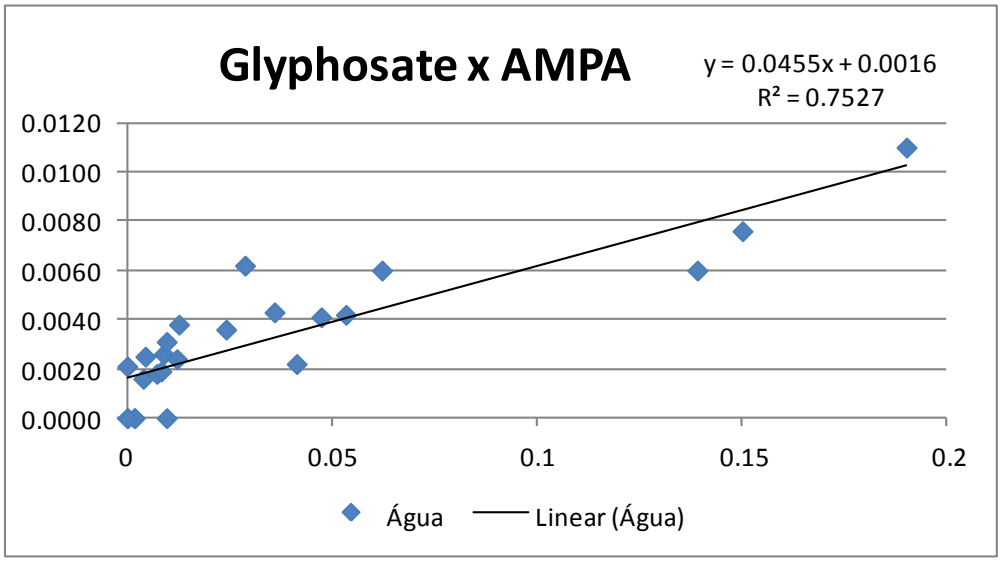


Figura 19. Relação da concentração de Glifosato e AMPA em água.

6.3.3 Ácido chiquímico

Os valores das concentrações do ácido chiquímico em água encontrados no tratamento com planta com glifosato estão apresentados na Tabela 15. Na Figura 20 estão representados graficamente os intervalos de confiança dos valores observados da concentração do ácido chiquímico em água no período de avaliação do presente estudo.

Foram verificados baixíssimos teores, nas avaliações de 32 e 64 dias após a aplicação do herbicida. Sugere-se, portanto, que o ácido chiquímico é um composto extremamente metabolizado em água. Esses resultados observados não foram passiveis de comparação, uma vez que não foram encontrados outros trabalhos que mostrassem resultados similares.

Tabela 15. Concentrações de ácido chiquímico em água obtidas nos reservatórios com planta com glifosato, nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação.

mg Kg^{-1}	19/05/11 1ª Coleta AA	19/05/11 1ª Coleta DA	21/05/11 2ª Coleta	23/05/11 3ª Coleta	27/05/11 4ª Coleta	04/06/11 5ª Coleta	20/06/11 6ª Coleta	22/07/11 7ª Coleta
Tratamentos	0 DAA	0 DAA	2 DAA	4 DAA	8 DAA	16 DAA	32 DAA	64 DAA
R1	-	-	-	-	-	-	-	-
R2	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0132	0.0033
R3	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0043	0.0041
R4	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0022	0.0096

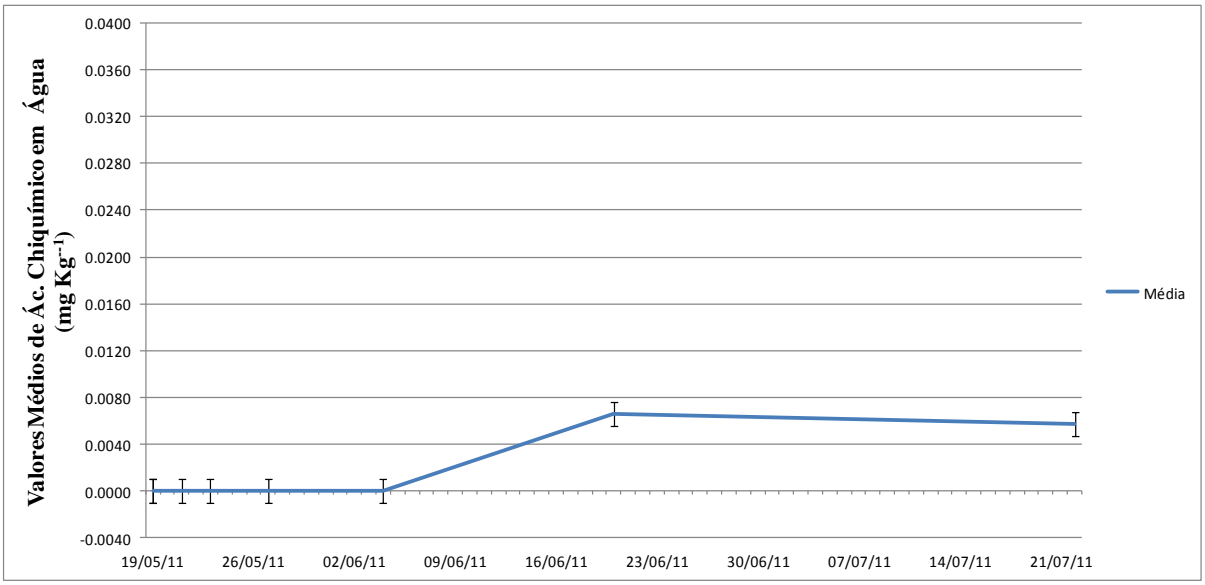


Figura 20. Distribuição dos valores de ácido chiquímico em água (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º DAA, nos reservatórios com planta com glifosato.

6.4 Determinação dos resíduos (concentração) em planta

6.4.1 Glifosato

Os valores encontrados das concentrações do glifosato em planta, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 DAA, nos reservatórios que foram colonizados pelo aguapé e que receberam a aplicação do herbicida estão apresentados na Tabela 16. Os respectivos intervalos de confiança e os valores médios observados estão expressos na Figura 21.

Tabela 16. Concentrações de glifosato em planta obtidas nos reservatórios com planta com glifosato, nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação.

$mg.Kg^{-1}$	19/05/11 1ª Coleta AA	19/05/11 1ª Coleta DA	21/05/11 2ª Coleta	23/05/11 3ª Coleta	27/05/11 4ª Coleta	04/06/11 5ª Coleta	20/06/11 6ª Coleta	22/07/11 7ª Coleta
Tratamentos	0 DAA	0 DAA	2 DAA	4 DAA	8 DAA	16 DAA	32 DAA	64 DAA
R1	-	-	-	-	-	-	-	-
R2	0.00	0.0000	3.1825	1.7325	3.3875	1.1675	1.1250	0.6750
R3	0.00	0.0000	5.9475	3.5475	3.4225	0.9475	1.6500	0.7200
R4	0.00	0.0000	12.8475	10.0975	8.6475	3.9375	0.2560	0.5050

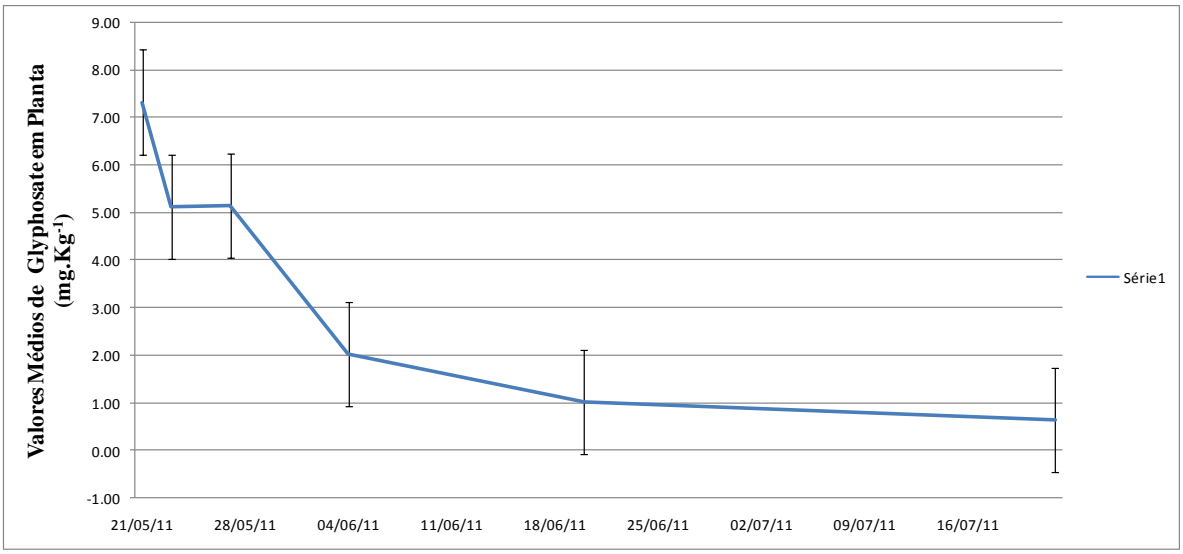


Figura 21. Distribuição dos valores de glifosato em planta (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º DAA, nos reservatórios com planta com glifosato.

A análise de resíduos das plantas dos reservatórios que receberam aplicação do glifosato apresentaram valores médios, nas avaliações de 2, 4 e 8 DAA, de 7,4944 mg Kg^{-1}, 5,1258 mg. Kg^{-1} e 5,1525 mg. Kg^{-1}, respectivamente.

6.4.2 AMPA

Os valores encontrados das concentrações do AMPA em planta, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 DAA, nos reservatórios que foram colonizados pelo aguapé e que receberam a aplicação do herbicida estão apresentados na Tabela 17. Os respectivos intervalos de confiança e os valores médios observados estão expressos na Figura 22 e 23.

Tabela 17. Concentrações de AMPA em planta obtidas nos reservatórios com planta com glifosato, nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação.

mg.Kg^{-1}	19/05/11 1ª Coleta AA	19/05/11 1ª Coleta DA	21/05/11 2ª Coleta	23/05/11 3ª Coleta	27/05/11 4ª Coleta	04/06/11 5ª Coleta	20/06/11 6ª Coleta	22/07/11 7ª Coleta
Tratamentos	0 DAA	0 DAA	2 DAA	4 DAA	8 DAA	16 DAA	32 DAA	64 DAA
R1	-	-	-	-	-	-	-	-
R2	0.0000	0.0000	0.3370	0.2705	0.5240	0.2930	0.4969	0.1949
R3	0.0000	0.0000	0.4790	0.5190	0.4490	0.2305	0.4869	0.3829
R4	0.0000	0.0000	1.3940	1.3190	1.6790	1.2540	0.0599	0.1529

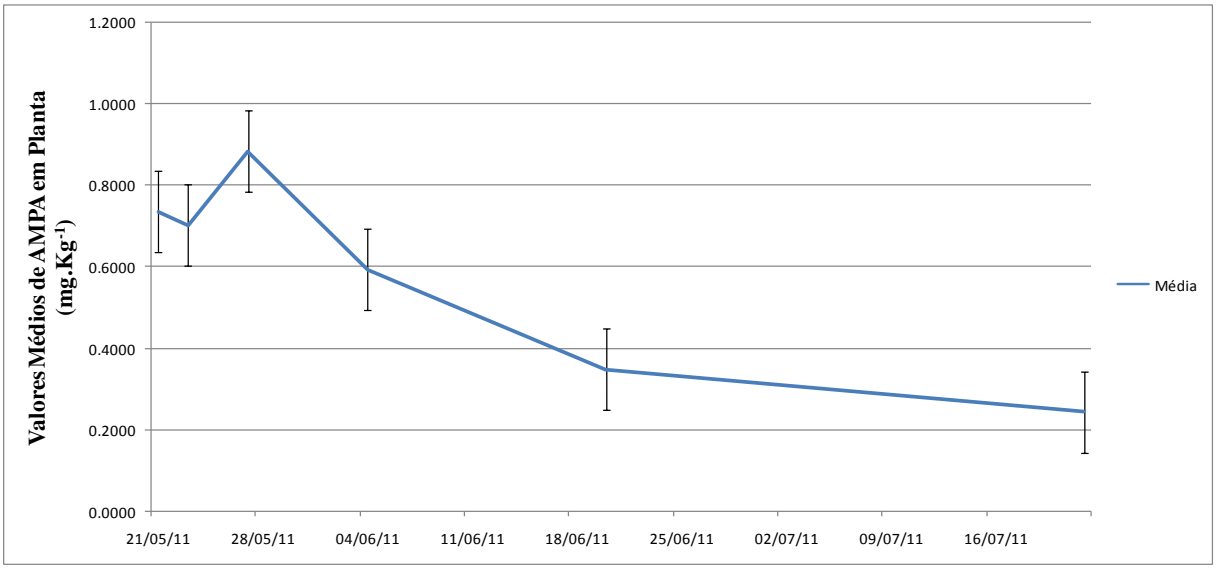


Figura 22. Distribuição dos valores de AMPA em planta (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º DAA, nos reservatórios com planta com glifosato.

Correlação glifosato x AMPA

A Figura 23 apresenta a correlação dos resíduos de Glifosato e AMPA encontrados em planta.

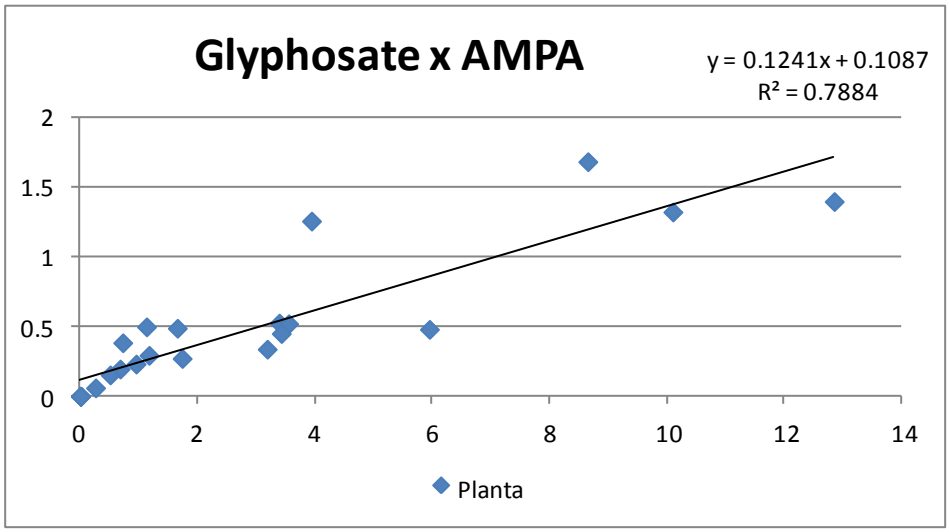


Figura 23. Relação da concentração de glifosato e AMPA em planta.

Analisando e correlacionando as concentrações de resíduos encontradas para glifosato e AMPA, observa-se que o acúmulo das concentrações de Glifosato foram oito vezes superiores às concentrações de AMPA.

6.4.3 Ácido chiquímico

Os valores encontrados das concentrações do ácido chiquímico em planta, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 DAA, nos reservatórios que foram colonizados pelo aguapé, com e sem a aplicação do herbicida estão apresentados nas Tabelas 18 e 19. Os respectivos intervalos de confiança e médias observadas estão expressos nas Figuras 24 e 25.

Tabela 18. Concentrações de ácido chiquímico em planta obtidas nos reservatórios com planta com glifosato, nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação.

$mg.Kg^{-1}$	19/05/11 1ª Coleta AA	19/05/11 1ª Coleta DA	21/05/11 2ª Coleta	23/05/11 3ª Coleta	27/05/11 4ª Coleta	04/06/11 5ª Coleta	20/06/11 6ª Coleta	22/07/11 7ª Coleta
Tratamentos	0 DAA	0 DAA	2 DAA	4 DAA	8 DAA	16 DAA	32 DAA	64 DAA
R1	-	-	-	-	-	-	-	-
R2	0.00	0.0000	735.00	1990.00	1615.00	1185.00	1349.90	579.90
R3	0.00	0.0000	1805.00	1870.00	2505.00	1960.00	1579.90	1254.90
R4	0.00	0.0000	2630.00	3395.00	4325.00	3515.00	1184.90	1049.90

Tabela 19. Concentrações de ácido chiquímico em planta obtidas nos reservatórios com planta sem glifosato, nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação.

mg Kg^{-1}	19/05/11 1ª Coleta AA	19/05/11 1ª Coleta DA	21/05/11 2ª Coleta	23/05/11 3ª Coleta	27/05/11 4ª Coleta	04/06/11 5ª Coleta	20/06/11 6ª Coleta	22/07/11 7ª Coleta
Parcelas	0 DAA	0 DAA	2 DAA	4 DAA	8 DAA	16 DAA	32 DAA	64 DAA
R1	0.0000	0.0000	1095.00	1335.00	1375.00	905.00	719.90	689.90
R2	0.0000	0.0000	1990.00	845.00	880.00	1635.00	629.90	649.90
R3	0.0000	0.0000	1095.00	845.00	1130.00	1085.00	989.90	1159.90
R4	0.0000	0.0000	1260.00	1615.00	1345.00	1470.00	1514.90	934.90

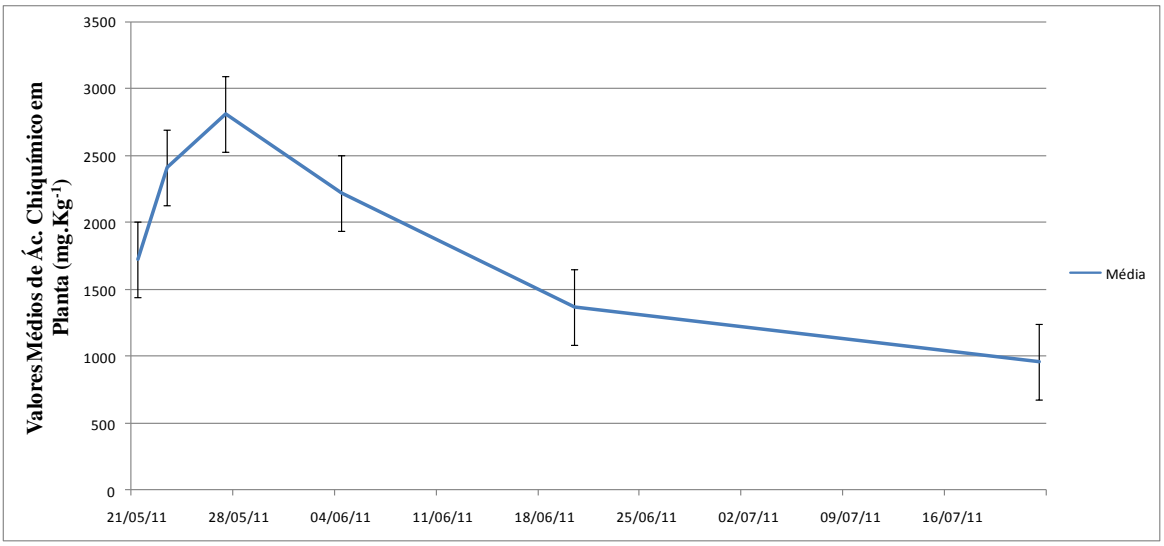


Figura 24. Distribuição dos valores de ácido chiquímico em planta (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º DAA, nos reservatórios com planta com glifosato.

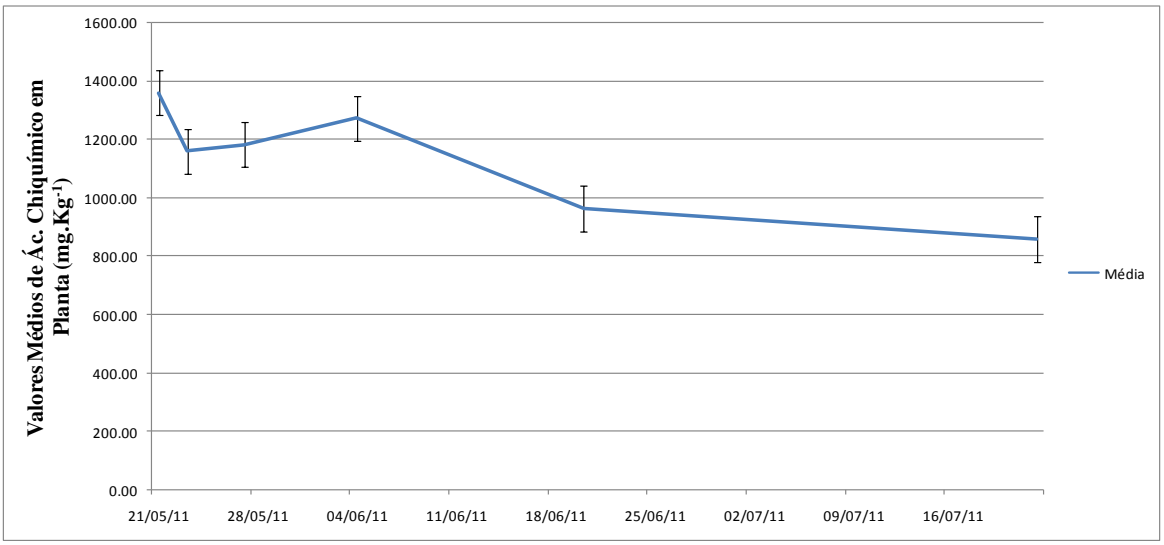


Figura 25. Distribuição dos valores de ácido chiquímico em planta (IC superior, média e IC inferior) nas avaliações nos 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º DAA, nos reservatórios com planta sem glifosato.

A Figura 26 representa o intervalo de confiança superior para os tratamentos que receberam a colonização do aguapé, com e sem a aplicação do glifosato.

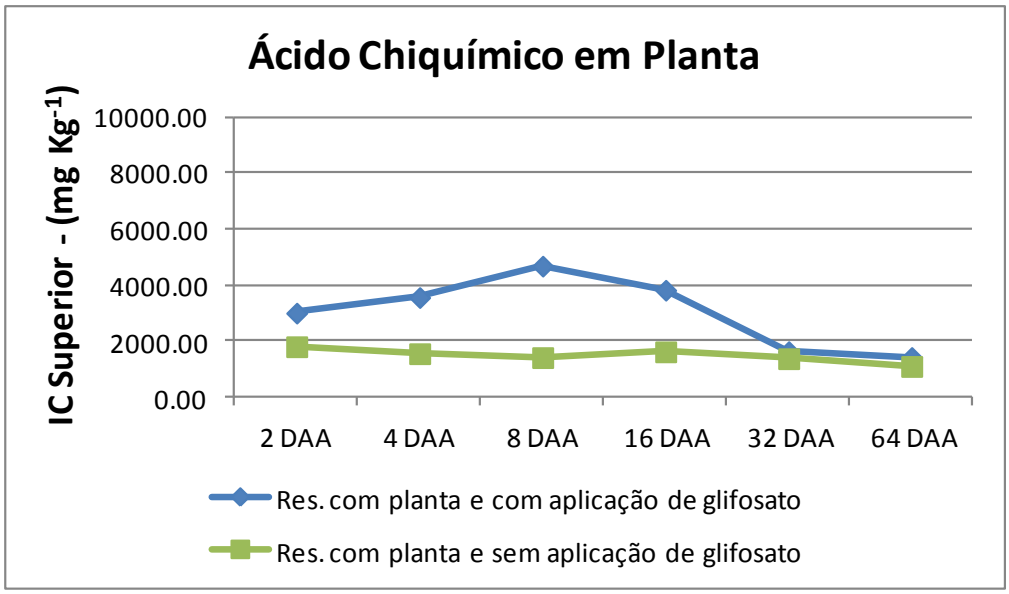


Figura 26. Concentrações de ácido chiquímico aos 2, 4, 8, 16, 32 e 64 DAA nos tratamentos que foram colonizados pelo aguapé, com e sem aplicação do herbicida.

Esperava-se que o ácido chiquímico apresentasse grande acúmulo em água, a partir do processo de decomposição da planta. Vale lembrar que as plantas de forma geral, produzem o ácido chiquímico na sua rota metabólica e, em particular, as plantas de aguapé mostraram elevadas concentrações desse mesmo ácido; o que foi surpresa nas determinações químicas desse trabalho.

Outro resultado digno de nota foi o acumulo do ácido chiquímico nas plantas de aguapé que receberam o tratamento de glifosato, notadamente aos 8 DAA.

Esses resultados permitem inferir que mesmo com o alto acumulo observado nas plantas, valor médio aproximado de 5.000 mg Kg^{-1}, após a decomposição da planta no período de 24 dias, os valores da concentração deste ácido praticamente se igualaram nas plantas que não receberam o glifosato, ou seja, a partir da avaliação de 32 DAA não se observou diferenças estatísticas significativas para as plantas com e sem glifosato.

Esses resultados observados não foram passiveis de comparação uma vez que não foram encontrados na literatura outros trabalhos que mostrassem resultados similares.

6.5 Determinação da massa (carga) do glifosato

6.5.1 Glifosato

Para o cálculo da carga ou massa (mg) do glifosato em água nos tratamentos com e sem aguapé utilizaram-se os volumes d'água dos reservatórios em cada momento de coleta das amostras e as respectivas concentrações. Os valores estão sumarizados na Tabela 20.

Tabela 20. Determinação da massa (mg) de glifosato em água, em cada reservatório, nos tratamentos com e sem aguapé, nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação.

Glyphosate		Res. com planta com glyphosate			Res. sem planta com glyphosate		
	tempo	vol. (L)	conc. mg kg^{-1}	carga (mg)	vol. (L)	conc. mg kg^{-1}	carga (mg)
Caixa 2	0	210	0.0413	8.6730	220	0.5060	111.3200
	2	210	0.0096	2.0160	220	0.2410	53.0200
	4	210	0.0089	1.8690	220	0.1470	32.3400
	8	205	0.0039	0.7995	210	0.0751	15.7710
	16	180	0.0044	0.7920	195	0.0240	4.6800
	32	177	0.0018	0.3186	195	0.0075	1.4625
	64	148	0.0017	0.2516	157	0.0033	0.5181
Caixa 3	0	210	0.1500	31.5000	220	0.4380	96.3600
	2	210	0.0533	11.1930	220	0.2350	51.7000
	4	210	0.0473	9.9330	220	0.2250	49.5000
	8	205	0.0072	1.4760	215	0.2020	43.4300
	16	185	0.0126	2.3310	210	0.1800	37.8000
	32	179	0.0121	2.1659	200	0.0126	2.5200
	64	148	0.0083	1.2284	182	0.0479	8.7178
Caixa 4	0	210	0.1900	39.9000	220	0.5670	124.7400
	2	210	0.1390	29.1900	220	0.1700	37.4000
	4	210	0.0621	13.0410	220	0.0604	13.2880
	8	205	0.0359	7.3595	205	0.0253	5.1865
	16	178	0.0287	5.1086	185	0.0082	1.5170
	32	170	0.0241	4.0970	180	0.0060	1.0800
	64	142	0.0096	1.3632	151	0.0054	0.8154

Nas Figuras 27 e 28 estão representados graficamente os valores observados para a carga (mg) do glifosato encontrada nos reservatórios sem e com colonização do aguapé e que receberam aplicação do herbicida, nos períodos após a aplicação do produto.

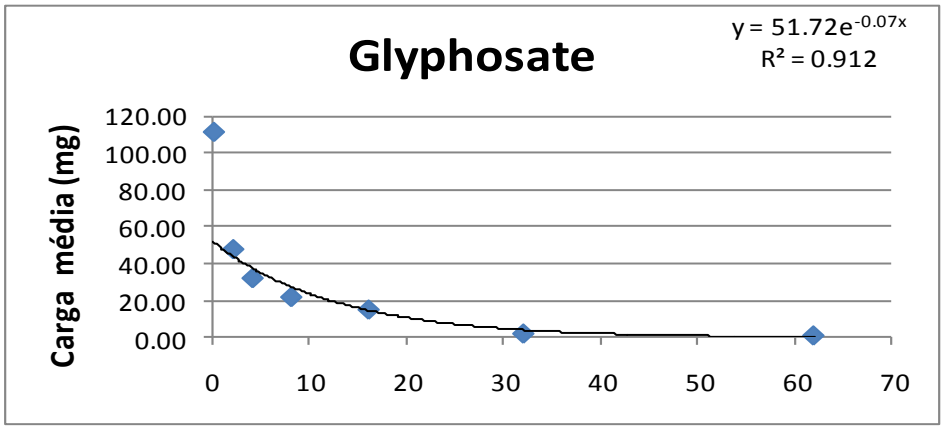


Figura 27. Carga média (mg) do glifosato nos reservatórios sem planta com glifosato, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação.

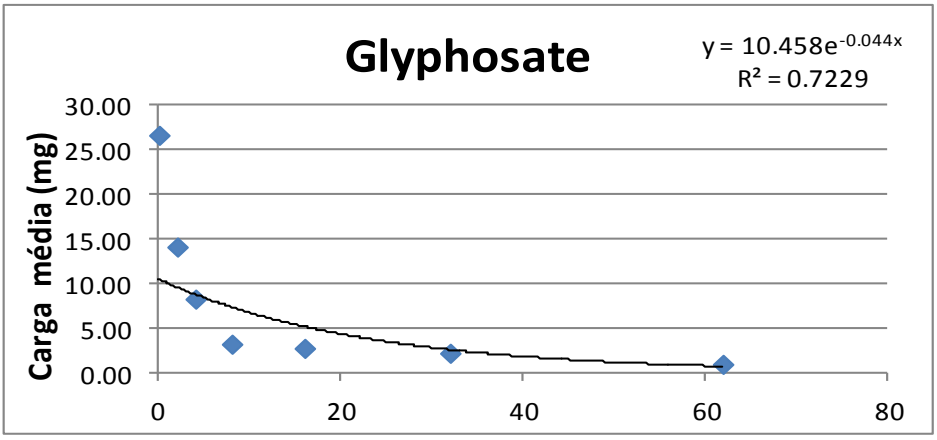


Figura 28. Carga média (massa) do glifosato (mg) no reservatório com planta com glifosato, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após a aplicação.

Da mesma forma que a concentração, a carga média do glifosato encontrada nos reservatórios, logo após a aplicação, foi maior, apresentando-se quatro vezes superior onde não havia presença do aguapé.

Entretanto, com o decorrer do tempo, a massa encontrada nos reservatórios sem planta se equiparou aos reservatórios com planta. A partir de 32 dias após a aplicação, as cargas encontradas nos reservatórios sem o aguapé foram inferiores comparadas ao reservatório com planta.

Os resultados evidenciam que a partir da metabolização do glifosato e posterior efetividade de controle ou morte das plantas, o processo de decomposição das plantas mortas

liberou o produto na água dos reservatórios mantendo os teores, mesmo que baixos, mas superiores aos reservatórios que receberam aplicação direta do produto.

Não foi possível comparação de resultados de carga de glifosato (mg encontrada) com outros trabalhos uma vez que os mesmos são inexistentes na literatura disponível.

6.5.2 AMPA

Para o cálculo da carga ou massa (mg) do AMPA em água nos tratamentos com e sem aguapé utilizaram-se os volumes d'água dos reservatórios em cada momento de coleta das amostras e as respectivas concentrações. Os valores estão sumarizados na Tabela 21.

Nas Figuras 29 e 30 estão representados graficamente os valores médios observados da carga (mg) de AMPA encontrada nos reservatórios sem e com colonização do aguapé e que receberam aplicação do herbicida, aos 0, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 dias após aplicação.

Tabela 21. Determinação da massa (mg) de AMPA em água, em cada reservatório, nos tratamentos com e sem aguapé, nos 0, 2º, 4º, 8º, 16º, 32º e 64º dias após a aplicação.

AMPA		Res. com planta com glifosato			Res. sem planta com glifosate		
	tempo	vol. (L)	conc. mg kg^{-1}	carga (mg)	vol. (L)	conc. mg kg^{-1}	carga (mg)
Caixa 2	0	210	0.0022	0.4620	220	0.0173	3.8060
	2	210	0.0000	0.0000	220	0.0203	4.4660
	4	210	0.0026	0.5460	220	0.0231	5.0820
	8	205	0.0016	0.3280	210	0.0258	5.4180
	16	180	0.0025	0.4500	195	0.0233	4.5435
	32	177	0.0000	0.0000	195	0.0168	3.2760
	64	148	0.0000	0.0000	157	0.0070	1.0990
Caixa 3	0	210	0.0076	1.5960	220	0.0145	3.1900
	2	210	0.0042	0.8820	220	0.0072	1.5840
	4	210	0.0041	0.8610	220	0.0080	1.7600
	8	205	0.0018	0.3690	215	0.0088	1.8920
	16	185	0.0038	0.7030	210	0.0075	1.5750
	32	179	0.0024	0.4296	200	0.0091	1.8200
	64	148	0.0019	0.2812	182	0.0109	1.9838
Caixa 4	0	210	0.0110	2.3100	220	0.0207	4.5540
	2	210	0.0060	1.2600	220	0.0227	4.9940
	4	210	0.0060	1.2600	220	0.0425	9.3500
	8	205	0.0043	0.8815	205	0.0295	6.0475
	16	178	0.0062	1.1036	185	0.0155	2.8675
	32	170	0.0036	0.6120	180	0.0094	1.6920
	64	142	0.0031	0.4402	151	0.0049	0.7399

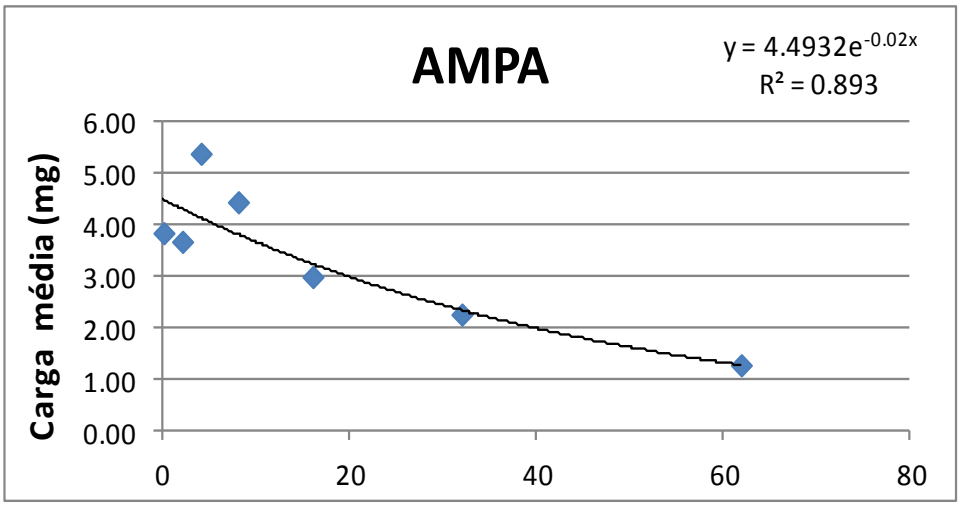


Figura 29. Carga média (mg) do AMPA nos reservatórios sem planta com glifosato, nas diferentes épocas de avaliação.

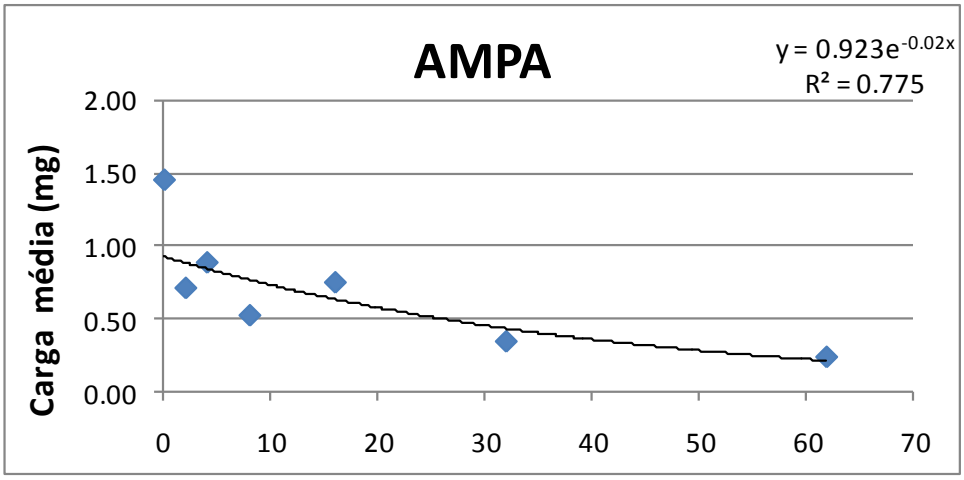


Figura 30. Carga média (mg) do AMPA nos reservatórios com planta com glifosato, nas diferentes épocas de avaliação.

Na análise do parâmetro AMPA era esperado o mesmo comportamento da massa obtido para o glifosato. Mas, como pode ser observado, as maiores massas encontradas no tratamento que recebeu a aplicação direta do produto sem a presença do aguapé perdurou por todo o período avaliado.

Para esse comportamento sugere-se que a metabolização do AMPA pelo processo de bioacumulação seja superior ao glifosato.

Não foi possível comparação de resultados de carga de AMPA (mg encontrada) com outros trabalhos uma vez que os mesmos são inexistentes na literatura disponível.

6.6 Modelo matemático para decaimento do glifosato

Com o objetivo de ajustar os dados observados de resíduos de glifosato em água ao longo do tempo utilizou-se um modelo matemático descrito na equação 1, no qual:

$$M_t = M_0 . e^{-kt} (1)$$

Aplicando o logaritmo neperiano na equação 1, obtém-se a equação 2, sendo:

$$\ln M_t = \ln M_0 - kt \ (2)$$

Essa equação representa um modelo linear onde o coeficiente (*K*) identifica o decaimento da massa de glifosato ao longo do tempo. Como no experimento foram utilizados três reservatórios, calculou-se a carga média, nos tempos considerados das amostras, para determinar o valor de decaimento médio para o glifosato. Para obtenção desse valor, aplicou-se o logaritmo (Ln) aos valores de massa observados para obtenção da Figura 31.

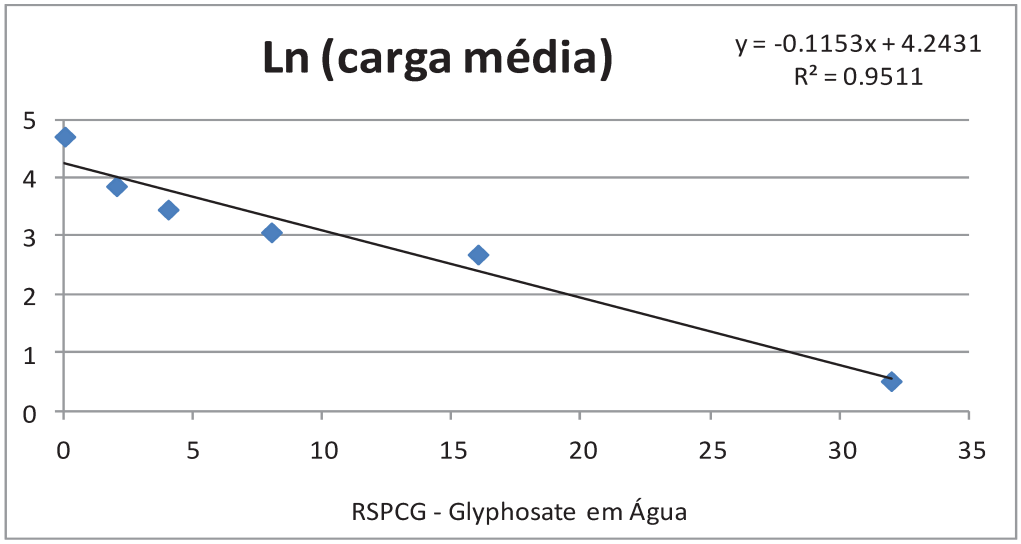


Figura 31. Ln da carga média do glyphosate em água em função do tempo.
RSPCG – Reservatório sem planta e com aplicação do glifosato.

Nessa Figura ajustou-se um modelo linear no qual o valor do coeficiente angular representa o valor do decaimento.

O valor encontrado para o coeficiente de decaimento na Figura 31 foi de 0,01153 dia^{-1} (para o reservatório sem planta com glifosato).

A partir do valor encontrado no coeficiente de decaimento da carga media de glifosato foi simulado os valores médios de glifosato utilizando o modelo matemático da equação 1 (Figura 32).

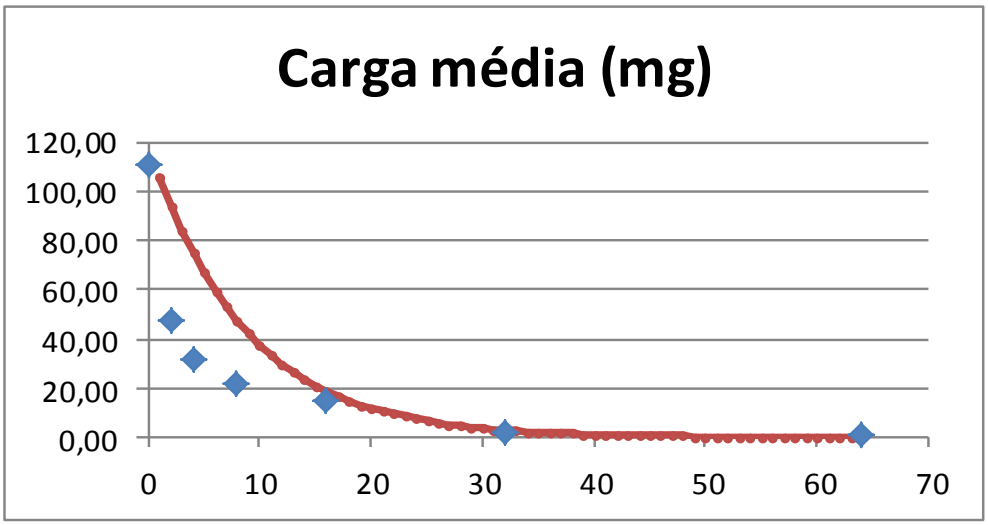


Figura 32. Valores observados e simulados da carga média dos reservatórios sem planta com glifosato ao longo do tempo.

A partir desse modelo foi possível estimar a meia vida do glifosato em água para o tratamento sem a macrófita. Considerando a carga média estimada, a meia vida foi de 6 dias.

Da mesma forma fez-se a simulação para os reservatórios que receberam a colonização do aguapé. O valor do coeficiente K e os valores observados e simulados da carga média estão representados nas Figuras 33 e 34, respectivamente.

Também foi estimada a meia vida do glifosato em água para o tratamento com a macrófita. Considerando a carga média, a meia vida foi de 16 dias.

Os valores simulados para a meia vida do glifosato em água, em ambas as situações, estão de acordo com PATERSON, (2007) que relata que a vida média da molécula na água pode chegar a 21 dias e com GIESY et al.(2000), que afirmam dizendo que, dependendo das condições do corpo hídrico, especialmente àquelas ligadas à atividade microbiana plena, pode variar entre poucos dias a duas semanas.

Estudos conduzidos em um ecossistema florestal (FENG et al., 1990; GOLDSBOROUGH et al., 1993) mostraram que o glifosato dissipou-se rapidamente na água de lagoas com muitos sedimentos suspensos, com a meia-vida variando entre 1,5 a 11,2 dias.

Ainda, no trabalho desenvolvido por MALATT e BARCELÓ (1998), cujo corpo hídrico foi um rio (sistema aberto), observou-se que a meia vida do glifosato nesse ambiente variou entre 60 e 100 horas.

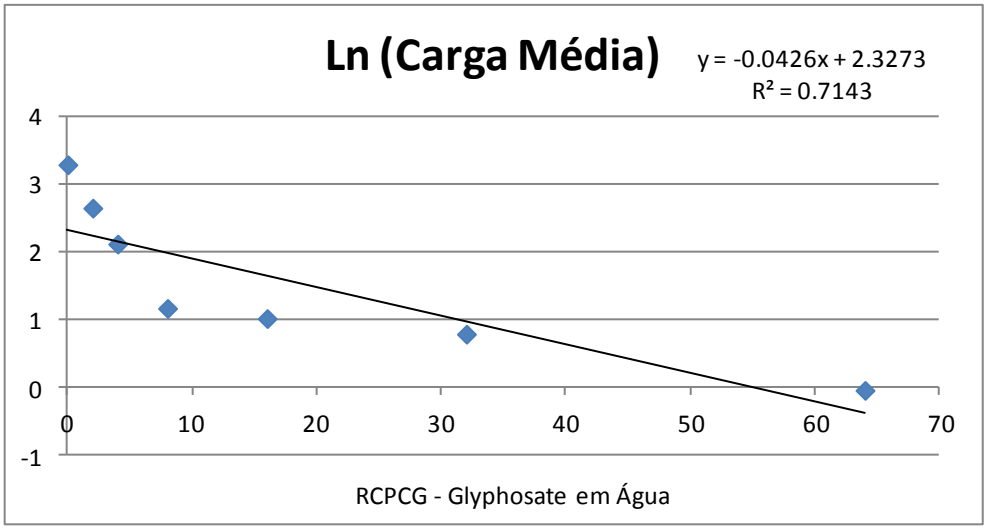


Figura 33. Ln da carga média do glyphosate em água em função do tempo.
RCPCG – Reservatório com planta e com aplicação do glifosato

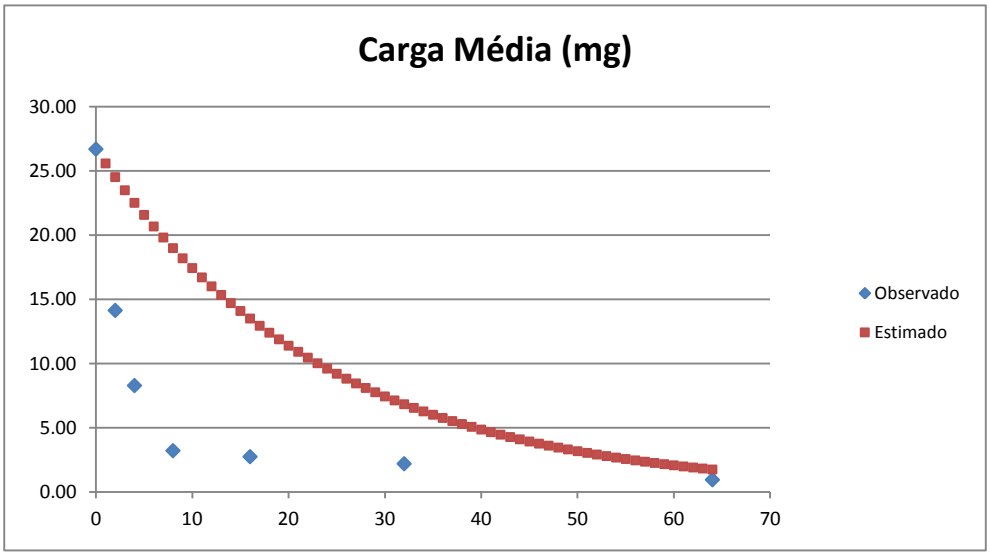


Figura 34. Valores observados e simulados da carga média dos reservatórios sem planta com glifosato ao longo do tempo.

A análise final dos resultados observados em conjunto, em adição aos dados toxicológicos do glifosato, que tanto do ponto de vista de qualidade da água (pH, turbidez, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido), de resíduos e bem como os resultados de controle, demonstraram a sua eficácia e a sua segurança ao meio ambiente quando avaliados num sistema fechado.

Numa análise de impacto ambiental onde se avalia o problema (necessidade de controle de macróitas aquáticas), os aspectos ecológicos (controle físico e químico), econômicos (custo do herbicida mais a aplicação), sociais (aspectos inerentes ao produto), negativos da presença de macrófitas aquáticas (pragas e roedores) e o balanço da avaliação de risco e beneficio, observam-se maiores valores de benefícios do que riscos FOLONI (2001) e SOLOMON (2010).

Dessa forma, a utilização do glifosato no controle dessas plantas aquáticas pode ser recomendado para uso em ambientes aquáticos de fluxo contínuo por apresentar características mais favoráveis para dissipação e degradação do herbicida, por ser menos drástico do que o avaliado neste trabalho (sistema fechado).

7. CONCLUSÕES

Analisando os resultados encontrados no presente experimento pode-se concluir que:

- O glifosato apresentou excelente controle do aguapé 64 dias após a aplicação do produto.
- O uso do glifosato, aplicado diretamente na superfície da água ou sobre as plantas ou no controle do aguapé, não alterou significativamente os parâmetros de qualidade da água analisados.
- Os teores de resíduos de glifosato, AMPA e ácido chiquímico encontrados nas análises de água, nos reservatórios com ou sem a presença do aguapé, foram rapidamente degradados ao longo do tempo.
- Foi possível estabelecer um modelo matemático para decaimento da massa de glifosato em água ao longo do tempo. Esse modelo permitiu estimar a meia-vida do glifosato em água nos reservatórios que receberam a aplicação do produto entre 6 e 16 dias.
- Os resultados finais confirmam a hipótese de que o uso do herbicida glifosato no controle do aguapé em ambientes aquáticos fechados não apresenta impacto negativo na qualidade da água e/ou resíduos que impossibilitem o seu uso.

8. REFÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHMED, S.A.; ITO, M.; UEKI, K. Water Quality as Affected by Waterhyacinth ecomposition after Cutting or 2,4 D Application. *Weed Research*, v. 27, p. 34-39, 1980.

AIRES, B.C.; NEGRISOLI, E.; AVARE. E.; CORREA, R.M.; RODRIGUES, M.; PERIM, L.; NOGUEIRA, M.G. Levantamento de macrófitas aquáticas no reservatório de Chavantes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DAS CIÊNCIAS DAS PLANTAS DANINHAS, 28, 2012, Campo Grande/MS. *Resumos*... Campo Grande: SBCPD, 1997. p. 46-50.

ALMEIDA, A. Glifosato. Disponível em: <http://www.ff.up.pt/toxicologia/monografias/ano0607/glifosato/frame10.html> Acesso em: 18 out. 2012.

AMARANTE JR., O.P.; DOS SANTOS, T.C.R.; BRITO, N.M.; RIBEIRO, M.L.. Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. *Quimica. Nova*, São Paulo, v. 25, n. 4, p. 589-593, 2002.

ANTUNIASSI, U.R.; VELINI, E.D.; MARTINS, D. Remoção mecânica de plantas quáticas: Análise econômica e operacional. *Planta Daninha*, v. 20, n. 1, p. 35-44, 2002. (Edição Especial).

ASAEDA, T.; TRUNG, V.K.; MANTUNGE, J. Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in Shallow Lakes. *Aquatic Bot*., v. 68, p. 217-237, 2000.

AZEVEDO, LG.T.; BALTAR, A.M.; FREITAS, P. A experiência Internacional 19-27. In: THAME, A.C.M. *A cobrança pelo uso da água*. São Paulo: IQUAL - Instituto de Qualificação e Editoração LTDA, 2000. p. 19-27.

BARRETT, P.R.F.; MURPHY, K.J.; WADE, P.M. The management of aquatic weeds. In: HANCE, R.J.; HOLLY, K. (Eds.). *Weed Control Handbook*. Oxford, England: Blackwell Scientific Publications, 1990. p. 473-490.

BOUDET, A. M.; GRAZIANA, A.; RANJEVA, R. Recent advances in the regulation of the prearomatic pathway. In: VAN SUMERE, C. F.; LEA, P. J. (Eds.). *Annual proceedings of the Phytochemical Society of Europe*. Oxford: Clarendon Press, 1985. v. 25, p. 135-159.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Mapa Agrofit*: Sistema de agrotóxicos fitossanitários. Disponível em: <http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons.>. Acesso em: 20 out. 2012.

BRIGHTWELL, B.B.; MALIK, J.M. Solubility, volatility, adsorption and partition coefficients, leaching and aquatic metabolism of MON 0573 and MON 0101. St. Louis, MO: Monsanto Company. (Unpublished report MSL-0207). 1978.

BRONSTAD, J.O.; FRIESTAD, H.O. Behaviour of glifosato in the aquatic environment. In: GROSSBAR, E.; AKTINSON, D. (Ed.). *The herbicide* glifosato. London: Butterworks, 1985. p. 200-205.

BUCHANAN, B. B.; GRUISSEM, W.; JONES, R. L. *Biochemistry and molecular biology of plants*. 3rd ed. Rockville: American Society of Plant Physiologists, 2000. 1367 p.

CABANÉ, M.; PIREAUX, J.C.; LÉGER, E.; WEBER, E.; DIZENGREMEL, P.; POLLET, B.; LAPIERRE, C. Condensed lignins are synthesized in poplar leaves exposed to ozone. *Plant Physiology*, Rockville, v. 134, p. 586-594, 2004.

CARBONARI, C.A.; MARTINS, D.; TERRA, M.A. Controle de Brachiaria subquadripara e Brachiaria mutica através de diferentes herbicidas aplicados em pós-emergência. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 21, p. 79-84, 2003. (Edição Especial).

CARDOSO, L.R. *Sensibilidade de diferentes acessos de aguapé coletados em reservatórios do Estado de São Paulo a herbicidas*. 2001. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agronômicas) – Universidade Estadual de São Paulo, Botucatu, 2001.

CARDOSO, L. R.; MARTINS, D.; KURAMAE, E.E.; TANAKA, R.H.; MORI, E.S. Variabilidade genética de acesso de aguapé coletados no estado de São Paulo. *Planta Daninha*, v. 20, p. 1-6, 2002. (Edição Especial).

CARDOSO, L.R.; MARTINS, D.; TERRA, M.A. Sensibilidade a herbicidas de acessos de aguapé coletados em reservatórios do Estado de São Paulo. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 21, p. 61-67, 2003. (Edição Especial).

CARVALHO, F.T.; GALO, M.L.B.T.; VELINI, E.D.; MARTINS, D. Plantas Aquáticas e nível de infestação das espécies presentes no reservatório de Barra Bonita, no Rio Tietê. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 21, p. 15-19, 2003. (Edição Especial).

CARVALHO, F.T.; VELINI, E.D.; NEGRISOLI, E.; ROSSI, C.V.S. Eficácia do carfentrazone-etil no controle de plantas aquáticas latifoliadas em caixas d'água. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 305-310, 2005.

CASELEY, J.C.; COUPLAND, D. Environmental and plant factors affecting glifosato uptake movement and acidity. In: GROSSBARD, E.; ATKINSON, D.A. *The herbicide* glifosato. London: Butterworths, 1985. p. 92-123.

CAVENAGHI, A.L.; VELINI, E.D.; GALO, M.L.B.T.; CARVALHO, F.T.; NEGRISOLI, E.; TRINDADE, M.L.B.; SIMIONATO, J.L.A. Caracterização da qualidade de água e sedimento relacionados com a ocorrência de plantas aquáticas em cinco reservatórios da Bacia do Rio Tietê. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 21, p. 43-52, 2003. (Edição Especial).

CAVENAGHI, A.L.; VELINI, E.D.; NEGRISOLI, E.; CARVALHO, F.T.; GALO, M.L.B.T.; TRINDADE, M.L.B.; CORREA, M.R.; SANTOS, S.C.A. Monitoramento de problemas com plantas aquáticas e caracterização da qualidade de água e sedimento na UHE Mogi-Guaçú. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 23, p. 225-231, 2005.

CENTENO, A.J. Glifosato uma visão ambiental. In: VELINI, E.D.; MESCHEDE, D.K.; CARBONARI, C.A.; TRINDADE, M.L.B. *Glyphosate*. Botucatu: Fepaf, 2009. p. 145-152.

CENTER, T.D.; HILL, M.P.; CORDO, H.; JULIEN, M.H. Water hyacinth In: VAN DRIESCHE, R.; BLOSSEY, B.; HOODLE, M.; LYON, S.; REARDON, R. *Biological Control of Invasive Plants in the Eastern United States*. West Virgin: USDA Forest Service Publication / FHTET-2002-04, 2002. p. 41-64.

CHARUDATTAN, R. Biological control and prevention: successful and unsuccessful experience of the control methods. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. Resumos... Brasília: Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 1998. p. 18-21.

CHASIN, A.A.M.; AZEVEDO, F.A. Intoxicação e avaliação da toxicidade. In: AZEVEDO, F.A.; CHASIN, A.A.M. (Org.). As bases toxicológicas da ecotoxicologia. 2003. p. 127-165.

CHIKURA, S. Chemical control of aquatic weeds. In: _____. *Ecology and management of aquatic weeds*. Tokyo: Weed Science Society of Japan, 1986. p. 97-110. (Summer School Textbook).

CÍCERO, E.A.S.; PITELLI, R.A.; SENA, J.A.D.; FERRAUDO, A.S. Variabilidade genética e sensibilidade de acessos de *Pistia stratiotes* ao herbicida glifosato. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 25, n. 3, p. 579-587, 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. *Resolução n. 396*. Brasília: Diário Oficial da União, abril de 2008. Seção I, p. 64-68.

COUTINHO, C.F.B.; MAZO, L.H. Complexos metálicos com o herbicida glifosato: revisão. *Quim. Nova*, v. 28, n. 6, 1038-1045, 2005.

CRUZ, C.; NADER NETO, A.; GIRIO, A.C.F.; PITELLI, R.A. Eficácia do glifosato no controle de macrófitas aquáticas flutuantes e efeitos sobre organismos bioindicadores. In: XXVIII CONGRESSO BRASILEIRO DAS CIÊNCIAS DAS PLANTAS DANINHAS – NA ERA DA BIOTÉCNOLOGIA. Campo Grande, 2012. *Anais…* Campo Grande, 2012. p. 12-16.

DEUBER, R. *Ciências das plantas infestantes*: manejo. Campinas: [s.n.], 1997. 285 p.

DICK, R.E.; QUINN, J.P. Glifosato-degrading isolates from environmental samples: occurrence and pathways of degradation. *Applied microbiology Biotechnology*, Frankfurt, v. 43, n. 3, p. 545-550, 1995.

DIDHAM, R.K.; TYLIANAKIS, J. M.; HUTCHISON, M.A.; EWERS, R.M.; GEMMELL, N.J . Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology and Evolution*, v. 20, n. 9, p. 470-474, 2005.

ESTEVES, F.A. *Fundamentos de limnologia.* Rio de Janeiro: FINEP/Interciência. 1998. 575p.

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS – UNESP/BOTUCATU/SP. *CPFL Paulista. UHE Americana (Americana, SP)*. PD105 - 03 - Desenvolvimento de processos para aceleração da decomposição de compostos orgânicos e da biomassa de macrófitas no próprio reservatório ou em áreas de descarte. Disponível em: <http://www.macrofitas.com.br>. Acesso em: 10 de jul. 2010.

FENG, J. C.; THOMPSON, D. G.; REYNOLDS, P. E. Fate of glifosato in a forest stream ecosystem. In: Proceeds of the Carnation Creek herbicide workshop. Economic & Regional development agreement. Canada, p. 45-64, 1989.

FENG, J. C.; THOMPSON, D. G.; REYNOLDS, P. E. Fate of Glifosato in a Canadian Forest Watershed. 1. Aquatic Residues and Off Target Deposit Assessment. J. Agric. Food Chem., Washington, v. 38, pp. 1110-8, 1990.

FOLONI, L.L. Impacto sobre o medio ambiente plantio direto. In: ROSSELLO, Roberto Díaz (Coord.). *Siembra directa em el cono sur*. Montevideo, Uruguay: Instituto Interamericano de Cooperacion para La Agricultura (IICA), 2001. p. 19-42.

FOLONI, L.L.; PITELLI, R.A. Avaliação da sensibilidade de diversas espécies de plantas daninhas aquáticas ao carfentrazone-etil, em ambiente controlado. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 329-334, 2005.

FOLONI, L.L. Impacto ambiental de herbicidas no meio aquático. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 26, 2008, Ouro Preto. *Resumos...* Ouro Preto: SBCPD, 2008. p. 107-114.

FIGUEIREDO, M.C.S.; TEIXEIRA, A.D.; ARAÚJO, L.F.P.; ROSA, M.F.; PAULINO, W.D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J.C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. *Eng. Sanit. Ambient.*, v. 12, n. 4, p. 399-409, 2007.

FRANZ, J. E.; MAO, M. K.; SIKORSKI, J. A. Glifosato: a unique global herbicide.Washington, DC: *American Chemical Society*, 1997. 678 p.

FURLANI JR., J.A.; FOLONI, L.L.; MARCONDES, D.A.S.; TANAKA, R.H.; CAMPOSILVAN, D. Controle químico de macrófitas aquáticas emersas no reservatório de Barra Bonita-SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 21, 1997, Caxambu. *Resumos...* Viçosa: SBCPD, 1997. p. 330.

GAILLE, C.; KAST, P.; HAAS, D. Salicylate biosynthesis in Pseudomonas aeruginosa: Purification and characterization oh PchB, a novel bifunctional enzyme displaying

isochorismate pyruvate-lyase and chorismate mutase activies. *Journal of Biological Chemistry*, Bethesda, v. 277, n. 24, p. 21768-21775, 2002.

GALLI, A.J.B; MONTEZUMA, M.C. Comportamento do glifosato no solo e na água. In: *Alguns aspectos da utilização do herbicida* glifosato *na agricultura*. ACADCOM Gráfica e Editora Ltda , 2005. p. 36-43.

GALO, M.L.B.T.; VELINI, E.D.; TRINDADE, M.L.B.; SANTOS, S.C.A. Uso do sensoriamento remoto orbital no monitoramento da dispersão de macrófitas nos reservatórios do complexo Tietê. *Planta Daninha*, v. 20, p. 7-20, 2002. (Edição Especial).

GARRIDO, R. Considerações sobre a formação de preços para a cobrança pelo uso da água no Brasil. In: THAME, A.C.M. *A cobrança pelo uso da água*. São Paulo: IQUAL - Instituto de Qualificação e Editoração LTDA, 2000. p. 57-85.

GAZZIERO, D. L. P.; ADEGAS, F.; VOLL, E. Plantio direto no Brasil e o glifosato. In: VELINI, E.D.; MESCHEDE, D.K.; CARBONARI, C.A.; TRINDADE, M.L.B. *Glyphosate*. Fepaf: Botucatu, 2009.p. 191-210.

GELMINI, G.A. *Controle químico do Aguapé (Eichhornia crassipes Mart. Solms) e de alface d'água (Pistia stratiotes L)*. 1996. 205 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 1996.

GIESY, J.P.; DOBSON, S.; SOLOMON, K.R. Ecotoxicological risk assessment for roundup herbicide. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, New York, v. 167, n. 1, p. 35-120, 2000.

GITZ, D. C.; LIU-GITZ, L.; MCCLURE, J.W.; HUERTA, A.J. Effect of a PAL inhibitor on phenolic accumulation and UV-B tolerance in Spirodela intermedia (Koch.). *Journal of Experimental Botany*, Oxford, v. 55, n. 398, p. 919-927, 2004.

GOLDSBOROUGH, L.G.; BROWN, D.J. Dissipation of glifosato and aminomethylphosphonic acid in water and sediments of boreal forest ponds. Envir. Tox. Chem., v. 12, p. 1139-47, 1993.

GOMES, G L.G.C. *Alterações metabólicas de plantas de milho submetidas à aplicação de* glifosato *e fosfito*. 2011. 104 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agronômicas, UNESP, Botucatu, 2011.

GOPAL, B. *Aquatic Plant Studies 1*. Water hyacinth. Amsterdam: Elsevier, 1987.

GUIMARÃES, G L. *Impactos do controle de macrófitas Aquáticas com herbicidas 2,4 d em Mesocosmo*. 2003. 170 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

HARTZFELD, P.W.; FORKNER, R.; HUNTER, M.D.; HAGERMAN, A.E. Determination of hydrolysable tannins (gallotannins and ellagitannins) after reaction with potassium iodate. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, Washington, DC, v. 50, p. 1785-1790, 2002.

HILL, M.P. Impact and Control of alien aquatic vegetation in South African aquatic ecosystems. *African Journal of Aquatic Science*, v. 28, p. 19-24, 2003.

HOLM. L.G.; WELDON, L.W.; BLACKBURN R.D. Aquatic seeds. *Science*, v. 166, p. 699, 1969.

HOLM, L.G.; EAST-WEST CENTER. *The world's worst weed*. Malabar: Krieger Publishing Company, 1991. 609 p.

IKUSHIMA, I. Human impact on aquatic macrophytes. In: HOLZNER, W.; WERGER, M.J.A.; IKUSHIMA, I. (Eds.). *Man's Impact on Vegetation*. Netherlands: Dr. Junk Publ. The Hague, 1983.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. *Workshop Controle de plantas aquáticas*. Brasília: IBAMA, 2001.

JIANQING, D.; REN, W.; WEIDONG, F.; GUOLIANG, Z. Water hyacinth in China. Its Distribution, Problems and Control Status. In: JULIEN, M.H.; HILL, M.P.; CENTER, T.D.; JIANQING, D. (Eds.) Biological and integrated control of water hyacinth, Eichhornia crassipes. Proceedings of the 2nd Meeting of the Global Working Group for the Biological and Integra ted Control of water hyacinth, Beijing, China, 9-12 October 2000. Canberra, Australia: Australian Centre for International Agricultural Research, 2001. p. 29-32.

JONES, R.W. The impact on biodiversity, and integrated control, of waterhyacinth, *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms-Laubach (Pontederiaceae) on the Lake Nsezi – Nseleni River System. 2009. 115 f. Thesis (Master of Science – Ad Eundem Gradum) – Rhodes University, 2009

KARAM, D.; OLIVEIRA, M. F. Seletividade de herbicidas na cultura do milho. Sete Lagoas: EMBRAPA Milho e Sorgo, 2007. 8p. (Circular técnica, n. 98).

KAWAMOTO, H.; NAKATSUBO, F.; MURAKAMI, K. Stoichiometric studies of tanninsprotein co-precipitation. *Phytochemistry*, New York, v .41, n. 5, p. 1427-1431, 1996.

KIRKWOOD, R.C.; MCKAY, I. Accumulation and elimination of herbicides in select crop and weed species. *Pesticide Science*, New York, v. 42, p. 241-249, 1994.

KISSMANN, K.G. *Plantas Infestantes e Nocivas*. Tomo I. São Paulo: Ed. BASF Brasileira S.A., 1991. 607 p.

KOLLMAN, W.; SEGAWA, R. Interim report of the pesticide chemistry database: environmental hazards assessment program. Department of Pesticide Regulation, 1995.

KOMATSU, T. Iniciativas para mitigação das plantas aquáticas nos reservatórios e seu manejo integrado. In: II WORKSHOP "CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS". Brasília, 10 a 13 de novembro de 2008. *Apresentação de PowerPoint*... Brasília: IBAMA: 2008.

LABRADA, R. Status of water hyacinth in developing countries. In: LABRADA, R.; CHARUDATTAN, R.; CENTER, T.D.; KELLY-BEGAZO, C. (Eds.). Strategies for Water Hyacinth Control Report of a Panel of Experts Meeting, 11-14 September, 1995, Fort Lauderdale, Florida USA. *Report*... Rome: FAO, 1996. p. 3-11.

LABRADA, R. Experiências de La FAO en manejo de malezas acuáticas em África y Asia. In: II Workshop "Controle de plantas Aquáticas". Brasília, 10 a 13 de novembro de 2008. *Apresentação de PowerPoint*… Brasília: IBAMA, 2008.

LABRADA, R.; CHARUDATTAN, R.; CENTER, T.D. International Expert Consultation on Strategies for Water Hyacinth Control: Background and Justification. In: LABRADA, R.; CHARUDATTAN, R.; CENTER, T.D.; KELLY-BEGAZO, C. (Eds.). Strategies for Water Hyacinth Control Report of a Panel of Experts Meeting, 11-14 September, 1995, Fort Lauderdale, Florida USA. *Report*... Rome: FAO, 1995. p. 1-2.

LABRADA, R. Status of Water Hyacinth in Developing Countries. In: LABRADA, R.; CHARUDATTAN, R.; CENTER, T.D.; KELLY-BEGAZO, C. (Eds.). Strategies for Water Hyacinth Control Report of a Panel of Experts Meeting, 11-14 September, 1995, Fort Lauderdale, Florida USA. *Report*... Rome: FAO, 1995. p. 3-11.

LINDERS, J.B.H.J.; JANSMA, J.W.; MENSINK, B.J.W.G.; OTERMANN, K. *Pesticides: benefaction or Pandora's box?* A synopsis of the environmental aspect of 243 pesticides. Bilthoven: National Institute of Public Health and Environment, 1994. 204 p.

LORENZI, H. *Plantas daninhas do Brasil*: *terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais*. 3.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. 608 p.

LUCHINI, L.C. Considerações sobre algumas propriedades físico-químicas do glifosato. In: VELINI, E.D.; MESCHEDE, D.K.; CARBONARI, C.A.; TRINDADE, M.L.B. *Glyphosate*. Botucatu: Fepaf, 2009. p. 21-30.

LUNA, L.A.V.; CARRASCHI, S.P.; CUBO, P.; NADER-NETO, A.; SCHIAVETTI, B.L.; PANCELLI, M. L.; GIRIO, A.C.F.; CRUZ, C.; PITELLI, R.A. Efeitos da aplicação de glifosato para o controle de macrófitas sobre a qualidade da água e a comunidade perifítica em condições de mesocosmos. In: XXVII CONGRESSO BRASILEIRO DAS CIÊNCIAS DAS PLANTAS DANINHAS. Ribeirão Preto, 2010. *Anais*… Campo Grande, 2010. p. 3333-3337.

LUND-HOIE, K.; FRIESTAD, H.O. Photodegradation of the herbicide glifosato in water. *Bulletim Environmental. Contamination. Toxicology*, New York, v.36, p.723-729, 1986.

MARCH, S.R.; PITELLI, R.A. Estimativa de área foliar de plantas daninhas de ambiente aquático: *Eichhornia crassipes. Planta Daninha*, Viçosa, v. 21, p. 109-112, 2003. (Edição Especial).

MARCONDES, D.A.S.; TANAKA, R.H. Plantas aquáticas nos reservatórios das usinas hidrelétricas da CESP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DAS CIÊNCIAS DAS PLANTAS DANINHAS, 21, 1997, Caxambu. *Anais*... Viçosa: SBCPD, 1997. p. 2-4.

MARCONDES, D.A.S.; VELINI, E.D.; MARTINS, D.; TANAKA, R.H.; CARVALHO, A.L.; BRONHARA, A.A. Eficiência de fluridone no controle de plantas aquáticas submersas e efeitos sobre algumas características ambientais. *Planta Daninha*, v. 20, p. 63-71, 2002. (Edição Especial).

MARCONDES, D.A.S.; VELINI, E.D.; MARTINS, D.; TANAKA, R.H.; CARVALHO, F.T.; CAVENAGHI, A.L.; BRONHARA, A.A. Eficiência de fluridone no controle de plantas aquáticas submersas no reservatório de Jupiá. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 21, p. 69-77, 2003a. (Edição Especial).

MARCONDES, D.A.S.; MUSTAFÁ, A.L.; TANAKA, R.H. Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupiá. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.) Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: EDUEM, 2003b. p. 299-316.

MARTINS, D. Controle de plantas daninhas aquáticas. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. *Resumos...* Brasília: IBAMA, 1998. p. 30-31.

MARTINS D.; VELINI, E.D.; CAVENAGHI, A.L.; MENDONÇA, C.G.; MENDONÇA, C.G. Controle químico de plantas daninhas aquáticas em condições controladas - caixa d'água. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 17, n. 2, p. 289-296, 1999.

MARTINS, D.; VELINI, E.D.; NEGRISOLI, E.; TOFOLI, G.R. Controle químico de *Pistia stratiotes, Eichhornia crassipes* e *Salvínia molesta* em caixas d'água. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 20, n. 2, p. 83-88, 2002. (Edição Especial).

MARTINS, D.; COSTA, N.V.; TERRA, M.A.; MARCHI, S.R. Caracterização da comunidade de plantas aquáticas de dezoito reservatórios pertencentes a cinco bacias hidrográficas do estado de São Paulo. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 26, n. 1, p. 17-32, 2008a.

MARTINS, D.; COSTA, D.; DOMINGOS, V.D.; RODRIGUES, A.C.P.; CARVALHO, F.T. Efeito do período de exposição a concentrações de Diquat no controle de plantas de *Egeria densa, Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 26, n. 4, p. 865-874, 2008b.

MARTINS, D.; VELINI, E.D.; COSTA, N.V.; CARDOSO, L.A.; SOUZA, G.S.F. Manejo químico de Eichhornia crassipes e Brachiaria subquadripara com diquat em condições de reservatório. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 29, n. 1, p. 51-57, 2011.

MATTOS, M. L. T.; PERALBA, M. C. R.; DIAS, S. L. P. PRATA, F.; CAMARGO, L. Monitoramento ambiental do glifosato e do seu metabólito (ácido aminometilfosfônico) na

água de lavoura de arroz irrigado. Pesticidas: *Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v.12, n. 1, p.145-154, 2002.

MILA, I.; SCALBERT, A.; EXPERT, D. Iron withholding by plant polyphenols and resistance to pathogen and rots. *Phytochemistry*, New York, v. 42, n. 6, p. 1551-1555, 1996.

MINISTÉRIO DA SAUDE – Fundação Nacional de Saúde ou Secretaria de Vigilância em Saúde. *Portaria n. 518/2004*. Brasília: Diário Oficial da União, 2005. (Série E, legislação de saúde).

MONSANTO. Herbicidas para plantas aquáticas – Rodeo. *Manual técnico,* 1988. 10 p.

MORAES, P.V.D.; ROSSI, P. Comportamento ambiental do glifosato. *Scientia Agraria Paranaensis*, v. 9, n. 3, p. 22-35, 2010.

MOURA, M.A.M.; FRANCO, D.A.S.; MATALLO, M.B. Manejo integrado de macrófitas aquáticas. *Biológico,* São Paulo, v.71, n.1, p. 77-82, 2009.

MOURA, M.A.M.; FRANCO, D.A.S.; MATALLO, M.B. Impactos de herbicidas sobre os recursos hídricos. *Revista Tecnologia e Inovação Agropecuária,* p. 142-151, 2008.

MOTTA, F.S.; COSTA, S.S.P. Possibilidades Energéticas do Vegetal aquático "Baronesa", Eichhornia crassipes (MART) Solms. *Revista Pernambucana de Tecnologia*, v. 4, n. 1, p. 9-38, 1984.

NEGRISOLI, E.; TOFOLI, G.R.; VELINI, E.D.; MARTINS, D. Uso de diferentes herbicidas no controle de Myriophyllum aquaticum. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 21, p. 89-92, 2003. (Edição Especial).

NEVES, T.; FOLONI, L.L.; PITELLI, R.A. Controle químico do aguapé (Eichhornia crassipes). *Planta Daninha*, Viçosa, v. 20, n. 2, p. 89-97, 2002. (Edição Especial).

NETHERLAND, M.D. Herbicide concentration/exposure time relationships for Eurasian watermilfoi1 and hydrilla. In: 25TH ANNUAL MEETING, AQUATIC PLANT CONTROL RESEARCH PROGRAM, Vickburg, 1991. *Proceedings...* Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, 1991. p. 205-209.

OKI, Y. Control and Utilization of Water hyacinth. *Weed Res*., Japan, v. 35, n. 3, p. 108-116, 1990.

OKI, Y. Integrated Management of Aquatic Weeds in Japan. *Weed Science*, Faculty of Agriculture, Okayama University, Okayama, 1994.

OKUMA, H.; CHIKURA, S. Ecology and control of a subspecies of Paspalum distichum growing in creeks in the paddy area on the lower reaches of Chikugo river in Kyushu (6). *Weed Res*., Japan, v. 30, n. 3, p. 208-212, 1985.

PATERSON, M. Gliphosate Análisis of Risks to Endangered and Threatened Salmon and Steelhead. 2004. Disponível em: <http://www.epa.gov/espp/litstatus/effects/glifosato-analysis.pdf>. Acesso: 5 jan. 2013.

PATTON, V.D.; STARNES, W.W. Aquatic weeds and water pollution. *Hyacinth Control Journal*, v. 8, n. 2, p. 48-49, 1970.

PINHEIRO, A. Monitoramento e avaliação da qualidade das águas. In: ROMEIRO, A. R. *Avaliação e contabilização de impactos ambientais*. Campinas: Editora da Unicamp, 2004. p. 55-73.

PITELLI, R.A. Macrófitas aquáticas no Brasil, na condição de problemáticas. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. *Resumos...* Brasília: Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 1998. p. 12-15.

PITELLI, R.A.; MARTINS, D.; VELINI, E.D. Interferências e controle de macrófitas aquáticas. In: VARGAS, L.; ROMAN, E.S. *Manual de manejo e controle de plantas daninhas*. Passo Fundo: HRAC-BR, 2008. p. 299-328.

PITELLI, R.A. Uso do glifosato no controle de macrófitas aquáticas. In: VELINI, E.D.; MESCHEDE, D.K.; CARBONARI, C.A.; TRINDADE, M.L.B. *Glyphosate*. Botucatu: Fepaf, 2009. p. 413-427.

PITELLI, R.L.C.M.; TOFFANELI, C.M.; VIEIRA, E.A.; PITELLI, R.A.; VELINI, E.D. Dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana, RJ. *Planta Daninha*, Viçosa-MG, v. 26, n. 3, p. 473-480, 2008.

PITELLI, R.L.C.M.; FERRAUDO, A.S.; PITELLI, A.M.C.M.; PITELLI, R.A.; VELINI, E.D. Utilização de análises multivariada e redes neurais artificiais na determinação do comportamento de colonização de populações de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 429-439, 2009.

POLYA, G. M.; WANG, B. H.; FOO, L. Y. Inhibition of signal-regulated protein kinases by plant-derived hydrolysable tannins. *Phytochemistry*, New York, v. 38, n. 1/2, p. 307-314, 1995.

POPOVA, L.; PANCHEVA, T.; UZUNOVA, A. Salicylic acid: properties, biosynthesis and physiological rule. *Bulgasian Journal Plant Physiology*, Sofia, v. 23, n. 1/2, p. 85-93, 1997.

RAES, J.; ROHDE, A.; CHRISTENSEN, J.H.; VAN DE PEER, Y.; BOERJAN, W. Genome-wide characterization of the lignifications toolbox in Arabidopsis. *Plant Physiology*, Washington, DC, v. 133, p. 1051-1071, 2003.

RODRIGUES, B.N.; ALMEIDA, F. S. de. *Guia de herbicidas*. 3. ed. Londrina: IAPAR, 1995. 696 p.

RODRIGUES, B.N.; ALMEIDA, F.S. *Guia de herbicidas*. 5. ed. Londrina: IAPAR, 2005. 592 p.

ROMAN, E.E., BECKIE, H., VARGAS, L., HALL, L., RIZZARDI, M.A. & WOLF, T.M. Como funcionam os herbicidas da biologia à aplicação. Passo. Fundo: Gráfica Editora Berthier, 2007. 160 p.

RUUHOLA, T.; JULKINEN-TITO, R. Trade-off between synthesis of salicylicates and growth of micropropagated Salix petandra. *Journal Chemistry Ecology*, New York, v. 29, n. 7, p. 1565-1588, 2003.

RYALS, J.A.; NEUENSCHWANDER, U.H.; WILLITS, M.G.; MOLINA, A.; STEINER, H.Y.; HUNT, M.D . Systemic acquired resistance. *The Plant Cell*, Rockville, v. 8, p. 1809-1819, 1996.

SALMINEN, J. P.; OSSIPOV, V.; HAUKIOJA, E.; PIHLAJA, K. Seasonal variation in the content of hydrolysable tannins in leaves of Betula pubescens. *Phytochemistry*, New York, v. 57, p. 15-22, 2001.

SALMINEN, J. P.; OSSIPOV, V.; PIHLAJA, K. Distribution of hydrolysable tannins in the foliage of finish birch species. *Zeitschrift fur Naturforschung*, Tubingen, v. 57, p. 248-256, 2002.

SENSEMAN, S. (Ed). 2007. Herbicide Handbook, 9th Edition. Weed Science Society of America, Lawrence KS. 458 pp.

SHAH, J. The salicylic acid loop in plant defense. *Current Opinion in Plant Biology*, Stuttgart, v. 6, p. 365-371, 2003.

SMITH, V.H.; TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestria ecosystems. *Environm. Poll.*, v. 100, p. 176-196, 1999.

SOCIEDADE BRASILEIRA DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS - SBCPD. Procedimentos para instalação, avaliação e análise de experimentos com herbicidas. Londrina: SBCPD, 1995. 42 p.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. *Fisiologia vegetal.* 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 719 p.

TANAKA, R.H. Prejuízos provocados pelas plantas aquáticas. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. *Resumos...* Brasília: IBAMA, 1998. p. 36-38

TANAKA, R.H.; VELINI, E.D.; MARTINS, D.; BRONHARA, A.A.; SILVA, M.A.S.; CAVENAGHI, A.L.; TOMAZELA, M.S. Avaliação de herbicidas para o controle de Egeria em laboratório, caixa d'água e represa sem fluxo de água. *Planta Daninha*, v. 20, p. 73-81, 2002a. (Edição Especial).

TANAKA, R.H.; CARDOSO, L.R.; MARTINS, D.; MARCONDES, D.A.S. Ocorrência de plantas aquáticas nos reservatórios da Companhia Energética de São Paulo. *Planta Daninha*, v. 20, p. 101-111, 2002b. (Edição Especial).

TERRA, M.A.; NEGRISOLI, E.; CARBONARI, C.A.; CARDOSO, L.R.; MARTINS, D. Controle químico de plantas aquáticas: *Polygonum lapathifolium* . *Planta Daninha*, Viçosa, v. 21, p. 85-88, 2003.

THOMAZ, S.M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha*, v. 20, p. 21-33, 2002. (Edição especial).

TUNDISI, J.G. A Importância das Macrófitas para os Ecossistemas Aquáticos. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. *Resumos...* Brasília: IBAMA, 1998. p. 44-45.

UFL. *Control Methods*. Disponível em: <http://plants.ifas.ufl.edu/manage/control-methods/details-about-the-aquatic-herbicides-used-in-florida>. Acesso em: 27 de dez. 2012a.

UFL. *Developing Management Plans*. Disponível em: <http://plants.ifas.ufl.edu/manage/developing-management-plans/a-managers-definition-of-aquatic-plant-control>. Acesso em: 27 de dez. 2012b.

UNE, K.; OKI, Y. Relationship between occurrence of aquatic weeds and water quality in the natural water body (1). *Weed Res.*, Japan, v. 33 (Supplement), p. 73-74, 1988.

VAN NES, E.H.; SCHEFFER, M.; VAN DEN BERG, M.; COOPS, H. Aquatic macrophytes: restore, erradicate or is there a compromise? *Aquatic Bot.*, v. 72, p. 387-403, 2002.

VAN TEGELEN, L.J.P.; MORENO, P.R.H.; CROES, A.F.; VERPOORTES, R.; WULLEMS, G.J. Purification and cDNA cloning of isochorismate synthase from elicited cell cultures of Catharanths roseus. *Plant Physiology*, Washington, DC, v. 119, p. 705-712, 1999.

VELINI, E. D. Controle mecânico de plantas aquáticas no Brasil. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. Resumos... Brasília: IBAMA, 1998. p. 32-35.

VELINI, E.D. *Monitoramento, controle mecânico e técnicas para o controle químico*. Botucatu: Faculdade de Ciências Agronômica/UNESP, 2008. (Apresentação PowerPoint).

VELINI, E.D.; MARTINS, D.; NEGRISOLI, E. Controle químico de *Eichhornia crassipes* com diferentes herbicidas em condições de caixa d'água. In: XXII CONGRESSO

BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 22, 2000, Foz do Iguaçu. *Anais...* Foz do Iguaçu: SBCPD, 2000a. p 445.

VELINI, E.D.; MARTINS, D.; NEGRISOLI, E. Controle químico de *Pistia stratiotes* com diferentes herbicidas em condições de caixa d'água. In: XXII CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS, 22, 2000, Foz do Iguaçu. *Anais...* Foz do Iguaçu: SBCPD, 2000b. p. 446.

VELINI, E.D.; GALO, M.L.B.T.; TRINDADE, M.L.B.; MARTINS, D.; BRONHARA, A.A. Manejo de plantas aquáticas em grandes reservatórios: Riscos associados a estratégia de não ação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS. 23, 2002. Gramado. *Resumos...* Londrina: SBCPD / Embrapa – Clima Temperado, 2002. p. 610.

VELINI, E.D.; NEGRISOLI, E.; CAVENAGHI, A.L.; CORREA, M.R.; BRAVIN, L.F.N.; DE MARCHI, S.R.; TRINDADE, M.L.B.; ARRUDA, D.P.; PADILHA, F.S. Caracterização da qualidade de água e sedimento na UHE Americana relacionados à ocorrência de plantas aquáticas. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 215-223, 2005a.

VELINI, E.D.; CORRÊA, M.R.; TANAKA, R.H.; BRAVIN, L.F.; ANTUNIASSI, U.R.; CARVALHO, F.T.; GALO, M.L.B.T. Avaliação operacional do controle mecânico de plantas aquáticas imersas no reservatório de Jupiá. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 277-285, 2005b.

VELINI, E.D.; DUKE, S.O.; TRINDADE, M.L.B.; MESCHEDE, D.K.; CARBONARI, C.A. Modo de ação do glifosato. In: VELINI, E.D.; MESCHEDE, D.K.; CARBONARI, C.A.; TRINDADE, M.L.B. *Glyphosate*. Botucatu: Fepaf, 2009. p. 113-133.

WARD, E.R.; UKNES, S.J.; WILLIAMS, S.C.; DINCHER, S.S.; WIEDERHOLD, D.L.; ALEXANDER, D.C.; AHL-GOY, P.; METRAUX, J.P.; RYALS, J.A. Coordinate gene activity in response to agents than induce systems acquired resistance. *The Plant Cell*, Rockville, v. 3, p. 1085-1094, 1991.

WETZEL, R.G. *Limnology*. Philadelphia: W. B.Saunders Co., 1975. 743 p.

WILDERMUTH, M. C.; DEWDNEY, J.; WU, G.; AUSUBEL, F.M. Isochorismate synthase is required to synthesize salicylic acid for plant defense. *Nature*, London, v. 44, p. 562-571, 2001.