

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**EFEITO DA INCORPORAÇÃO DE MACRÓFITAS
AQUÁTICAS SOBRE CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DE
SOLO DEGRADADO**

Alfredo Kohiti Feres Yamauchi

Engenheiro Agrônomo

2014

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**EFEITO DA INCORPORAÇÃO DE MACRÓFITAS
AQUÁTICAS SOBRE CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DE
SOLO DEGRADADO**

Alfredo Kohiti Feres Yamauchi

Orientador: Prof. Dr. Silvano Bianco

Co-Orientador: Prof. Dr. Robinson Antonio Pitelli

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em AGRONOMIA – Produção Vegetal.

2014

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	ii
ABSTRACT	iii
ÍNDICE DE TABELAS	iv
ÍNDICE DE FIGURAS	v
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. Macrófitas aquáticas	3
2.2. Métodos de controle	4
2.3. Destino das macrófitas	5
2.4. Recuperação de áreas de solo degradado	7
3. MATERIAL E MÉTODOS	10
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	18
4.1. Composição química das macrófitas e do composto	18
4.2. Experimento 1	20
4.3. Experimento 2	23
Experimento 3	26
5. CONCLUSÃO	31
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	32

EFEITO DA INCORPORAÇÃO DA BIOMASSA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS SOBRE CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DE SOLO DEGRADADO

RESUMO – A atividade antrópica favoreceu o desenvolvimento de um ambiente em desequilíbrio, favorável ao crescimento desordenado de espécies de plantas não domesticadas, que passaram a causar uma série de interferências ambientais e nas atividades econômicas. Para controle destas plantas o método mais utilizado é o mecânico, no entanto, um dos problemas desta forma de remoção é o destino da grande quantidade de biomassa produzida. Assim, os objetivos deste estudo foram avaliar os efeitos da incorporação da biomassa de *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta*, *Brachiaria subquadriflora* e *Typha latifolia*, isoladas e combinadas e de material compostado sobre as características químicas do solo. As macrófitas foram coletadas no reservatório de Santana, no município de Pirai/RJ. Parte da biomassa foi separada por espécie, com o restante sendo submetido ao processo de compostagem. O material foi seco, moído e analisado antes de ser incorporado em TFSA. Após período de incubação de 60 dias uma amostra de cada tratamento foi analisada. Ao final dos experimentos a incorporação das biomassas alterou de forma positiva as características químicas do solo. As espécies que mais contribuíram com o aumento no teor de nutrientes no solo foram *B. subquadriflora* e *T. latifolia*, incorporadas isoladamente e em mistura. As características químicas do solo diferiram significativamente com a incorporação de material compostado à partir da dose de 10 t ha⁻¹ e a maior contribuição foi a dose de 40 t ha⁻¹. Com base nos resultados obtidos conclui-se que a incorporação de *E. crassipes*, *T. latifolia*, *S. molesta* e *B. subquadriflora* alterou de forma positiva as características químicas do solo, bem como a incorporação do composto, fertilizando solo degradado utilizado nos experimentos.

Palavras-chave: Composto; adubo orgânico; *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta*, *Brachiaria subquadriflora* e *Typha latifolia*

EFFECTS OF AQUATIC MACROPHYTE BIOMASS AMENDMENT ON CHEMICAL CHARACTERISTICS OF DEGRADED SOIL

ABSTRACT – Anthropogenic activity favored the development of an unbalanced environment, favorable to a wide spread of untamed plant species, which causes a series of environmental and economic interference. The control method mostly used for the removal of those plants is the mechanical, however, a problem on this method is the destiny of great amounts of biomass. So, the aims of this study were to evaluate the biomass incorporation effects of *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta*, *Brachiaria subquadriflora* and *Typha latifolia*, isolated and combined, and of a composted material on chemical soil characteristics. All macrophyte were collected at Santana reservoir, on Pirai/RJ. Part of the biomass was separated by species, and the rest was subjected for composting. The material was dried, milled and analyzed before incorporation. After a 60 days incubation period a sample from each treatment was analyzed. In the end of the tests the biomass incorporation changed positively the chemical characteristics of the soil. The species which mostly contributed with the improvement on nutrient content were *B. subquadriflora* and *T. latifolia*, incorporated alone and combined. The chemical characteristics which differed significantly with the composted soil incorporation after 10 t.ha⁻¹ dose and the greatest contribution came with 40 t.ha⁻¹. Based on the obtained results, is concluded that *E. crassipes*, *T. latifolia*, *S. molesta* and *B. subquadriflora* incorporation changed positively the chemical characteristics of the soil, as well as the compound incorporation, improving the fertility of a degraded soil.

Keywords - biomass, *Brachiaria subquadriflora*, *Eichhornia crassipes*, incorporation, *Salvinia molesta*, *Typha latifolia*

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.	Limites de interpretação dos teores de fósforo e potássio, saturação por bases e pH em solos (RAIJ, 1997).....	10
Tabela 2.	Limites de interpretação dos teores de cálcio, magnésio e micronutrientes (RAIJ, 1997).....	11
Tabela 3.	Valores obtidos para poder de embebição do solo degradado, em suas mesclas com plantas de <i>E. crassipes</i> , <i>S. molesta</i> , <i>B. subquadripara</i> e <i>T. latifolia</i> isoladas e associadas e com o composto.....	9
Tabela 4.	Análise química das macrófitas aquáticas coletadas no reservatório de Santana.....	10
Tabela 5.	Análise química dos compostos formados pela compostagem do material vegetal oriundo da colheita mecânica das macrófitas aquáticas no reservatório de Santana.....	13
Tabela 6.	Análise de variância e comparação de médias entre os tratamentos com a incorporação da biomassa de macrófitas aquáticas na fertilidade do solo.....	15
Tabela 7.	Análise de variância e comparação de médias entre os tratamentos com a incorporação das misturas de macrófitas aquáticas na fertilidade do solo.....	18
Tabela 8.	Análise de variância e comparação de médias entre os tratamentos com a incorporação do composto de macrófitas aquáticas na fertilidade do solo.....	21
Tabela 9.	Variação dos limites de interpretação das características do solo obtidas com a incorporação de biomassa de macrófitas (Adaptado de Raij, 1997).....	23

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Material vegetal triturado pela picadora Sertaneja Master, modelo PN Plus 2000.....	12
Figura 2. Macrófitas aquáticas fragmentadas e composto estabilizado espalhado em baía de compostagem.....	13
Figura 3. Etapas do procedimento de cálculo do poder de embebição dos diferentes tratamentos. A – recipiente plástico com a base furada. B – recipiente com a adição do papel filtro. C – amostras dispostas em bandeja de alumínio com água. D - amostras fechadas com tampa de plástico e colocadas sobre a grade.....	15

1. INTRODUÇÃO

A base das atividades agropecuárias desenvolveu-se a partir da escolha das espécies que seriam cultivadas, a partir de uma série de espécies selvagens. Outras espécies não domesticadas encontraram nova condição de desenvolvimento em um ambiente em desequilíbrio e passaram a causar uma série de interferências nas atividades agropecuárias, nos corpos hídricos e em áreas urbanas, e passaram a serem consideradas plantas daninhas (THOMAZ, 2002).

O crescimento e a ocupação desordenada do homem provocaram alterações na ecologia e na dinâmica dos ambientes aquáticos. Construção de represas, alterações nos padrões de escoamento das águas superficiais, desmatamento de áreas próximas a leitos de rios e lagos, agricultura, exposição do solo e sua fertilização aceleraram o assoreamento e eutrofização de corpos hídricos e favorecem a instalação e crescimento de densas colonizações de macrófitas aquáticas. Assim, o controle destas populações é necessário para manutenção da função econômica, social e ambiental dos corpos hídricos (NEVES et al., 2002).

No Brasil, o controle químico de macrófitas em corpos hídricos apesar de regulamentado, não é autorizado. A ausência de autorização para o uso de herbicidas é consequência da existência de poucos trabalhos e pesquisas que evidenciem a eficácia e a segurança ambiental destes produtos químicos em ambientes aquáticos em condições brasileiras (PITELLI et al., 2008).

Os métodos de controle mais empregados são o controle com monitoramento frequente e educação ambiental, controle de vazão e profundidade dos reservatórios e o controle mecânico, pela remoção das plantas do corpo hídrico. Este último método é o mais utilizado, pois atua de forma pontual nas áreas de infestação e não introduz produtos químicos no ambiente (THOMAZ, 2002).

O descarte do material coletado pelo controle mecânico, no entanto, é complexo, em virtude da grande quantidade de biomassa produzida, oriunda de corpos hídricos eutrofizados, além da possível presença de metais pesados como cobre, níquel, zinco e o ferro (COSTA et al., 2000).

Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº12.305 de 2010), este tipo de resíduo se enquadra na classe de resíduos agrossilvipastoris, com descarte passível de licença ambiental e de responsabilidade dos geradores.

Uma possível alternativa ao descarte deste material é a utilização da biomassa de macrófitas como biofertilizante. Para isso, são necessários estudos das formas de utilização desta biomassa e da sua influência no ambiente, além de avaliar as características específicas de cada macrófita quanto à sua absorção e liberação de nutrientes e de produtos químicos acumulados durante seu ciclo de vida (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2006).

Para a recuperação de solos degradados com incorporação de macrófitas aquáticas, é necessário o conhecimento das características químicas das plantas a serem utilizadas, bem como seu efeito no solo após incorporação. Assim, os objetivos deste estudo foram determinar a composição química das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta*, *Brachiaria subquadrifera* (sinon. *Urochloa subquadrifera*), *Typha latifolia* e de material compostado de diversas macrófitas aquáticas e avaliar os efeitos da incorporação da biomassa destas espécies, isoladas e combinadas e do composto de diversas macrófitas aquáticas sobre as características químicas do solo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Macrófitas aquáticas

O Brasil possui grande potencial de geração de energia hidrelétrica, proporcionado pelo seu relevo e abundância de rios. Assim, é alta a participação de usinas hidrelétricas na geração de energia. De acordo com o Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), em 2011 a geração de energia hidrelétrica pelas usinas foi responsável por 91,2% de toda a energia elétrica gerada no Brasil. Somente a usina de Itaipu é responsável por 95% de toda a energia consumida no Paraguai e 24% no Brasil (SILVA NETO et al., 2010).

Para o aproveitamento deste potencial energético, é necessária a criação de barragens, que represam a água dos rios. Este represamento transforma corpos hídricos lóticos em sistemas lênticos, alagando extensas áreas que recebem todos os efeitos das atividades antrópicas (CUNHA e CALIJURI, 2008), como águas residuais de pisciculturas e carcinoculturas (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2006 e 2008), de suinoculturas (MAGALHÃES e DE MATOS al., 2006), além de esgotos urbanos e industriais (CAVENAGHI et al., 2005).

A ação antrópica favorece a eutrofização dos rios e lagos e a alta disponibilidade de nutrientes altera a dinâmica das populações até a estrutura das comunidades, pois determinadas espécies são favorecidas e podem levar à exclusão de outras, principalmente determinadas algas e macrófitas aquáticas (MARTINS et al., 1999).

As macrófitas aquáticas são definidas como vegetais visíveis a olho nu, com partes fotossintetizantes ativas e suas principais características são: acumular biomassa, acelerar a ciclagem de nutrientes, atuar como substrato para perifiton, sustentar a cadeia de detritos e herbivoria, além de constituir uma fonte de oxigênio, alimento e abrigo para a vida aquática (MARCONDES et al., 2002 e POMPÊO, 2008).

Uma das consequências do desequilíbrio das populações de macrófitas é a formação de extensas e densas colonizações, muitas vezes monofíticas ou pouco diversificadas, que ocorrem de acordo com as estações do ano e a depleção do reservatório no período seco (PITELLI et al., 2008).

Estas altas infestações podem dificultar os usos múltiplos da água e do corpo hídrico, além de dificultar a própria dinâmica de biota no ambiente aquático (MARCONDES et al., 2002). A presença excessiva de macrófitas reduz a concentração de oxigênio dissolvido, pela inibição do desenvolvimento fitoplanctônico, e conseqüentemente da fotossíntese, provocado pelo sombreamento e pelo consumo decorrente da decomposição de matéria orgânica submersa (HENRY-SILVA E CAMARGO, 2008).

Métodos de controle

Com a eutrofização dos corpos hídricos devido à ação antrópica, as macrófitas aquáticas podem apresentar intenso crescimento e tornam-se prejudiciais aos usos múltiplos da água e do corpo hídrico. Assim, surge a necessidade de se adotar medidas para o controle da infestação. Dentre os principais métodos de controle estão o biológico, o mecânico, o físico e o químico (POMPÊO, 2008).

O controle biológico é baseado na utilização de inimigos naturais da macrófita alvo, visando reduzir sua população de forma a não causar problemas ao corpo hídrico (PITELLI et al., 2003). Para o controle de macrófitas aquáticas vários organismos são utilizados, como fungos, bactérias, moluscos e peixes (ANDERSON, 1998). Este método é considerado efetivo, com adequações ao tipo de habitat, além do baixo custo e do reduzido potencial de impacto ambiental.

Dentre os organismos selecionados, o fungo *Fusarium graminearum* é considerado efetivo, por proporcionar elevados danos às macrófitas *Egeria densa* e *Egeria najas* (NACHTIGAL, 2000 e BORGES NETO et al., 2005). Outros estudos sugerem a utilização conjunta de *F. graminearum* com herbicidas como o diquat e glyphosate (MENDES et al., 2004).

A carpa-capim (*Ctenopharyngodon idella*) é um peixe nativo da Ásia e apresenta baixa especificidade alimentar, consumindo praticamente todas as macrófitas aquáticas de um lago, além das plantas terrestres que apresentam partes pendentes no corpo d'água. No entanto, apesar da eficácia de *C. idella* no controle de macrófitas aquáticas (CLUGSTON e SHIREMAN, 1987; CHILTON e MUONEKE, 1992 e KIRK, 1992), para evitar a ocupação desordenada, são utilizados animais triploides, que são estéreis (CLUGSTON e SHIREMAN, 1987 e BLACKWELL e

MURPHY, 1996). O pacu, (*Piaractus mesopotamicus*) também um peixe com potencial para o controle biológico de diversas macrófitas (MIYAZAKI e PITELLI, 2003).

O método de controle mecânico consiste na remoção das macrófitas utilizando pás, facas e bolsas vazadas para retirar e armazenar as porções vegetais. Outro procedimento é o corte das macrófitas enraizadas com um equipamento em forma de “v”, no entanto não ocorre remoção das raízes. Já a utilização de um ancinho, de cortadores para o fundo abaixo da lamina d’água e do “rotovator”, uma máquina com lâminas giratórias, são eficazes para a remoção das macrófitas juntamente com suas raízes (POMPÊO, 2008).

O Brasil não possui autorização para utilização de herbicidas para o controle de plantas aquáticas flutuantes e marginais. O herbicida fluridone está registrado para o controle de macrófitas submersas, porém não é utilizado por falta de regulamentação de seu uso e alto custo para corpos hídricos com curto tempo de renovação de água (PITELLI et al., 2008).

Vários estudos tem sido conduzidos em condições de casa de vegetação e mostram a eficiência dos herbicidas no controle de macrófitas aquáticas, como o diquat e o fluridone no controle de *E. densa* e *E. najas* (MARTINS et al., 2007); o 2,4D amina, diquat, glyphosate e imazapyr no controle de *Polygonum lapathifolium* e *Eichhornia crassipes* (CARDOSO et al., 2003 e TERRA et al., 2003).

O emprego de herbicidas, apesar da eficácia, não é registrado no Brasil, devido a estudos ambientais adequados que assegurem a segurança destes produtos (PITELLI et al., 2008).

Destino das macrófitas

Grandes infestações podem dificultar os usos da água, além de dificultar a própria vida no ambiente aquático (MARCONDES et al., 2002). A presença de macrófitas reduz a concentração de oxigênio dissolvido, pela inibição do desenvolvimento fitoplanctônico provocado pelo sombreamento e pela decomposição de matéria orgânica aderida ao sistema radicular (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2008).

O potencial de absorção de nutrientes por macrófitas é determinado pelo aumento de biomassa e concentração dos nutrientes nos tecidos vegetais. Espécies

de macrófitas que possuem rápida capacidade de produzir maior biomassa são as mais eficientes para tratamento de efluentes (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2006).

As macrófitas aquáticas emergentes ou enraizadas mais frequentemente utilizadas são *Typha* spp, *Phragmites*, *Juncus ingens* e *Schoenoplectus validus*, enquanto que as flutuantes são *E. crassipes* (aguapé), *Spirodela* spp (erva de pato), *S. molesta* (salvínia) e *Hydrocotyle umbellata* (SOUSA et al., 2000).

Com o transporte de nutrientes como base, alguns autores propõem outros usos para a biomassa de macrófitas, como *P. stratiotes* como fonte de aminoácidos para alimentação animal e *E. crassipes* como fertilizante do solo, por teores elevados de cálcio, magnésio, zinco, ferro e cobre quando comparados com espécies forrageiras (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2006) e por alta produção de biomassa (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2008).

Outros autores obtiveram altos valores de remoção de nutrientes utilizando macrófitas, o que corrobora a idéia de utilizar macrófitas como fertilizantes, como *Juncus SP*, *Typha sp*, *E. crassipes* e *S. auriculata* (SOUSA et al., 2000; MAZZOLA et al., 2005; MEES et al., 2009; PETRUCIO e ESTEVES, 2000).

Dentre outros usos para macrófitas podem ser citados: a utilização da *Salvinea auriculata* como organismo bioindicador de poluição por cromo (Pereira et al., 2012), a *Azolla caroliniana* como planta bioindicadora em estudos ecotoxicológicos dos herbicidas à base de glyphosate e oxyfluorfen (SILVA et al., 2012).

A biomassa seca também pode ser utilizada como absorventes naturais para o controle da poluição da água (SCHNEIDER e RUBIO, 2003); para produção de gases em biodigestores, principalmente o metano (HARDOIN e GONÇALVEZ, 2003); como biofiltro (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2002); no artesanato (BORTOLOTTO e NETO, 2005). Como ração animal para alimentação de caprino, no entanto, não deve ser utilizado como dieta única (DUTRA JÚNIOR, 2009 e OLIVEIRA et al., 2004).

O descarte da biomassa de macrófitas em aterros sanitários é regulamentado pela Resolução CONAMA 308/2002 (Licenciamento ambiental de sistemas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos gerados em municípios de pequeno porte), em aterros específicos (PÔMPEO, 2008).

Recuperação de áreas com solo degradado

Áreas de solo degradado são caracterizadas por baixa disponibilidade de nutrientes, baixo teor de matéria orgânica e características físicas que dificultam o estabelecimento e crescimento de plantas. A degradação pode ser causada por ações naturais, como vento, fogo, terremotos e enchentes, ou por intervenção antrópica, pela exploração do solo nas práticas agrícolas, principalmente a monocultura e a exploração de minérios. (DIAS et al., 2007).

A supressão da vegetação expõe o solo aos agentes de erosão, que promovem a desagregação das partículas do solo. A cobertura vegetal atua como impedimento físico ao aumento da energia cinética do escoamento superficial, que dificulta a desagregação das partículas do solo, além de manter a umidade do solo, que faz com que as partículas fiquem mais fortemente agregadas. A cobertura vegetal apresenta ainda caráter facilitador da infiltração, que aumenta a capacidade do solo em absorver água e dificulta sua saturação (PINESE JUNIOR et al., 2008).

O escoamento superficial promove juntamente com o carregamento das partículas do solo a remoção de nutrientes e matéria orgânica. É possível observar por meio de estudo do sedimento carregado pelo escoamento superficial a remoção de nitrogênio, fósforo, carbono orgânico e até coliformes fecais presentes em solos tratados com cama de frango (BERTOL et al., 2010; JENKINS et al., 2014; YANG et al., 2014; BRAZIER et al., 2014)

A alta densidade do solo é outra característica importante em solos degradados. Práticas inadequadas de manejo do solo e tráfego de máquinas e animais promovem a compactação ao longo dos horizontes do solo (SEQUINATO et al., 2014). A compactação dos solos altera de forma negativa o armazenamento, transporte e disponibilidade de água, pela alteração na dinâmica da porosidade do solo (PETH e HORN, 2006).

A recuperação de áreas degradadas depende da intensidade e duração do impacto e da resiliência do sistema, e pode ocorrer de forma natural. Neste caso, espécies heliófitas de rápido crescimento e com baixa necessidade nutricional se estabelecem e iniciam o processo de recuperação. Em contrapartida, quando a degradação ocorre pela perda da camada superficial do solo, a intervenção

antrópica é necessária para restabelecer os níveis de nutrientes e a quantidade de matéria orgânica (DIAS et al., 2007).

A restituição da matéria orgânica do solo é essencial para a recuperação de áreas degradadas. A matéria orgânica apresenta importância significativa em vários atributos do solo, como por exemplo, o aumento da capacidade de troca catiônica (CTC). Os solos brasileiros são altamente intemperizados, e juntamente com óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, a fração orgânica apresenta importante participação nesta propriedade (RAIJ, 1991).

O aumento da matéria orgânica em solos degradados também é responsável pela melhora de atributos físicos do solo, pois cria condições favoráveis à atividade biológica e estruturação de suas partículas de maneira a restabelecer a micro e macroporosidade e retenção de água no substrato (DIAS et al., 2007; BONINI et al., 2011). A aplicação de resíduos ricos em matéria orgânica, como plantas de cobertura ou lodo de estações de tratamento de água, reduz significativamente a densidade do solo. (SILVA et al., 2005; SEQUINATO et al., 2014; BRAIDA et al., 2008; JARECKI et al., 2005).

A adição de matéria orgânica também altera de forma positiva a fertilidade do solo. A aplicação de lodo de estação de tratamento de água, resíduo de material orgânico vegetal, cultivo de plantas de cobertura são capazes de melhorar os atributos químicos do solo até mesmo de áreas severamente degradadas, como no caso de sítios de mineração (LONGO et al., 2011; KITAMURA et al., 2008; ALVES e SOUZA, 2008).

A biomassa de macrófitas aquáticas também pode ser utilizada para recuperar áreas de solo degradado. Antunes (2004) observaram alterações positivas nos teores de fósforo, matéria orgânica, cálcio, magnésio, potássio, pH, soma de base, saturação por bases e CTC com a incorporação de *Eicchornia crassipes*. Macedo (2004) observaram aumento na atividade microbiana do solo e aumento nos teores de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, soma de bases, CTC, manganês e níquel, com a incorporação de *Brachiaria arrecta* e *Egeria densa* em um solo degradado.

Outros autores observaram também os efeitos positivos sobre as propriedades do solo com as incorporações de *E. crassipes*, *Brachiaria mutica*,

Azolla caroliniana, *Salvinia herzogii*, *Salvinia molesta*, *Paspalum repens*, *Pistia stratiotes* (ARAUJO, 1982; POLLETO, 1984; ROSA, 2004; MERENDA, 2011).

3. MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram conduzidos no Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais em Matologia (NEPEAM) na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP, Campus de Jaboticabal (21,24 S; 48,29 O), no período de 2011-2013. As amostras de solo, classificado como Podzólico Vermelho Amarelo distrófico, foram coletadas na camada arável de um barranco localizado às margens da via de acesso Dr. Alpheu Rampazzo, próximo ao município de Taiuva, SP (21,12 S; 48,44 O).

O solo apresenta textura arenosa, com fraca cobertura vegetal composta por pastagem, o que caracteriza seu aspecto degradado. A porção de terra fina seca ao ar (TFSA) foi coletada e seca à sombra, peneirada (2,0mm) e armazenada em local seco até o momento da condução dos ensaios.

O solo coletado apresentou as seguintes características químicas: pH = 4,6; teor de matéria orgânica de 5,0 g dm⁻³; saturação por bases de 51,67%; soma de bases 19,5 mmolc dm⁻³, potássio 0,84 mmolc dm⁻³, cálcio 9,79 mmolc dm⁻³; magnésio 8,9 mmolc dm⁻³; fósforo 3,0 mg dm⁻³, boro 0,17 mg dm⁻³, cobre 0,1 mg dm⁻³, ferro 3,0 mg dm⁻³, manganês 4,0 mg dm⁻³ e zinco 0,3 mg dm⁻³.

Segundo Raij et al. (1997) estas características configuram um solo pobre, com acidez alta, teores de fósforo considerados muito baixo e potássio, boro, cobre, ferro, e zinco considerados baixo. A saturação por bases e o manganês apresentaram teores médios, enquanto que os teores de cálcio e magnésio podem ser considerados altos, segundo a mesma classificação (Tabela 1 e 2).

Tabela 1. Limites de interpretação das concentrações de fósforo e potássio, saturação por bases e pH em solos (RAIJ et al., 1997).

Teor	V	P resina	K	pH
	%	mg dm ⁻³ (florestais)	mmol _c dm ⁻³	
Muito baixo	0 – 25	0 – 2	0 - 0,7	0 - 4,3
Baixo	25 - 50	3 – 5	0,8 - 1,5	4,4 - 5,0
Médio	51 - 70	6 – 8	1,6 - 3,0	5,1 - 5,5
Alto	71 - 90	9 – 16	3,1 - 6,0	5,6 - 6,0
Muito alto	> 90%	> 16	> 6,0	> 6,0

Tabela 2. Limites de interpretação das concentrações de cálcio, magnésio e micronutrientes em solos (RAIJ et al., 1997).

Teor	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Zn	B	Cu	Fe	Mn
	mmol _c dm ⁻³		mg dm ⁻³				
Baixo	0 – 3	0 – 4	0 - 0,50	0 - 0,20	0 - 0,2	0 – 4	0 - 1,2
Médio	4 – 7	5 – 8	0,6 - 1,2	0,21 - 0,60	0,3 - 0,8	5 – 12	1,3 - 5,0
Alto	> 7	> 8	> 1,2	> 0,60	> 0,8	> 12	> 5,0

De forma a orientar a incorporação da biomassa, a densidade aparente do solo foi calculada pelo método do balão volumétrico, adaptado de EMBRAPA (1979). Um balão volumétrico de 250 mL foi completado com TFSA até a marca do menisco. O frasco foi pressionado contra uma superfície lisa três vezes com emprego de força constante para a eliminação de bolsões de ar e para a compactação do solo até que o volume desejado fosse alcançado.

O método descrito foi repetido com diferentes amostras do mesmo solo com a finalidade de obter uma média representativa. O cálculo da densidade aparente foi obtido pela relação entre o peso do solo e o volume ocupado no balão. Com base nestes cálculos, a densidade do solo foi de 1,61 g mL⁻¹. Assim foi possível estimar o peso de solo correspondente a um hectare, considerando uma profundidade de 0,15 m (2.418.180 kg de solo ha⁻¹).

As macrófitas aquáticas foram coletadas no reservatório de Santana, localizado no município de Piraí, estado do Rio de Janeiro (22,61 O; 43,87 S). A coleta das macrófitas foi realizada manualmente, utilizando uma embarcação motorizada que percorreu parte da extensão do corpo hídrico.

As amostras simples foram obtidas em pontos do corpo hídrico e transformadas em amostra composta. Estas foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados e encaminhadas para o laboratório onde foram lavadas em água corrente para retirada de sedimento, pequenos animais e resto de outras plantas.

As espécies de macrófitas coletadas foram *Eichhornia crassipes* (EICCR) e *Salvinia molesta* (SALMO), de hábito flutuante; *Brachiaria subquadrípara* (BRASU) (sinon. *Urochloa subquadrípara*), de hábito marginal; e *Typha latifolia* (TYPLA), de

hábito emergente. As macrófitas coletadas foram secas à sombra e posteriormente em estufa de circulação forçada de ar até obtenção de peso constante. O material seco foi triturado em micro-moinho, tipo "Wiley", com peneira de mesh 20 (2,0mm) e armazenado em sacos de papel devidamente identificados.

Para o processo de compostagem o material vegetal foi coletado no reservatório de Santana, triturado por uma picadora Sertaneja Master, modelo PN Plus 2000 (Figura 1) e enleirado de forma piramidal em baias de cimento protegidas da ação da chuva (Figura 2). O processo de compostagem também pode ser realizado sem que o material sofra fragmentação, no entanto, o processo de fragmentação provoca aumento da superfície de contato do material onde a comunidade microbiana poderá atuar.



Figura 1. Material vegetal triturado pela picadora Sertaneja Master, modelo PN Plus 2000.



Figura 2. Macrófitas aquáticas fragmentadas e composto estabilizado espalhado em baia de compostagem

O material foi revolvido a cada quatro dias para favorecer o fornecimento de oxigênio para as camadas mais internas da leira, para evitar formação de zonas anóxicas (sem oxigênio). A compostagem é um processo aeróbico e a formação de zonas anóxicas provoca a produção do chorume, um produto da fermentação anaeróbica do material orgânico caracterizado por um odor desagradável. Outro objetivo do revolvimento periódico foi a melhor homogeneização da biomassa, que melhora o contato da comunidade microbiana aeróbica com o material orgânico.

Após 60 dias, este material foi seco à sombra e posteriormente em estufa de circulação forçada de ar até obtenção de peso constante. O material seco foi triturado em micro-moinho, tipo "Wiley", com peneira de mesh 20 (2,0mm). Uma amostra do composto foi retirada para análise de constituição química de macro e micronutrientes.

Para avaliar os efeitos da incorporação da biomassa das macrófitas sobre as características químicas do solo foram realizados três experimentos, onde:

Experimento 1: Incorporação de quantidades equivalentes a 20 t ha^{-1} da biomassa seca de cada uma das quatro espécies separadas mais o controle sem

adição da biomassa vegetal, com total de cinco tratamentos e cinco repetições por tratamento, dispostos em delineamento inteiramente casualizado.

Experimento 2: Incorporação de 20 t ha⁻¹ das macrófitas combinadas duas a duas: EICCR + SALMO; EICCR + BRASU; EICCR + TYPLA; SALMO + BRASU; SALMO + TYPLA; BRASU + TYPLA e das quatro espécies EICCR + SALMO + BRASU + TYPLA mais o controle, em um total de oito tratamentos e três repetições por tratamento dispostos em delineamento inteiramente casualizado.

Experimento 3: Incorporação do composto seco ao ar nas doses correspondentes a 5, 10, 20 e 40,0 t ha⁻¹ mais o controle, em um total de quatro tratamentos e cinco repetições por tratamento dispostos em delineamento inteiramente casualizado.

A incorporação das biomassas foi realizada manualmente utilizando saco plástico reforçado, com capacidade para cinco litros. O material vegetal moído (ou composto) foi acondicionado ao saco plástico em quantidades referentes aos seus tratamentos com um quilograma de TFSA. O conjunto foi homogeneizado e em seguida, a mistura foi acondicionada em vaso plástico, com capacidade de um litro.

Com o objetivo de proporcionar a mesma disponibilidade de água em todos os tratamentos durante o período de incubação do experimento, a determinação do poder de embebição foi determinada pelo método gravimétrico, como o utilizado por Garcia (1978).

Para a determinação, foram utilizados recipientes plásticos com capacidade de 50 mL, perfurados na base (Figura 3A) e com adição de papéis de filtro analítico umedecidos para bloquear os orifícios (Figura 3B). A seguir, os recipientes foram pesados em balança de precisão de 0,01 g e tarados (peso P1).

Uma amostra de 25 g de cada repetição (mistura terra + biomassa) foi adicionada e acondicionada em bandeja de alumínio com água até aproximadamente metade da altura do solo no recipiente durante 12 horas (Figura 3C). Após este período, as amostras foram retiradas, fechadas com tampa de plástico para evitar a evaporação da água e colocadas sobre uma grade pelo período de 12 horas, para o escoamento gravitacional do excesso de água (Figura 3D). Os recipientes com solo na capacidade de campo foram novamente pesados (peso P2) e o poder de embebição foi calculado pela fórmula:

$$PE = \left(P2 - \left(\frac{P1+25}{25} \right) \right) * 100, \text{ onde:}$$

PE: Poder de Embebição

P1: peso do recipiente + papel filtro analítico úmido

P2: P1 + 25g de solo + água retida pela amostra

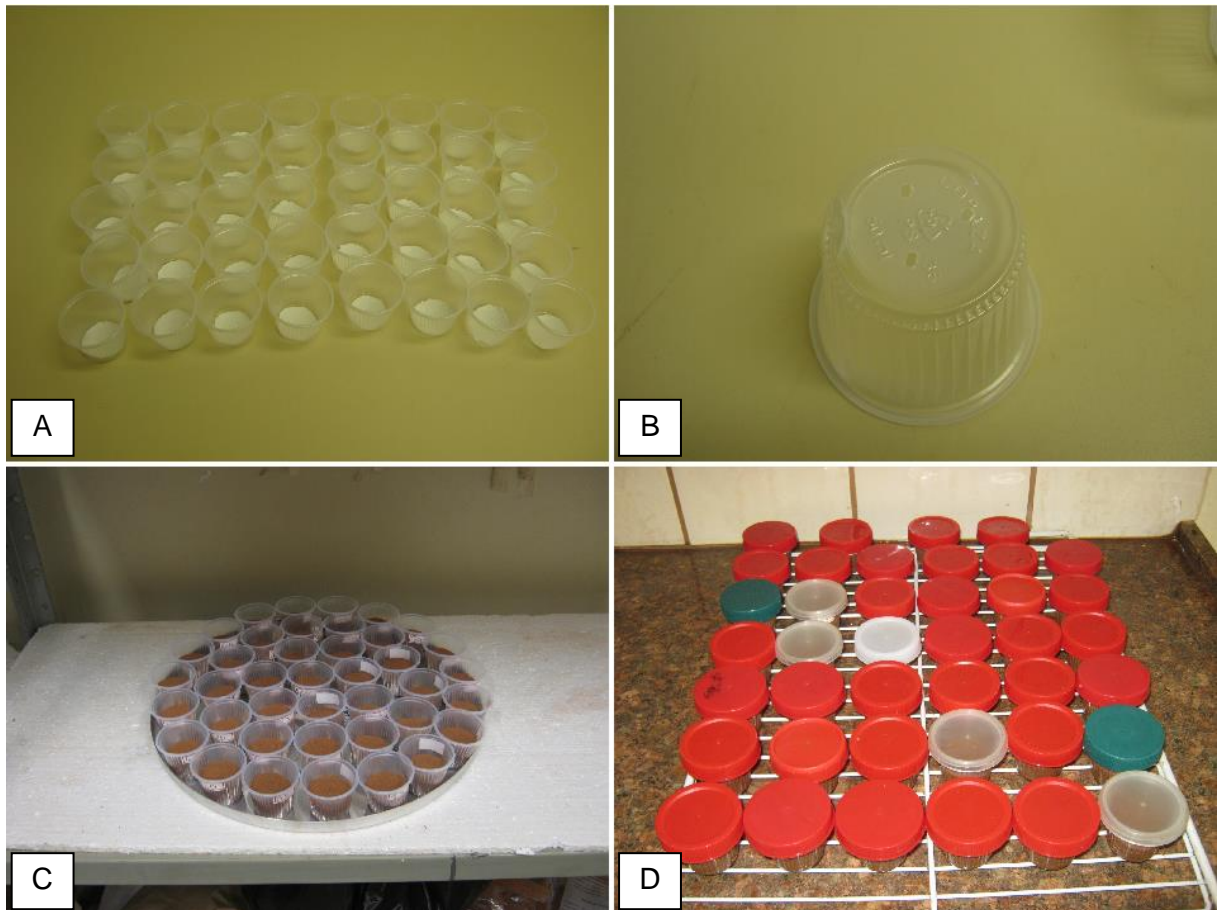


Figura 03. Etapas do procedimento de cálculo do poder de embebição dos tratamentos. A – recipiente plástico com a base furada. B – recipiente com a adição do papel filtro. C – amostras dispostas em bandeja de alumínio com água. D - amostras fechadas com tampa de plástico e colocadas sobre a grade.

Os resultados da determinação do poder de embebição estão representados na Tabela 5. Cada unidade experimental recebeu água o suficiente para atingir valores de umidade compreendidos na faixa de 50 a 70% do poder de embebição (PE), a fim de evitar excesso de umidade e lixiviação dos nutrientes.

Tabela 3. Valores obtidos para poder de embebição do solo degradado, em suas mesclas com plantas de *E. crassipes*, *S. molesta*, *B. subquadripa* e *T. latifolia* isoladas e associadas e com o composto.

Macrófitas isoladas		Macrófitas associadas		Material Composto	
Tratamentos (t ha ⁻¹)	Poder de Embebição	Tratamentos (t ha ⁻¹)	Poder de Embebição	Tratamentos (t ha ⁻¹)	Poder de Embebição
CONTROLE	44,14667 c	CONTROLE	44,14667 c	CONTROLE	44,14667 c
EICCR	53,76000 ab	EICCR+BRASU	56,33333 ab	0	43,61600 b
BRASU	57,30667 a	EICCR+SALMO	54,98667 ab	5	43,61600 b
SALMO	50,70667 b	EICCR+TYPLA	57,50667 a	10	43,96000 b
TYPLA	52,89333 ab	SALMO+BRASU	55,14667 ab	20	44,65600 b
-	-	BRASU+TYPLA	50,77333 b	40	45,94400 a
-	-	SALMO+TYPLA	57,34667 a	-	-
-	-	EICCR+SALMO+BRASU+TYPLA	56,14667 ab	-	-

Os experimentos foram incubados por 30 dias, em sala climatizada a $25 \pm 2,0$ °C e com fotoperíodo de 12 horas. Os vasos foram pesados a cada três dias e a água perdida foi repostada para manter constante o PE de cada unidade amostral.

Ao final do período de incubação, o solo de cada unidade experimental foi seco a sombra e enviado para análise das características químicas (macro e micronutrientes) no laboratório DMLab, sediado no município de Ribeirão Preto, SP. As análises seguiram as seguintes metodologias:

- Determinação do pH do solo em solução de cloreto de cálcio;
- Determinação de hidrogênio + alumínio do solo em tampão SMP por potenciometria
- Determinação de boro em água quente, usando aquecimento com microondas, com limite de quantificação (LQ) maior ou igual a $0,01 \text{ mg.dm}^{-3}$

- Determinação da matéria orgânica do solo por colorimetria, com LQ maior ou igual a 5 g.dm^{-3}
- Determinação do fósforo do solo em resina por espectrofotometria, com LQ maior ou igual a 1 mg.dm^{-3}
- Determinação do enxofre do solo por espectrofotometria, com LQ maior ou igual a 2 mg.dm^{-3}
- Determinação de cálcio, magnésio, potássio, sódio e alumínio do solo por espectrofotometria de absorção atômica, com:
 - Potássio - LQ maior ou igual a $0,01 \text{ mmolc.dm}^{-3}$
 - Cálcio - LQ maior ou igual a $0,01 \text{ mmolc.dm}^{-3}$
 - Magnésio - LQ maior ou igual a $0,02 \text{ mmolc.dm}^{-3}$
 - Alumínio - LQ maior ou igual a $0,05 \text{ mmolc.dm}^{-3}$
 - Sódio - LQ maior ou igual a $0,06 \text{ mmolc.dm}^{-3}$
- Determinação de cobre, ferro, manganês, zinco, cádmio, cromo, níquel e chumbo em solos usando a solução de DTPA em pH 7,3, com:
 - Cobre - LQ maior ou igual a $0,1 \text{ mg.dm}^{-3}$
 - Manganês - LQ maior ou igual a $0,1 \text{ mg.dm}^{-3}$
 - Ferro - LQ maior ou igual a 1 mg.dm^{-3}
 - Zinco - LQ maior ou igual a $0,1 \text{ mg.dm}^{-3}$

Os resultados das propriedades químicas dos tratamentos foram submetidos à análise estatística de variância pelo teste F e as comparações de médias foram realizadas pelo teste de Fisher (5,0%). O software utilizado foi o Statsoft® Statistica 10.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 composição química das macrófitas e do composto

As espécies que acumularam mais nutrientes foram *E. crassipes* e *S. molesta* (Tabela 4). As maiores concentrações de cálcio, enxofre, cobre e ferro foram observadas na massa seca de *E. crassipes*, enquanto que esta foi a espécie com menor acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio. *S. molesta* foi a espécie que mais acumulou nitrogênio, magnésio, boro e manganês em sua massa seca.

Tabela 4. Análise química das macrófitas aquáticas coletadas no reservatório de Santana.

Espécie	N	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	S	B ³⁺	Cu ²⁺	Fe ²⁺	Mn ³⁺	Zn ²⁺
	g kg ⁻¹						mg Kg ⁻¹				
EICCR	11,6	0,8	11,4	13,5	2,4	2,9	16,0	22,0	13542,0	366,0	47,0
SALMO	19,5	1,1	15,4	13,1	3,8	2,5	24,0	10,0	4777,0	724,0	35,0
BRASU	17,9	1,5	30,7	2,9	1,9	1,9	5,0	2,0	289,0	108,0	33,0
TYPLA	19,1	2,8	20,7	5,1	3,7	2,7	11,0	2,0	2135,0	111,0	58,0

A espécie que acumulou os menores teores de nutrientes foi *B. subquadripara*, com os menores valores para cálcio, magnésio, enxofre, boro, cobre, ferro, manganês e zinco (Tabela 4). No entanto, foi a maior acumuladora de potássio. A espécie *T. latifolia* foi a que menos acumulou cobre, e foi a maior acumuladora de fósforo e zinco.

É possível observar pela análise química do composto (Tabela 5) que os teores de ferro, manganês e boro foram maiores do que aqueles observados nas espécies de macrófitas (Tabela 4). Porém, os teores de potássio e enxofre observados no composto foram menores que aqueles encontrados nas espécies de macrófitas.

O teor de nitrogênio no material compostado foi menor do que nas espécies *S. molesta*, *T. latifolia* e *B. subquadripara* (Tabelas 4 e 5), e maior do que em *E. crassipes*. O teor de cálcio foi igual ao observado em *E. crassipes*, e menor do que nas outras espécies.

Tabela 5. Análise química dos compostos formados pela compostagem do material vegetal oriundo da colheita mecânica das macrófitas aquáticas no reservatório de Santana.

Elemento (Unidade)	Composto	Elemento (Unidade)	Composto
N (g kg ⁻¹)	14,1	Mn (mg kg ⁻¹)	1021,0
P (g kg ⁻¹)	0,8	Zn (mg kg ⁻¹)	52,0
K (g kg ⁻¹)	2,7	B (mg kg ⁻¹)	36,0
Ca (g kg ⁻¹)	8,2	Cd (mg kg ⁻¹)	< 1,0
Mg (g kg ⁻¹)	2,4	Ni (mg kg ⁻¹)	30,0
S (g kg ⁻¹)	1,4	Cr (mg kg ⁻¹)	27,0
Cu (mg kg ⁻¹)	13,0	Pb (mg kg ⁻¹)	< 1,0
Fe (mg kg ⁻¹)	17400,0	-	-

O teor de cálcio observado no composto foi menor do que em *E. crassipes* e *S. molesta*, e maior do que em *T. latifolia* e *B. subquadripa* (Tabelas 4 e 5). O teor de Mg no composto foi maior que em *B. subquadripa* e igual à *E. crassipes* em menor do que nas outras espécies.

O composto apresentou menor teor de cobre do que em *E. crassipes* e maior que nas outras espécies (Tabelas 4 e 5). O teor de zinco observado no composto foi menor que apenas em *T. latifolia*.

Merenda et al. (2011) observaram valores de acúmulo de nitrogênio, potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro e manganês maiores para *B. subquadripa* coletada no reservatório de Aimorés, do que neste estudo. Ocorreram também diferenças no acúmulo de macro e micronutrientes para as espécies *S. molesta* e *E. crassipes*.

O fator que pode explicar as diferenças na absorção de nutrientes está relacionado às características do corpo hídrico de origem das macrófitas coletadas, e está relacionado ao tempo de residência do efluente. A vazão do corpo hídrico influencia no processo de absorção de nutrientes e de sedimentação de material particulado (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2008), pois ocorre correlação positiva entre a eficiência na remoção de nutrientes e o tempo de residência do efluente (SAKADEVAN e BAVOR, 1999).

Assim, é possível observar diferenças nos teores de nutrientes acumulados por macrófitas observados por Sampaio e Oliveira (2005) para o reservatório de

Paulo Afonso, no rio São Francisco; Lima (2005), com macrófitas coletadas na bacia do rio Iraí, no Paraná; em macrófitas coletadas por Rosa (2004), no reservatório da empresa de energia CPFL, em Americana - SP.

Um fator que deve ser observado para o processo de absorção de nutrientes é o tempo de residência do efluente, pois a vazão do corpo hídrico influencia no processo de absorção de nutrientes e de sedimentação de material particulado (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2008). Segundo Sakadevan e Bavor (1999), ocorre correlação positiva entre a eficiência na remoção de nutrientes e o tempo de residência do efluente.

4.2 Experimento 1

Todas as espécies aumentaram significativamente os teores de matéria orgânica do solo (Tabela 6). A incorporação das espécies que mais contribuiu para este aumento foram *T. latifolia* e *B. subquadripara*. *E. crassipes* foi a espécie que menos contribuiu para o aumento dos teores de matéria orgânica do solo. Entretanto, em relação à testemunha, o teor de matéria orgânica proporcionado pela incorporação desta espécie no solo foi duas vezes maior.

A incorporação da biomassa de *T. latifolia* também proporcionou os maiores valores de capacidade de troca catiônica (CTC), soma de bases (SB) e do índice de saturação de bases (V%) do solo, diferindo significativamente das demais espécies (Tabela 6).

A presença da matéria orgânica provoca o aumento da superfície específica dos colóides com carga de superfície, que como consequência aumenta a CTC. Segundo Silva e Mendonça (2007) a matéria orgânica contribui com 20 a 90% da CTC dos solos, com principalmente em solos com baixo teor de argila, como no caso deste trabalho.

Tabela 6. Análise de variância e comparação de médias entre os tratamentos de incorporação da biomassa de macrófitas aquáticas nas características químicas do solo.

Análise de Variância	MO	SB	CTC	V	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Zn	B	Cu	Fe	Mn	pH	H+Al	Al ³⁺
	g dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³		%	mg dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³			mg dm ⁻³							
F	42,75	90,81	67,16	133,23	23,95	197,85	36,08	27,00	5,33	3,23	4,25	7,91	12,03	197,75	12,14	102,93
P	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,06	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
D.P.	3,47	10,75	9,25	9,88	2,35	5,01	4,65	2,44	0,15	0,04	0,05	2,31	1,33	0,48	1,75	0,42
C.V.	31,39	27,80	17,16	14,08	51,18	62,98	26,02	19,01	32,06	18,62	31,69	46,90	38,63	8,67	11,47	121,45
Tratamento																
EICCR	10,67c	39,22c	53,89c	72,80b	2,33b	7,03c	19,95a	12,24b	0,43bc	0,21ab	0,17ab	4,00b	5,00a	5,63c	14,67b	0,16b
BRASU	13,67ab	44,23b	58,56b	75,42ab	7,67a	11,35b	17,14b	15,74a	0,67a	0,19ab	0,20a	4,33b	2,17b	5,93a	14,33b	0,14b
SALMO	12,00bc	40,71bc	55,37bc	73,51b	3,67b	5,69d	21,39a	13,63b	0,50ab	0,24a	0,20a	8,67a	4,00a	5,60c	14,67b	0,16b
TYPLA	14,00a	49,73a	64,07a	77,63a	6,67a	14,85a	21,22a	13,66b	0,43bc	0,24a	0,13bc	4,67b	2,00b	5,80b	14,33b	0,12b
Testemunha	5,00d	19,50d	37,83d	51,57c	2,67b	0,84e	9,74c	8,92c	0,30c	0,17b	0,10c	3,00b	4,10a	4,63d	18,33a	1,16a

Valores de p inferiores a 0,05 e 0,01 indicam significância estatística aos níveis de 5% e 1%, respectivamente, pelo teste F; médias acompanhadas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si (Fisher 5%).

Os teores de fósforo do solo aumentaram significativamente com a incorporação de biomassa seca de *B. subquadripa* e *T. latifolia* (Tabela 6). Ocorreu incremento nos teores de fósforo com a incorporação de *S. molesta*, porém este não foi significativo comparado ao controle. Com *E. crassipes*, a concentração reduziu em relação à testemunha, mesmo que de maneira não significativa. A redução nos teores de fósforo pode ser atribuída à relação entre a baixa quantidade inicial de fósforo na composição da *E. crassipes* (Tabela 3) e no consumo deste mineral pelos microrganismos durante o processo de decomposição do material orgânico (SILVA e MENDONÇA, 2007).

A adição de fontes orgânicas no solo altera a disponibilidade do fósforo, pois ao passo que a mineralização de matéria orgânica humificada do solo contribui para o maior conteúdo de fósforo na solução do solo, pode ocorrer imobilização temporária deste nutriente da solução do solo pela sua incorporação à biomassa microbiana. Esta é aumentada pela adição de material orgânico, com conteúdo limitado de fósforo para suprir o aumento na atividade microbiana (NOVAIS et al., 2007).

A *T. latifolia* também proporcionou o maior incremento nos teores de potássio do solo, seguido pela *B. subquadripa*, *E. crassipes* e *S. molesta* (Tabela 6). A incorporação das quatro espécies de plantas aquáticas provocou um aumento significativo nos teores de potássio do solo, em comparação ao controle.

Com relação aos teores de cálcio e magnésio, não ocorreu diferença significativa entre as macrófitas *E. crassipes*, *S. molesta* e *T. latifolia* (Tabela 6). No caso dos teores de cálcio, a *B. subquadripa* proporcionou concentrações inferiores às plantas acima mencionadas, enquanto que para os teores de magnésio, esta planta foi a que mais influenciou positivamente nas condições deste experimento (Tabela 6). Todas as espécies promoveram concentrações estatisticamente superiores à testemunha.

Os teores de zinco do solo somente foram alterados pela adição da biomassa de *B. subquadripa* e *S. molesta* (Tabela 6). No caso do boro, somente as plantas de *S. molesta* e *T. latifolia* causaram incrementos significativos em sua concentração. Os teores de cobre apresentaram valores significativamente maiores

com a adição da biomassa seca de *E. crassipes*, *B. subquadripa* e *S. molesta*, enquanto que somente a última alterou significativamente os níveis de ferro do solo.

Os teores de manganês apresentaram um efeito diferenciado dos elementos analisados até o momento. A incorporação das biomassas de *B. subquadripa* e *T. latifolia* provocou uma relação negativa dos teores deste elemento no solo (Tabela 6). A redução nos teores de manganês pode ter ocorrido pelo aumento do pH. A solubilidade do Mn é controlada principalmente pela dissolução de MnO_2 . A atividade e a disponibilidade de Mn na solução do solo diminuem conforme aumenta o pH do solo (ABREU et al., 2007).

A acidez do solo foi significativamente reduzida em todos os tratamentos testados, sendo a biomassa de *B. subquadripa* a principal neutralizadora, proporcionando valor de pH próximo a 6,0 (Tabela 6). No entanto, este padrão não é observado nos teores de H + Al, que sofreram reduções significativas em relação à testemunha, mas não entre os tratamentos com as macrófitas. O mesmo padrão é observado para o teor do alumínio trocável.

Os aumentos dos teores de cálcio, magnésio e potássio, juntamente com a redução dos teores de alumínio, provocaram o aumento observado no índice de saturação de bases (Tabela 6).

As espécies *T. latifolia* e *B. subquadripa*, ambas de hábito emerso, promoveram as mais significativas melhorias nas propriedades de fertilidade do solo nas condições em que foram conduzidos os experimentos.

4.3 Experimento 2

Os resultados também permitem inferir sobre a importância da mistura de espécies como forma de adicionar as quantidades balanceadas dos nutrientes no solo (Tabela 7).

Tabela 7. Análise de variância e comparação de médias entre os tratamentos de incorporação das misturas de macrófitas aquáticas na fertilidade do solo.

Análise de Variância	MO	SB	CTC	V	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Zn	B	Cu	Fe	Mn	pH	H+Al	Al ³⁺
	g dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³		%	mg dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³			mg dm ⁻³			mmol _c dm ⁻³				
F	28,81	28,91	25,70	44,28	5,42	53,67	19,14	21,49	2,94	2,19	-	25,57	4,61	36,27	9,78	93,1
P	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,09	-	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
D.P.	3,01	8,97	7,91	8,04	2,48	4,35	3,92	1,55	0,11	0,04	-	1,19	1,35	0,43	1,66	0,34
C.V.	24,84	22,42	14,20	11,34	53,65	46,94	20,92	12,89	23,83	17,58	-	27,97	44,10	7,61	10,59	120,53
Tratamentos																
Testemunha	5,0c	19,50d	37,83d	51,57e	2,67c	0,84e	9,74d	8,92e	0,30c	0,17b	-	3,00e	4,10ab	4,63d	18,33a	1,16a
EICCR+BRASU	13,6ab	41,20bc	54,90c	75,10ab	5,00bc	8,64cd	18,9bc	13,6ab	0,50ab	0,19ab	-	3,67de	2,33c	5,87ab	13,67e	0,15b
EICCR+SALMO	12,3ab	41,40bc	55,80bc	74,10bc	2,67c	7,08d	21,8a	12,5c	0,43bc	0,20ab	-	5,67ab	4,53a	5,77bc	14,3de	0,20b
EICCR+TYPLA	13,3ab	44,30b	60,30ab	73,40bc	3,00c	11,99b	20,4abc	11,8cd	0,43bc	0,21ab	-	3,33e	2,80bc	5,77bc	16,0bc	0,12b
SALMO+BRASU	12,3ab	40,60bc	56,90bc	71,30cd	4,00c	8,82cd	19,1bc	12,6bc	0,50ab	0,22ab	-	6,00a	2,43c	5,83ab	16,3bc	0,15b
BRASU+TYPLA	15,0a	50,55a	64,80a	77,90a	7,00ab	16,40a	20,5ab	13,7a	0,60a	0,17b	-	3,00e	1,67c	6,03a	14,3de	0,14b
SALMO+TYPLA	13,3ab	43,95b	59,20bc	74,10bc	4,00c	11,37b	21,5ab	11,0d	0,53ab	0,23a	-	5,00bc	2,10c	5,87ab	15,3cd	0,17b
EICCR+SALMO+BRASU+TYPLA	12,0b	38,50c	55,50c	69,18d	8,67a	8,99c	17,8c	11,7cd	0,47ab	0,25a	-	4,33cd	4,57a	5,57c	17,0ab	0,19b

Valores de p inferiores a 0,05 e 0,01 indicam significância estatística aos níveis de 5% e 1%, respectivamente, pelo teste F; médias acompanhadas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si (Fisher 5%).

Todas as misturas de plantas proporcionaram concentrações significativamente superior de matéria orgânica, e também nos valores de soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC) e do índice de saturação de bases (V%) em relação à testemunha (Tabela 7). A mistura das quatro espécies não proporcionou alterações positivas nestas propriedades em relação às demais misturas de macrófitas. A maior concentração de fósforo ocorreu nos tratamentos com incorporação das quatro espécies, e da mistura BRASU + TYPLA. As demais misturas não diferiram da testemunha.

Todas as misturas promoveram concentrações significativamente superior de potássio em relação à testemunha. A maior concentração foi alcançada pela mistura BRASU + TYPLA, a qual foi estatisticamente superior às demais (Tabela 7).

Estas espécies foram as que apresentaram maior concentração de potássio (Tabela 4), bem como foram as espécies que promoveram os maiores aumentos nesta propriedade com incorporação de forma isolada (Tabela 6). As concentrações de cálcio não diferiram estatisticamente entre si, apresentando certa variação contínua entre os tratamentos. O mesmo ocorreu para os teores de magnésio do solo.

As misturas EICCR + SALMO e EICCR + TYPLA não proporcionaram aumentos significativos nos teores de zinco do solo (Tabela 7). No experimento anterior (Tabela 6), *E. crassipes* e *T. latifolia* contribuíram pouco para o aumento nos teores de zinco, o que pode explicar este efeito.

O efeito da incorporação da biomassa das macrófitas aquáticas em mistura também não afetou significativamente os teores de boro do solo com exceção das misturas SALMO + TYPLA, e das quatro espécies juntas. Entretanto, mesmo com aumento não significativo promovido pela incorporação das misturas EICCR + TYPLA e SALMO + BRASU, os limites de interpretação dos teores deste íon passaram de baixo para médio com relação à testemunha (Tabela 1).

As macrófitas *S. molesta* e *B. subquadripa*, conforme observado na Tabela 6, quando incorporados individualmente, promoveram os maiores teores de cobre no solo, mas não diferiram estatisticamente de *E. crassipes*. No experimento 2 (Tabela 7), entretanto, não ocorreu relação significativa de nenhum tratamento em relação à testemunha.

A incorporação das misturas de macrófitas promoveu efeito similar ao experimento anterior sobre o teor de manganês (Tabelas 6 e 7). Neste caso, o aumento do pH foi maior e atingiu o valor de 6,0 com o tratamento BRASU + TYPLA, aumentando a insolubilização de manganês. Neste tratamento, o teor deste íon no solo foi o menor e somente a mistura das quatro espécies promoveu o aumento nos teores deste íon.

As misturas que promoveram o maior aumento do ferro no solo foram EICCR + SALMO e SALMO + BRASU, seguidas da mistura SALMO + TYPLA (Tabela 7). Este fato reforça a importância da espécie *S. molesta* no fornecimento deste íon, pois no experimento anterior foi a única espécie que promoveu aumento nos teores deste íon.

O pH do solo aumentou significativamente em todos os tratamentos, com maiores valores ocorridos na mistura BRASU + TYPLA, seguida pelas misturas de SALMO + TYPLA e de SALMO + BRASU (Tabela 7). Com exceção da mistura entre as quatro espécies, as misturas contendo *B. subquadripa* estiveram entre os tratamentos nos quais ocorreu o maior aumento do pH. Assim, como no experimento anterior (Tabela 6) é possível observar a capacidade neutralizante da acidez do solo promovido pela incorporação desta espécie.

Todos os tratamentos reduziram os teores de alumínio trocável do solo (Tabela 7). Apenas a mistura das quatro espécies não conseguiu reduzir significativamente a acidez potencial (H+Al).

O tratamento realizado com a mistura BRASU + TYPLA promoveu maiores alterações nas características químicas do solo (Tabela 7). No experimento anterior (Tabela 6), estas espécies foram as que promoveram as maiores alterações nas características químicas do solo.

4.4 Experimento 3

A Tabela 8 apresenta a análise de variância e a comparação de médias das propriedades químicas do solo entre os tratamentos de incorporação de doses de composto de plantas aquáticas no solo. A comparação destes resultados com as duas tabelas anteriores não permitiram a obtenção de conclusões, mesmo que parciais, uma vez que as espécies e as proporções entre elas possam ter sido completamente diferentes.

Tabela 8. Análise de variância e comparação de médias entre os tratamentos de incorporação do composto de macrófitas aquáticas na fertilidade do solo.

Análise de Variância	MO	SB	CTC	V	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Zn	B	Cu	Fe	Mn	pH	H+Al	Al ³⁺
	g dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³		%	mg dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³			mg dm ⁻³				mmol _c dm ⁻³			
F	164,62	164,27	81,01	150,44	2,2564	495,32	78,793	40,354	28,631	21,263	5,7143	121,35	27,798	51,7	4,17	147,31
P	0,00	0,00	0,00	0,00	0,099	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,003	0,00	0,00	0,00	0,013	0,00
D.P.	2,13	6,70	6,37	6,11	0,97	1,98	4,14	1,49	0,21	0,05	0,05	2,68	2,39	0,2	0,96	0,36
C.V.	31,46	24,63	14,36	10,10	31,13	43,94	29,18	13,76	59,31	26,97	31,25	44,01	31,93	4,13	5,57	61,83
Tratamentos																
Testemunha	5,00d	19,93e	38,13d	52,27e	3,20ab	0,85e	9,97d	9,10d	0,22c	0,15c	0,10d	3,20e	4,34d	4,66d	18,20a	1,16a
5	5,00d	22,88d	39,68d	57,65d	2,20b	1,25d	11,98c	9,65d	0,22c	0,17c	0,14cd	4,20d	6,22c	4,88c	16,8bc	0,68b
10	5,80c	25,43c	42,43c	59,95c	3,00ab	1,73c	12,81c	10,89c	0,22c	0,19bc	0,18bc	5,60c	7,70b	4,88c	17,0bc	0,57c
20	7,60b	29,03b	46,63b	62,23b	3,40a	2,48b	14,7b	11,76b	0,38b	0,20b	0,18bc	6,80b	8,44b	5,02b	17,6ab	0,29d
40	10,40a	38,64a	55,04a	70,20a	3,80a	4,29a	21,4a	12,91a	0,70a	0,29a	0,20a	10,60a	10,78a	5,24a	16,40c	0,18e

Valores de p inferiores a 0,05 e 0,01 indicam significância estatística aos níveis de 5% e 1%, respectivamente, pelo teste F; médias acompanhadas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si (Fisher 5%).

No caso, o composto foi produzido a partir do “pool” de espécies de macrófitas aquáticas coletadas no reservatório de Santana, no período da montagem do experimento. Segundo Pitelli et al. (2008) 41 espécies foram identificadas no mesmo reservatório, agrupadas em 21 famílias botânicas. As famílias Poaceae, Pontederiaceae e Cyperaceae foram as que apresentaram os maiores números de espécies ao longo do ano. *S. herzogii* e *E. densa* apresentaram as maiores notas anuais de colonização do reservatório. As populações de *E. azurea*, *B. arrecta* e *Paspalum repens* completaram o grupo das espécies numericamente mais relevantes. Foram encontradas ainda as espécies *E. crassipes*, *S. auriculata*, *S. herzogii* e *T. latifolia*, entre outras em menor frequência.

Os valores de matéria orgânica e capacidade de troca catiônica do solo aumentaram significativamente após a quantidade de 10 toneladas por hectare de composto (Tabela 8). A partir desta dose o aumento ocorreu conforme aumentou a quantidade incorporada. A soma de bases e, conseqüentemente, sua saturação (V%) apresentaram concentrações significativamente superior em todas as quantidades testadas.

Os teores de fósforo não alteraram significativamente em relação à testemunha com a incorporação do composto em quaisquer doses testadas (Tabela 8). O teor de fósforo observado no composto foi o mesmo acumulado por *E. crassipes* (Tabelas 4 e 5), e sua incorporação também não alterou o teor deste íon do solo (Tabela 6).

Aparentemente, o efeito da incorporação do composto no experimento 3 e da incorporação de *E. crassipes* no experimento 2 apresentaram o mesmo efeito sobre o fósforo. Com a adição de material orgânico com conteúdo limitado do íon, pode ocorrer imobilização temporária pela sua incorporação à biomassa microbiana (NOVAIS et al., 2007).

Os teores de potássio, cálcio e magnésio aumentaram proporcionalmente à quantidade de composto de plantas aquáticas incorporado ao solo.

Os teores de zinco e boro apresentaram concentrações superiores à testemunha com doses de incorporação superiores a 20 t ha⁻¹ do composto. A partir de 10 t ha⁻¹ a concentração de cobre diferiu estatisticamente da testemunha. As

doses de 10 e 20 t ha⁻¹ não diferiram estatisticamente entre si, mas foram significativamente inferiores à dose de 40 t ha⁻¹ de composto.

Os teores de ferro e manganês do solo enriquecido com o composto de macrófitas aquáticas aumentaram conforme o aumento da quantidade incorporada, com exceção das quantidades de 10 e 20 t ha⁻¹, para o manganês.

A adição do composto proporcionou aumento significativo nos valores de pH do solo, com aumento relativo à quantidade incorporada. Este efeito é mais evidente quando da análise dos teores de alumínio trocável do solo. Mesmo na dose mais baixa (5,0 t ha⁻¹), os teores de Al³⁺ reduziram em 40%, chegando a 85% na dose de 40 t ha⁻¹ de composto.

É possível observar pela Tabela 9, que a incorporação da biomassa de macrófitas e de seu composto melhora as propriedades químicas do solo (RAIJ et al., 1997). Os valores de V% permaneceram médios em comparação ao solo original nos experimentos 1 e 3 (Tabelas 6 e 8) e foram aumentados a alto no experimento 2 (Tabela 7). Os teores de fósforo, pH, zinco, boro, cobre, ferro e manganês foram elevados de baixo a alto pelos três experimentos. O teor de cálcio foi elevado a muito alto no experimento 2, enquanto que o teor de manganês permaneceu alto nos três experimentos. Os teores de cobre foram elevados a alto nos experimentos 1 e 2.

Tabela 9. Variação dos limites de interpretação das características do solo obtidas com a incorporação de biomassa de macrófitas (Adaptado de RAIJ et al., 1997).

	Controle	Experimento 1	Experimento 2	Experimento 3
V%	Médio	Médio	Médio a alto	Médio
P	Baixo	Médio	Baixo a alto	Baixo
K	Baixo	Muito alto	Muito alto	Baixo a alto
pH	Baixo	Médio a alto	Médio a alto	Baixo e médio
Ca	Alto	Alto	Muito alto	Alto
Mg	Alto	Alto	Alto	Alto
Zn	Baixo	Baixo a médio	Baixo a médio	Baixo a médio
B	Baixo	Baixo a médio	Baixo a médio	Baixo a médio
Cu	Baixo	Alto	Alto	Baixo
Fe	Baixo	Baixo a médio	Baixo a médio	Médio
Mn	Médio	Médio	Baixo	Alto

O potássio foi o íon que mais variou com a incorporação das biomassas (Tabela 9). De acordo com a classificação de Raij et al. (1997), este íon esteve presente em teor considerado muito baixo na testemunha, e foi elevado a teor muito alto nos experimentos 1 e 2, e alto no experimento 3 (Tabelas 6, 7 e 8).

O excesso de potássio no solo pode ser prejudicial ao desenvolvimento das plantas por aumentar a salinidade do solo, causando aumento da pressão osmótica da solução do solo (MEURER, 2007). O acúmulo de potássio em folhas provoca o aparecimento de manchas necróticas (DECHEN e NATCHTIGALL, 2007), além de provocar efeito competitivo sobre a absorção de outros nutrientes (PRADO et al., 2004).

O teor de fósforo e o pH também obtiveram maiores amplitudes na variação dos limites de interpretação das características do solo, principalmente nos experimentos 1 e 2.

Nos dois primeiros experimentos o efeito da incorporação das macrófitas no solo foi superestimado. A incorporação de espécies de macrófitas isoladas foi realizada com o objetivo de verificar de maneira pontual e superestimada o efeito de cada espécie, e a incorporação das misturas foi realizada com o objetivo de compreender a interação entre elas e suas contribuições nas características químicas do solo.

Esta superestimação ocorreu devido ao alto teor de água presente nos tecidos das macrófitas, que varia de 85 a 95% do seu peso seco (ESTEVES, 1998). A biomassa utilizada para os experimentos 1 e 2 foi seca e moída, causando aumento severo da concentração dos compostos presentes na biomassa fresca. No experimento 3, a biomassa foi submetida ao processo de compostagem antes de ser seca e moída, o que permitiu a representação mais próxima de uma situação real, tanto pela interação entre as várias espécies presentes no reservatório, quanto pela concentração dos nutrientes presentes na biomassa (PITELLI et al., 2008).

5. CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos conclui-se que a incorporação de *E. crassipes*, *T. latifolia*, *S. molesta* e *B. subquadripa* alterou de forma positiva as propriedades químicas do solo, fertilizando solo degradado utilizado nos experimentos, As espécies que mais contribuíram com o aumento nos teores de nutrientes foram a *T. latifolia* e *B. subquadripa*, quando incorporadas isoladas ou combinadas.

O tratamento que obteve melhores resultados foi a incorporação de 40 t ha⁻¹ de composto. As incorporações testadas nos experimentos 1 e 2 promoveram melhores resultados sobre o aumento dos teores de nutrientes anteriormente à incorporação.

Os tratamentos realizados, no entanto, não representam as condições encontradas em situação real, devido à triagem e separação das espécies, além do aumento da concentração dos componentes das macrófitas, causado pelo processo de secagem.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, C. A.; LOPES, A. S.; SANTOS, G. Micronutrientes. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. cap. 11, p. 91-132.

ALVES, M. C.; SOUZA, Z. M. Recuperação de área degradada por construção de hidroelétrica com adubação verde e corretivo. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 32, n. 6, dez. 2008.

ANDERSON, L. W. J. Can *Egeria densa* be eradicated? Yes, but is it worth it?. In: ANNUAL MEETING OF AQUATIC PLANT MANAGEMENT SOCIETY, 38., 1998, Memphis. **Abstracts...** Memphis: 1998. p. 18

ANTUNES, R. F. D. **Efeito da adição de biomassa seca de *Eichhornia crassipes* sobre algumas propriedades químicas e biológicas de um solo degradado**. 2004. Trabalho de conclusão de curso - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 2004.

ARAUJO, J, C. **Efeito da incorporação do aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) sobre algumas características químicas de um regossol**. 1982. Trabalho de conclusão de curso - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 1982.

BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; FAVARETTO, N; LANA, M. C. Phosphorus loss by surface runoff in no-till system under mineral and organic fertilization. **Sci. agric.** (Piracicaba, Braz.), Piracicaba, v. 67, n. 1, 2010 .

BLACKWELL, B. G.; MURPHY, B. R. Low-density triploid grass carp stockings for submersed vegetation control in small impoundments. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 11, n. 4, p. 475-484, 1996.

BONINI, C. S. B.; ALVES, M. C. Recovery of soil physical properties by green manure, liming, gypsum and pasture and spontaneous native species¹. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 35, n. 4, ago. 2011 .

BORGES NETO, C. R.; GORGATI, C. Q.; PITELLI, R. A. Influence of the photoperiod and temperature on the intensity of disease caused by *Fusarium graminearum* in *Egeria densa* and *E. najas*. **Planta Daninha**, v. 23, n. 3, p. 449-456, 2005.

BORTOLOTTI, I. M.; NETO, G. G. O uso do camalote, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, Pontederiaceae, para confecção de artesanato no distrito de Albuquerque Corumbá, MS, Brasil. **Acta Botanica Brasileira**, v.19, n.2, p.331-337, 2005.

BRAIDA, J. A.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; SEQUINATTO, L. Elasticidade do solo em função da umidade e do teor de carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.477-485, 2008.

BRAZIER, R. E.; TURNBULL, L.; WAINWRIGHT, J. Carbon loss by water erosion in drylands: implications from a study of vegetation change in the south-west USA. **Hydrological Processes**, v. 28, n. 4, p. 2212-2222, 2014.

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**, v. 21, n. 1, p. 61-67, 2003.

CARBONARI, C. A.; MARTINS, D.; TERRA, M. A. Control of *Brachiaria subquadripara* and *Brachiaria mutica* by different herbicides applied post-emergence. **Planta Daninha**, v. 21, n. SPE, p. 79-84, 2003.

CAVENAGHI, A. L.; VELINI, E. D.; NEGRISOLI, E.; CARVALHO, F. T.; GALO, M. L. B. T.; TRINDADE, M. L. B.; CORRÊA, M. R.; SANTOS, S. C. A. Monitoramento de problemas com plantas aquáticas e caracterização da qualidade de água e sedimento na UHE Mogi-Guaçu. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 225-231, 2005.

CHILTON E. W.; MUONEKE, M. Biology and management of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*, Cyprinidae) for vegetation control: a North American perspective. **Reviews in fish biology and fisheries**, v. 2, n. 4, p. 283-320, 1992.

CLUGSTON, J. P.; SHIREMAN, J. V. Triploid grass carp for aquatic plant control. **National Fisheries Research Center Gainesville FL**, 1987.

COSTA, C. A.; SCHNEIDER, I. A. H.; RUBIO, J. Plantas aquáticas secas: uma alternativa moderna para remoção de metais pesados de efluentes industriais. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 19-24, 2000.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Comparação entre os teores de matéria orgânica e as concentrações de nutrientes e metais pesados no sedimento de dois sistemas lóticos do Vale do Ribeira de Iguape, SP. **Revista de Engenharia Ambiental**, v. 5, n. 2, p. 24-40, 2008.

DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Elementos requeridos à nutrição de plantas. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. cap. 3, p. 91-132.

DIAS L. E.; FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C. Fertilidade do solo e seu manejo em áreas degradadas. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. cap. 17, p. 955-990.

DUTRA JÚNIOR, W. M.; CARVALHO, D. M. S.; RABELLO, C. B.; LUDKE, M. C. M. M., ALMEIDA, G. H. N., LIMA, S. B. P. Utilização da elódea (*Egeria densa*) na

alimentação de suínos. **Acta Scientiarum Animal Sciences**, v. 31, n. 1, p. 39-44, 2009.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA Manual de Métodos de Análises de Solo. SNLCS, 1979.

ESTEVEES, F. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência. 1998. P. 130

GARCIA, R. D. **Efeitos da incorporação de capim carrapicho *Cenchrus echinatus* sobre algumas propriedades físicas e químicas de dois solos**. 1978. 42 f. Monografia (Trabalho de Graduação em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1978.

GRIGOLETTI, A. J.; DOS SANTOS, Á. F.; AUER, C. G. Perspectivas do uso do controle biológico contra doenças florestais. **Floresta**, v. 30, n. 1 2, 2004.

HARDOIM, P. C.; GONÇALVES, A. D. Avaliação do potencial do emprego do biogás nos equipamentos utilizados em sistemas de produção de leite. Enc. Energ. Meio Rural, 2003.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Planta daninha**, v. 24, n. 1, p. 21-28, 2006.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n. 2, p. 181-188, 2008.

JARECKI, M. K.; LAL, R.; JAMES, R. Crop management effects on soil carbon sequestration on selected farmers' fields in ortheastern Ohio. **Soil and Tillage Research**, v.81, p.265-276, 2005

JENKINS, M. B. TRUMAN, C.; FRANKLIN, D.; POTTER, T.; BOSCH, D.; STRICKLAND, T. Fecal bacterial losses in runoff from conventional and no-till pearl millet fertilized with broiler litter. **Agricultural Water Management**, v. 134, p. 38-41, 2014.

KIRK, J. P. Efficacy of triploid grass carp in controlling nuisance aquatic vegetation in South Carolina farm ponds. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 12, n. 3, p. 581-584, 1992.

KITAMURA, A. E.; ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; GONZALEZ, A. P. Recuperação de um solo degradado com a aplicação de adubos verdes e lodo de esgoto. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa , v. 32, n. 1, 2008.

LIMA, R. L. **Atributos de solos e macrófitas aquáticas flutuantes: uma contribuição à sustentabilidade agrícola e ambiental na bacira do rio Iraí (PR)**. Curitiba, 2005. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. I.; MELO, W. J. Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica. **Bragantia**, Campinas, v. 70, n. 1, 2011.

MACEDO, B. R. **Efeito da incorporação de biomassa seca de *Brachiaria arrecta*, *Egeria densa* e *Sagittaria montevidensis* sobre algumas propriedades de um solo sob pastagem degradada.** 2004. Trabalho de conclusão de curso - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 2004.

MAGALHÃES, A. T.; DE MATOS, W. D. Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como material filtrante de águas residuárias da suinocultura. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.**, v. 10, n. 2, 2006.

MARCONDES, D. A. S. Velini, E.D.; Martins, D.; Tanaka, R.H.; Carvalho, F.T.; Cavenaghi, A.L.; Bronhara, A.A. Fluridone efficacy in controlling submersed aquatic weeds and its effects on some environmental characteristics. **Planta Daninha**, v. 20, n. SPE, p. 63-71, 2002.

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

MARTINS, D. Trigueiro, L.R.C.; Domingos, V.D.; Terra, M.A.; Costa, N.V. Sensitivity of different accesses of *Egeria najas* and *Egeria densa* to the herbicides diquat and fluridone. **Planta Daninha**, v. 25, n. 2, p. 351-358, 2007.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.**, v. 9, n. 2, 2005.

MEES, J. B. R.; GOMES, S. D.; BOAS, M. A. V.; FAZOLO, A.; SAMPAIO, S. C. Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using *Eichhornia crassipes* and evaluation of the generated biomass composting. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 3, p. 466-473, 2009.

MENDES, D.; PITELLI, R. A.; COELHO, L. Effect of herbicide concentrations on biological aspects of *Fusarium sp.* (isolation FCAV# 940). **Planta Daninha**, v. 22, n. 1, p. 85-93, 2004.

MERENDA, A. M. C. M. P. **Avaliação da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Aimorés, composição química das principais espécies e influencia da incorporação nas características químicas de um solo degradado.** 2011. Tese (Doutorado) - Faculdade de Ciências Agronomicas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, 2011.

MEURER, E. J. Fatores que influenciam o crescimento e o desenvolvimento das plantas. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. cap. 3, p. 91-132.

MIYAZAKI D. M. Y.; PITELLI R. A. Estudo do potencial do pacu (*Piaractus mesopotamicus*) como agente de controle biológico de *Egeria densa*, *E. najas* e *Ceratophyllum demersum*. **Planta Daninha**, v. 21, 2003.

NACHTIGAL, G. F. **Desenvolvimento de agente de controle biológico microbiano de *Egeria densa* e *Egeria najas***. 2000. 160 f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2000.

NEVES, T.; FOLONI, L. L.; PITELLI, R. A. Controle químico do aguapé (*Eichhornia crassipes*). **Planta Daninha**, v. 20, n. 1, p. 89-97, 2002.

NOVAIS, R. F.; SMITH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. cap. 8, p. 471-550.

OLIVEIRA, R. J. F.; CARVALHO, F. F. R.; BATISTA, A. M. V.; ANDRADE, M. F.; SILVA FILHA, O. .I.; MEDEIROS, S. J. S. Efeito da adição de *Egeria densa* sobre a digestibilidade e balanço de nitrogênio em caprinos. **Archivos de Zootecnia**, v.53, p.175-184, 2004.

PEREIRA, P. F. PEREIRA, P.F.; ANTUNES, F.; BRAGA, V.F.; RESENDE, C.F.; RIBEIRO, C.; PEIXOTO, P.H.P. Liposoluble and hydrosoluble pigments in salvinia under chromium toxicity. **Planta Daninha**, v. 30, n. 4, p. 697-703, 2012.

PETH, S.; HORN, R. The mechanical behavior of structured and homogenized soil under repeated loading. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.169, p.401-410, 2006

PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 2, p. 229-236, 2000.

PINESE JUNIOR, J. F.; CRUZ, L. M.; RODRIGUES, S. C. Monitoramento de erosão laminar em diferentes usos da terra, Uberlândia - MG. **Soc. nat. (Online)**, Uberlândia , v. 20, n. 2, dez. 2008.

PITELLI, R.; NACHTIGAL, G. F.; PITELLI, R. L. C. M. Controle biológico de plantas daninhas. In: **Manzanillo: Congreso Latinoamericano de Malezas**. 2003. p. 518-524.

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**, v. 26, n. 3, p. 473-480, 2008.

POLETTO, M. C. **Efeito da incorporação do aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) e da azolla (*Azolla caroliniana* Willd) sobre algumas características químicas de um latossol vermelho escuro de textura média.** 1984. Trabalho de conclusão de curso - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 1984.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 5, 2008.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação.** Piracicaba: Ceres, 1991. 343p.

RAIJ, B. CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agrônomo, 1997. **Boletim técnico**, v. 100, p. 11-53.

ROSA, C. S. **Efeito da incorporação de biomassa seca de *Eichhornia crassipes* e *Brachiaria mutica* sobre algumas propriedades químicas e biológicas de um Latossolo Vermelho Escuro, textura média sob uso agrícola.** 2004. Trabalho de conclusão de curso - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 2004.

SAKADEVAN, K.; BAVOR, H.J. Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands and sustainable water management. **Water Science Technology**, v.40, n.2, p.121-128, 1999.

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

SCNEIDER, I. A. H.; RUBIO, J. **Planta aquáticas: adsorventes naturais para a melhoria da qualidade das águas.** XIX Prêmio Jovem Cientista – 2003 – Água: Fonte de Vida, 16p.

SANTOS, T. G.; ROSSA-FERES, D. C.; CASATTI, L. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. **Iheringia: Série Zoologia**, v. 97, n. 1, p. 37, 2007.

SEQUINATTO, L.; LEVIEN, R.; TREIN, C. R.; MAZURANA, M.; MULLER, J. Qualidade de um Argissolo submetido a práticas de manejo recuperadoras de sua estrutura física. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.**, Campina Grande, v. 18, n. 3, mar. 2014.

SILVA, A. F. Cruz, C.; Neto, A.N.; Pitelli, R.A. Ecotoxicity of herbicides for the aquatic macrophyte (*Azolla caroliniana*). **Planta Daninha**, v. 30, n. 3, p. 541-546, 2012.

SILVA, E. T.; MELO, W. J.; TEIXEIRA, S. T. Chemical attributes of a degraded soil after application of water treatment sludges. **Sci. agric.**, Piracicaba, v.62, no.6, p.559-563, 2005.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 91-132, 2007.

SILVA NETO, M. A.; VILLWOCK, R.; SCHEER, S.; STEINER, M. T. A.; DYMINSKI, A. S. Visual data mining techniques applied for the analysis of data collected at Itaipu power plant. **Gestão & Produção**, v. 17, n. 4, p. 721-734, 2010.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FÁVERO, E. G. P.; BRAGA, FM de S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floating plant. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 4A, p. 713-723, 2002.

SOUSA, J. T.; HAANDEL.; A. C. V.; COSENTINO, P. R. S. C.; GUIMARÃES, A. V. A. G. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas "wetlands" construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.

TERRA, M. A.; Negrisoli, E.; Carbonari C.A.; Cardoso, L.R.; Martins, D.. Controle químico de plantas aquáticas: Polygonum lapathifolium. **Planta daninha**, v. 21, 2003.

THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, v. 20, n. 1, p. 21-33, 2002.

YANG, Y. YE Z, LIU B, ZENG X, FU S, LU B. Nitrogen enrichment in runoff sediments as affected by soil texture in Beijing mountain area. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 2, p. 971-978, 2014.