

Tolerância da *Pistia Stratiotes* e *Eichhornia Crassipes* ao lixiviado gerado em aterro sanitário**Tolerance of *Pistia Stratiotes* and *Eichhornia Crassipes* to leachate generated in landfill**

DOI:10.34117/bjdv6n3-389

Recebimento dos originais: 17/02/2020

Aceitação para publicação: 25/03/2020

Elaine Cristina de Souza Kurscheidt

Engenheira Ambiental e Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC/PR). Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UFPR).

Hospital Santa Casa de Misericórdia de Curitiba

Endereço: Rua Terezina, 502 – casa 02, Bairro Cajuru - Curitiba, Paraná, CEP: 82.920-270

E-mail: elainek@onda.com.br

Selma Aparecida Cubas

Engenheira Civil pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC – PR). Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo (EESC – USP). Professora Adjunta da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Setor de Tecnologia - Departamento de Hidráulica e Saneamento (DHS), Programa de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental na Universidade Federal do Paraná (PPGERHA). Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Endereço: Av. Cel. Francisco H. dos Santos, s/n, Bairro Jardim das Américas - Curitiba, Paraná, CEP: 81531-990 - Caixa-postal: 19011

E-mail: selmacubas.dhs@ufpr.br

Miguel Mansur Aisse

Professor do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA) da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC, USP). Doutor em Engenharia Civil pela Escola Politécnica (USP). Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Endereço: Av. Cel. Francisco H. dos Santos, s/n, Bairro Jardim das Américas - Curitiba, Paraná, CEP: 81531-990 - Caixa-postal: 19011

E-mail: Miguel.dhs@ufpr.br

Leila Teresinha Maranhão

Professora Titular do Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental e do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Positivo (UP). Bióloga pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC-PR). Mestre em Botânica e Doutora em Ciências Florestais pela Universidade Federal do Paraná (UFPR).

Universidade Positivo (UP)

Endereço: Prof. Pedro Viriato Parigot de Souza, 5300, Bairro Campo Comprido - Curitiba, Paraná, CEP: 81820-330

E-mail: maranhao@up.com.br

RESUMO

A eficiência de tratamento do lixiviado, gerado em aterro sanitário, com plantas aquáticas (macrófitas) está relacionada com o limite de tolerância das plantas, em relação ao poluente. O objetivo desse estudo foi avaliar a tolerância das macrófitas aquáticas flutuantes *Pistia stratiotes* (alface-d'água) e *Eichhornia crassipes* (aguapé), utilizadas em pós-tratamento do lixiviado. O experimento foi conduzido em casa de vegetação durante 30 dias e, sendo utilizados 15 aquários com avaliação em diluição seriada do lixiviado de 0% a 20%, como substrato. As análises físico-químicas iniciais, medidas como DQO, DBO₅, NT e P, podem indicar contaminantes interferentes no desenvolvimento das macrófitas. A *E. crassipes* apresentou tolerância nas menores concentrações, sendo baixo o índice de sobrevivência no FD=4 (20%). A *P. stratiotes* apresentou maior sensibilidade no controle (0%), preenchido com água destilada. A produção de biomassa do *E. crassipes* apresentou os melhores resultados em relação à *P. stratiotes*, com perda de 90% e 29% de água. Os resultados demonstram que, mesmo nas pequenas concentrações, os poluentes do lixiviado passam a ser fitotóxicos as espécies estudadas, comprometendo seu desenvolvimento.

Palavras-chave: Macrófitas Aquáticas, Tolerância das macrófitas, Tratamento de lixiviado.

ABSTRACT

The efficiency of treatment of leachate, generated in sanitary landfill, with aquatic plants (macrophytes) is related to the limit of tolerance of plants to the pollutant. The objective of this study was to evaluate the tolerance of the floating aquatic macrophytes *Pistia stratiotes* (water lettuce) and *Eichhornia crassipes* (water hyacinth) used in post-treatment of the leachate. The experiment was conducted in a greenhouse for 30 days and, 15 aquariums with evaluation in serial dilution of 0% to 20% leachate as substrate were used. The initial physical-chemical analyzes, measured as COD, BOD₅, NT and P, are considered interfering contaminants in the development of macrophytes. *E. crassipes* presented tolerance at the lowest concentrations, with a low survival rate in DF = 4 (20%). *P. stratiotes* presented higher sensitivity in the control (0%), filled with distilled water. The biomass production of *E. crassipes* presented the best results in relation to *P. stratiotes*, with water loss of 90% and 29%. The results show that, even in small concentrations, leachate pollutants become phytotoxic to the studied species, compromising their development.

Keywords: Aquatic Macrophytes, Macrophyte Tolerance, Leachate Treatment.

1 INTRODUÇÃO

A decomposição biológica dos resíduos dispostos no aterro sanitário governa a produção de gás e lixiviado. O lixiviado, líquido de cor escura, resultante do processo de degradação de resíduos sólidos, com alto teor de contaminantes e com características que variam em função da composição dos materiais depositados, do tempo de operação e da forma de aterramento adotada no aterro, bem como da precipitação e das formas de drenagem. Torna-se um contaminante cuja tecnologia de tratamento empregada pode se tornar complexa e necessitar de sistemas de tratamento que envolvam processos combinados como físico-químicos e biológicos. Um processo biológico que

vem sendo aplicado, principalmente, como pós-tratamento de lixiviados em aterros sanitários, é a fitorremediação com macrófitas aquáticas por meio de sistemas wetlands construídos.

A fitorremediação pode ser empregada como agentes de despoluição e descontaminação dos solos e água com substância de origem orgânica e inorgânica como, por exemplo, os hidrocarbonetos, nitrogenados e metais (Dinardi *et al.*, 2003; Pires *et al.*, 2003; Oliveira *et al.*, 2007). E no tratamento de água residuárias, o processo de fitorremediação é aplicada por meio de tecnologias de engenharia adaptadas dos ambientes naturais denominadas Wetlands.

Segundo Dotro *et al.*, (2015) wetlands são tecnologias naturais de tratamento que tratam diferentes tipos de águas residuárias, de forma eficiente, e foram adaptadas nos projetos de engenharias com objetivo de otimizar processos encontrados em ambientes naturais, uma vez que representam sistemas sustentáveis de tratamento. Quando comparadas com outras tecnologias de tratamento requerem custo de implantação e manutenção mais reduzidas e operação simplificada, sendo uma tecnologia que poderá ser aplicada nas diferentes fases de tratamento: primário, secundário ou terciário (Dotro *et al.*, 2017).

As macrófitas são vegetais que incluem desde as macroalgas até as angiospermas e desempenham papel importante no tratamento de águas residuárias, favorecendo a degradação dos compostos orgânicos (ESTEVES, 1998). Tem como principal objetivo, de acordo com Valentim (2003); Philippi e Sezerino (2004), reciclar a matéria orgânica e os nutrientes. Transferem o oxigênio ao sistema por meio rizosfera, que também são utilizados com suporte para os microrganismos aeróbios (CUNHA, 2006). As macrófitas são divididas em função da sua forma biológica em: emersas, submersas enraizadas, submersas livres, flutuantes e com folhas flutuantes. As macrófitas flutuantes se desenvolvem livremente no espelho d'água, sendo que no Brasil se destacam a *Pistia stratiotes* (alface-d'água) e *Eichhornia crassipes* (aguapé), segundo Esteves (1998).

A *Pistia stratiotes* L. é da família Araceae, e apresenta tamanho variado de acordo com o ambiente. Segundo Lorenzi (2008), é uma planta flutuante, herbácea, acaule, estolonífera, muito variável, de até 25 cm de diâmetro e originária da América Tropical. Segundo Bini e Thomaz (2003), a *Pistia stratiotes* apresenta espaços intracelulares que chegam a ocupar até 71% do volume da planta.

A *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (aguapé) pertence à família Pontederiaceae e é considerada uma das espécies mais importantes como planta invasora, devido à sua capacidade de reprodução e crescimento (SWARBRICK, 1981). Segundo Neves, Foloni e Petrelli (2002), estas plantas não encontram inimigos naturais ou predadores eficazes em seu habitat e tem suas expansões facilmente aumentadas, sendo que altas densidades comprometem o ecossistema

aquático, causando redução do fluxo de água em canais e rios, dificuldade para navegação e pesca, abrigo para organismos vetores de doenças para o homem e animais, além de redução da concentração de oxigênio dissolvido.

Apesar da grande capacidade de sobrevivência, as macrófitas aquáticas apresentam limites de tolerância de acordo com as características da água residuária, principalmente se apresentar elevadas concentrações de fósforo, amônio, metais pesados, entre outros. Segundo Britto e Kronzucker (2002), a toxicidade do amônio nas plantas aparece em concentrações acima de 0,1 a 0,5 mmol.L⁻¹ de NH₄.

Conforme Marques *et al.* (2000), as plantas tolerantes aos metais podem desenvolver mecanismos como: alterações do metabolismo celular e das estruturas de membranas e permeabilidade; ligações de metais nas paredes celulares; translocação para folhas mais velhas; exsudação de substâncias contendo metais quelatados; o acúmulo nos tricomas; restrição de transporte para a parte aérea; ativação de bombas transportadoras de íons metálicos para os vacúolos e produção de compostos intracelulares sequestradores de metal.

A temperatura também é um dos fatores que determinam a velocidade dos processos metabólicos nas plantas (BERRY; BJÖRKMAN, 1980). A temperatura elevada favorece a produção primária, por acelerar as reações, além de ser considerada uma variável importante no controle do crescimento e da atividade fotossintética das macrófitas aquáticas (GENEVIÈRE *et al.*, 1997; CAMARGO *et al.*, 2003). As macrófitas requerem nutrientes disponibilizados pelos poluentes, mas ao ultrapassar os limites de tolerância de cada espécie, seu desenvolvimento é comprometido (LARCHER, 2000).

Apesar da importância da avaliação do limite de tolerância da macrófita a diferentes compostos presentes nas águas residuárias, tratadas em sistemas de fitorremediação por meio de wetlands construídos, os estudos ainda são incipientes, focando apenas na eficiência de remoção do sistema.

Preussler (2008) analisou a eficiência da área alagável natural do pós-tratamento do chorume do Aterro Sanitário de Guaratuba (PR, Brasil) para remoção da matéria orgânica, nitrogênio, fosfato e metais pesados. As macrófitas estudadas no sistema foram *Typha domingensis* Pers., *Hedychium coronarium* J. König e *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf. A remoção média de eficiência do tratamento foi 85% para DBO₅, 81% de DQO, 83% de Nitrogênio Amoniacal, e 100% para Fosfato. A eficiência total de remoção de Zn ao longo do tratamento variou de 62% a 89%. As plantas não apresentaram toxicidade em relação aos metais presentes, pois o chorume apresentou baixa concentração de Zn e P, não apresentam risco ambiental em relação aos metais Zn e Pb.

Sales Filho (2014) utilizou o sistema wetland vegetadas com a macrófita Taboa (*Typha domingensis*), em escala de bancada, como pós-tratamento de efluente biodigestor de resíduos sólidos orgânicos, e avaliou a toxicidade das plantas ao efluente e a remoção de matéria orgânica pelo sistema. Para tanto verificou a toxicidade para o efluente bruto e efluente diluído em água a 50%, 25 % e 12,5%. O efluente não diluído (bruto) e diluído em água a 50% provocou a morte de todas as plantas em apenas duas semanas de irrigação. As plantas irrigadas com o efluente a 25% sobreviveram às 06 semanas de tratamento, mas apresentaram diminuição do crescimento. O efluente na concentração de 12,5% promoveu o crescimento das plantas nas 6 semanas de irrigação, embora essa ainda não seja a melhor diluição. As remoções da DQO, de NTK e de N-NH₄⁺ nas wetlands irrigadas com o efluente a 12,5% e a 25% foram bem semelhantes evidenciando a baixa contribuição do sistema radicular das plantas e do biofilme ainda em formação, indicando apenas uma retenção física da matéria orgânica e de íons no substrato.

Preussler, Mahler e Maranhão (2015) avaliaram a eficiência de tratamento em três *Wetlands* naturais, ao longo do período 2 anos, usando as macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* L. , *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. , *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms e *Alternanthera philoxeroides* (Mart.), que ocorrem naturalmente no Aterro Sanitário de Curitiba, para o pós-tratamento do lixiviado. Os sistemas naturais tiveram uma eficiência média na remoção de DBO₅, DQO, N-amoniaco, N-total e fósforo de 75%, 63%, 84%, 89% e 70%, respectivamente. Além da avaliação da concentração de metais pesados (cobre, zinco, cromo, níquel, cádmio e chumbo), apenas nas espécies *E. crassipes* e *E. polystachya* com maior acúmulo dos metais cádmio e chumbo na biomassa, comprovando melhor performance de fitoextração nas espécies. Os resultados mostram que esta é uma alternativa viável, que pode ser associada como formas de tratamento convencional de lixiviados.

Rodrigues *et al.* (2016) avaliaram os mecanismos de respostas das plantas Aguapé (*Eichhornia crassipes*), Orelha de onça (*Savínia minimos*), Musgo d'água (*Azolla caroliniana*) e a Alface-d'água (*Pistia stratiotes*) à poluição por metais pesados visando a possibilidade de uso de macrófitas para remediação de ambientes aquáticos contaminados. Foi possível concluir que “para tolerar e sobreviver ao ambiente estressante essas plantas apresentam diferentes mecanismos fisiológicos, intra e extracelulares, que permitem o seu bom desenvolvimento mesmo em condições hostis. Muitos estudos têm demonstrado a possibilidade de uso dessas macrófitas, principalmente Aguapé (*Eichhornia crassipes*), Orelha de onça (*Savínia minimos*) e Musgo d'água (*Azolla caroliniana*), em estratégias de descontaminação de corpos hídricos contaminados com metais pesados, pois acumulam concentrações elevadas de metais pesados em seus tecidos. Por outro lado, macrófitas como a Alface-d'água (*Pistia stratiotes*) ainda necessitam ser melhor estudadas,

podendo ser também promissora na descontaminação de reservatórios aquáticos contaminados por esses elementos” (Rodrigues *et al.*, 2016).

2 MATERIAL E MÉTODOS

Foi utilizado lixiviado proveniente do Aterro Sanitário de Curitiba (Aterro da Caximba), localizado em Curitiba (PR, Brasil), coletado após tratamento convencional. Este aterro operou durante 21 anos e encerrou suas atividades em novembro de 2010. Neste período recebeu resíduos de Curitiba e mais 17 cidades da Região Metropolitana. Está localizado na região Sul do Município de Curitiba e apresenta área de 237.000 m² destinada para a disposição dos resíduos.

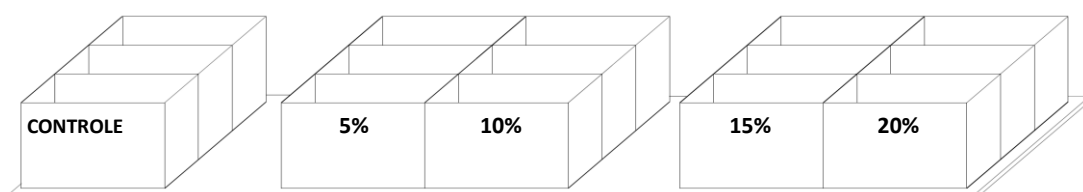
2.1 TOLERÂNCIA DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS A DIFERENTES DILUIÇÕES DE LIXIVIADO

Foram estabelecidos cinco tratamentos, em triplicata, em aquários de vidro, com dimensões de 0,243 x 0,394 x 0,494 m e volume útil de 47,29 L cada, totalizando 15 aquários. Os aquários foram envoltos com papel alumínio, com o objetivo de impedir a incidência de luminosidade e sua interferência sobre a degradação natural de compostos presentes no lixiviado. A Figura 1 representa distribuição dos aquários (cinco tratamentos).

2.2 MACRÓFITAS AQUÁTICAS TESTADAS

As macrófitas flutuantes utilizadas foram determinadas após o levantamento fitossociológico, realizado na área do Aterro Sanitário de Curitiba, por Preussler *et al.* (2014). Nesse levantamento as espécies flutuantes *Pistia stratiotes* (alface-d’água) e *Eichhornia crassipes* (aguapé) foram as que apresentaram maiores áreas de cobertura. Para o estabelecimento dos experimentos foram coletadas 6 plantas de *E. crassipes* e 10 plantas de *P. stratiotes* para cada aquário, totalizando 90 e 150 plantas, respectivamente. Considerou-se esta diferença para cada espécie devido ao tamanho das plantas e, principalmente, pelo espaço disponível em cada aquário para o crescimento e desenvolvimento das mesmas.

Figura 1 - Esquema que representa a distribuição dos cinco diferentes tratamentos para avaliar a tolerância das macrófitas aquáticas a diferentes diluições de lixiviado



Fonte: A Autora, 2020

2.3 ESTABELECIMENTO DOS EXPERIMENTOS

Para determinação do fator de diluição ideal, o estudo da tolerância com macrófitas ocorreu em diferentes momentos. Primeiramente, durante cinco dias de experimentação, foi realizada a análise da tolerância para ambas as macrófitas flutuantes com 20 plantas de cada espécie, com diluição de 50%, totalizando 20 litros em cada aquário (10 L de lixiviado + 10 L água da rede de abastecimento).

Posteriormente, foram definidos novos fatores de diluição: para a macrófita *Pistia stratiotes*, por um período de 11 dias, considerou-se o controle (água destilada) (0%); FD=3 (25%); FD=1 (50%); FD=0,33 (75%); 100% de lixiviado. Em outra tentativa foram determinadas novas diluições: controle (água destilada) (0%), FD=19 (5%), FD=9 (10%), FD=5,6 (15%) e FD=4 (20%). As relações de água destilada/lixiviado utilizadas foram: controle 20:0; (5%) 19:1; (10%) 18:2; (15%) 17:3 e (20%) 16:4, com volume final de 20 L em cada aquário de efluente. O período experimental, realizado em casa de vegetação, foi de 30 dias, para cada macrófita, com temperatura média do lixiviado de 23,5 °C.

2.4 PARÂMETROS AVALIADOS

Os parâmetros avaliados durante todo o período experimental estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros avaliados durante período experimental para avaliar a tolerância das macrófitas aquáticas a diferentes diluições de lixiviado

Parâmetros	Descrição
Variáveis Físicas e Químicas	pH, Oxigênio Dissolvido (OD), Condutividade Elétrica (CE) e Temperatura do líquido.
Determinação da concentração do lixiviado	Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅), Nitrogênio Total (NT) e Fósforo (P), determinadas seguindo metodologia do <i>Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> (APHA, 2005).
Índice de Sobrevivência (IS)	Índice de sobrevivência, crescimento e desenvolvimento das plantas, bem como sintomas visíveis de injúria. A quantificação do número de plantas no término de cada ensaio permitiu mensurar o índice de sobrevivência (IS) das mesmas.
Análise da Biomassa	Metodologia proposta por Silva <i>et al.</i> (2007), modificada. Após o período de exposição, fez-se a retirada das plantas de cada aquário e determinou-se a biomassa fresca. Após as plantas foram secas em estufa a, aproximadamente, 80°C até estabilização da massa. Posteriormente, foi feito o cálculo para determinação da biomassa.

Fonte: A Autora, 2020

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

As concentrações do lixiviado, que interessam ao desenvolvimento das macrófitas, medidas em termo de DQO, DBO₅, NT e P, foram respectivamente 1.138 mgO₂/L, 542 mgO₂/L, 895 mg/L e

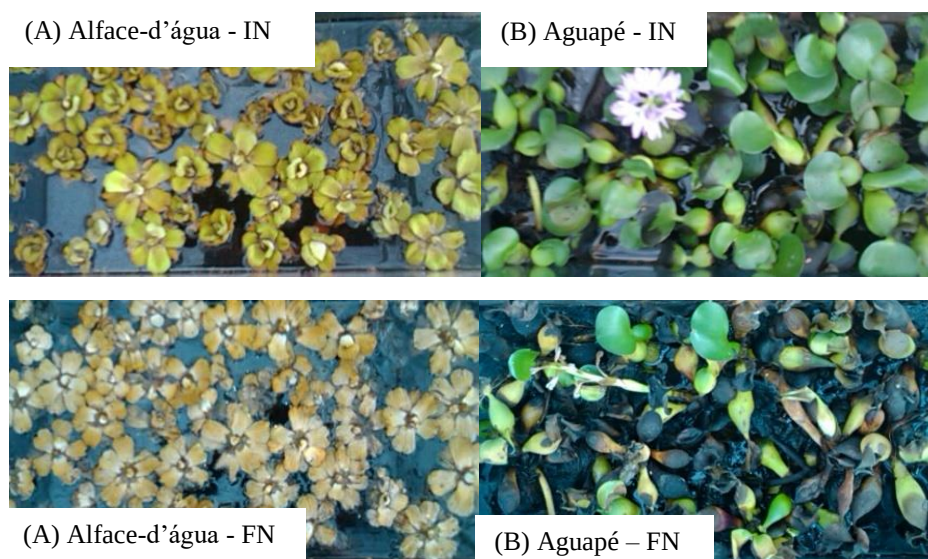
o fósforo ficou menor que o limite de detecção ($<LD$). Estes valores facilitam a compreensão do comportamento das plantas.

A avaliação da tolerância de *E. crassipes* (aquapé) e *P. stratiotes* (alface-d'água) ao lixiviado é o primeiro aspecto a ser considerado para uso das plantas na fitorremediação, considerando, para tanto, o fator de diluição (FD).

3.2 FATOR DE DILUIÇÃO (FD)

Primeiro: quando expostas ao lixiviado com $FD=1$ (50%) constatou-se que *E. crassipes* e *P. stratiotes*, em apenas cinco dias, exibiram índice de sobrevivência (IS) de 0%. A Figura 2 (A e B) ilustra o aspecto da *P. stratiotes* (alface-d'água) e da *E. crassipes* (aguapé) no início (IN) e final (FN) do experimento, respectivamente, após cinco dias de exposição ao lixiviado.

Figura 2: Avaliação preliminar da tolerância das macrófitas livres flutuantes *E. crassipes* (aguapé) e *P. stratiotes* (alface-d'água) ao lixiviado



Fonte: A Autora, 2020

Segundo: nas outras diluições, durante um período de 11 dias, foi analisada apenas a *P. stratiotes*, por apresentar maior sensibilidade ao contaminante, em que novos fatores de diluição foram utilizados: controle (água destilada) (0%); $FD=3$ (25%); $FD=1$ (50%); $FD=0,33$ (75%); 100% de lixiviado.

Quanto às variáveis de pH, OD e Condutividade observou-se um aumento do pH no $FD=3$ ($D=25\%$); $FD=1$ ($D=50\%$); $FD=0,33$ ($D=75\%$) e no lixiviado bruto (100%) quando comparado ao controle (0%), alcançando valores médios 8,46; 8,49; 8,51; 8,52 e 7,20, respectivamente. A condutividade alcançou valores médios de 4110; 7550; 11040 e 14823 e 40,12 $\mu S.cm^{-1}$. Os valores

do oxigênio dissolvido apresentaram redução gradativa ao longo do tempo com 5,37 mg.L⁻¹ de O₂ no controle e nas demais diluições 0,48; 0,29; 0,26 e 0,25 (mg.L⁻¹ de O₂).

Nas unidades experimentais a concentração de oxigênio do lixiviado é influenciada pela temperatura, sais dissolvidos, atividades biológicas e meio suporte. Já a condutividade indica a concentração de poluentes e os principais íons que influenciam são chamados de macronutrientes (MAINE, 2007; MARTINS *et al.*, 2007).

A *P. stratiotes* mostrou-se sensível em elevadas concentrações a partir dos FD=1 (50%); FD=0,33 (75%) e 100% de lixiviado, com a morte das plantas ocorrendo no terceiro dia do experimento. No FD=3 (25%) as plantas demonstraram maior tolerância, apresentando sintomas apenas ao final do quinto dia e no caso do controle, embora tenham apresentado clorose nas folhas e pouco desenvolvimento vegetativo, não foram observadas mortes. Observou-se em cinco dias, um índice de sobrevivência (IS) de 0%. A Tabela 2 apresenta o número de plantas nos diferentes fatores de diluição após 5 dias.

Tabela 2 - Quantidade de plantas de *P. stratiotes* tolerantes em função dos fatores de diluição realizados no estudo preliminar.

Estudo Preliminar de Tolerância com Lixiviado					
Dias	Controle	FD = 3	FD = 1	FD = 0,33	Lixiviado Bruto
	Diluição = 0%	25%	50%	75%	100%
1	30*	30	30	30	30
2	30	7**	7**	7**	7**
3	30	4	0	0	0
4	30	2	0	0	0
5	30	0	0	0	0

Nota: 30 unid.; * Quantidade total de plantas colocadas nos fatores de diluição;
 ** Sobrevivência das plantas ao longo do experimento (und).

Fonte: A Autora, 2020

Diante desses resultados ficou estabelecido que, para o estabelecimento dos experimentos para avaliar a tolerância, o uso dos seguintes fatores de diluição: controle (água destilada) (0%); FD=19 (5%); FD=9 (10%); FD=5,6 (15%) e FD=4 (20%).

3.3 COMPORTAMENTO DAS VARIÁVEIS ANALISADAS NAS UNIDADES EXPERIMENTAIS

A Figura 3 (A, B, C e D) apresenta o comportamento do pH e OD empregando diferentes fatores de diluição do lixiviado com *P. stratiotes* e *E. crassipes* em função do (t).

Na *E. crassipes*, dentre as variáveis medidas, o OD foi o que apresentou maior variação, principalmente, no FD=19 (5%) com queda gradativa ao longo do tempo, mas similar nas demais

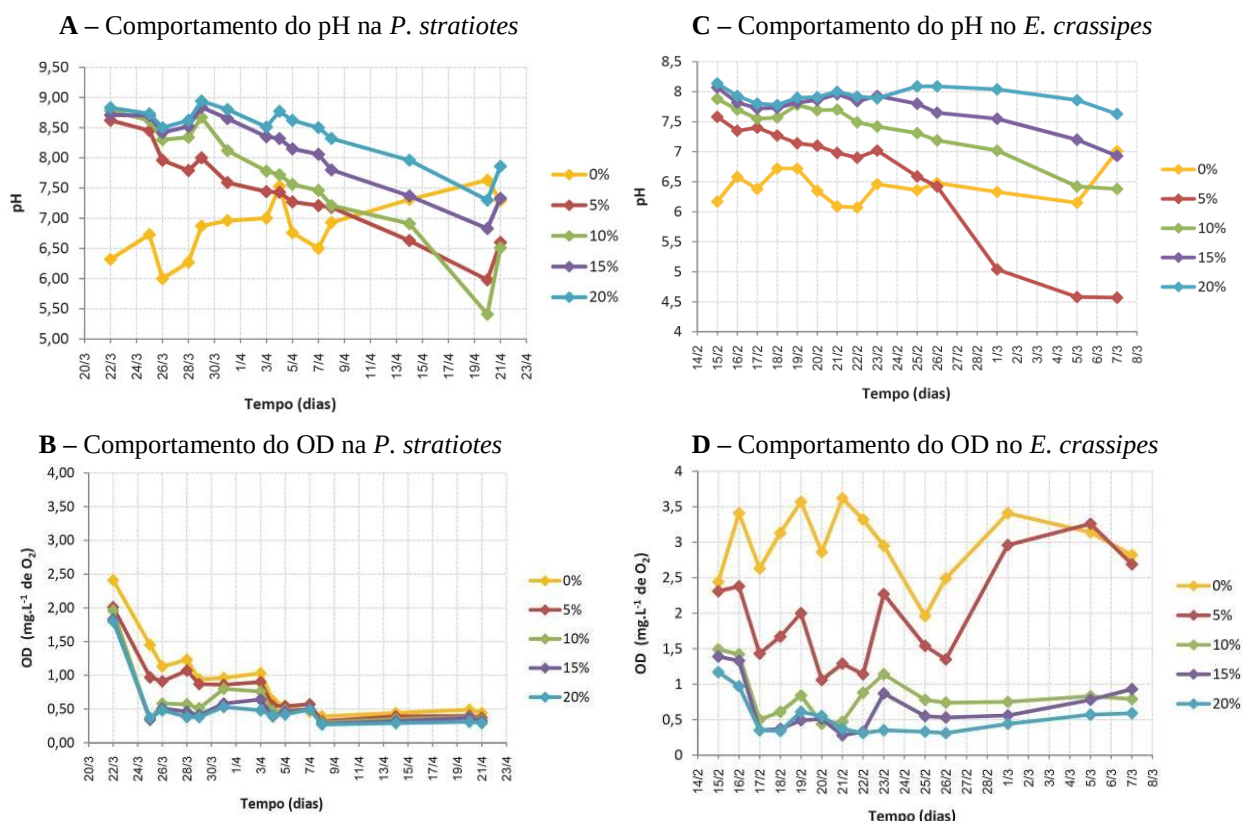
diluições. Com *P. stratiotes* o OD teve similaridade em todos as diluições. O pH sofreu maior variação durante o período experimental com *P. stratiotes*, passou de alcalino para ácido nos FD=19 (5%) e FD=9 (10%) e permaneceu próximo ao neutro no controle (0%), FD=5,6 (15%) e FD=4 (20%). Já com *E. crassipes* apresentou pequenas variações, passando do alcalino para o ácido, nos FD=9 (10%); FD=5,6 (15%); FD=4 (20%).

Observou-se nos primeiros dias do tratamento a redução de OD e o aumento dos valores de pH. Este comportamento, segundo Lima (2008) pode ser explicado pela formação da amônia através do processo de amonificação, sendo este o passo inicial da degradação aeróbia de compostos orgânicos nitrogenados.

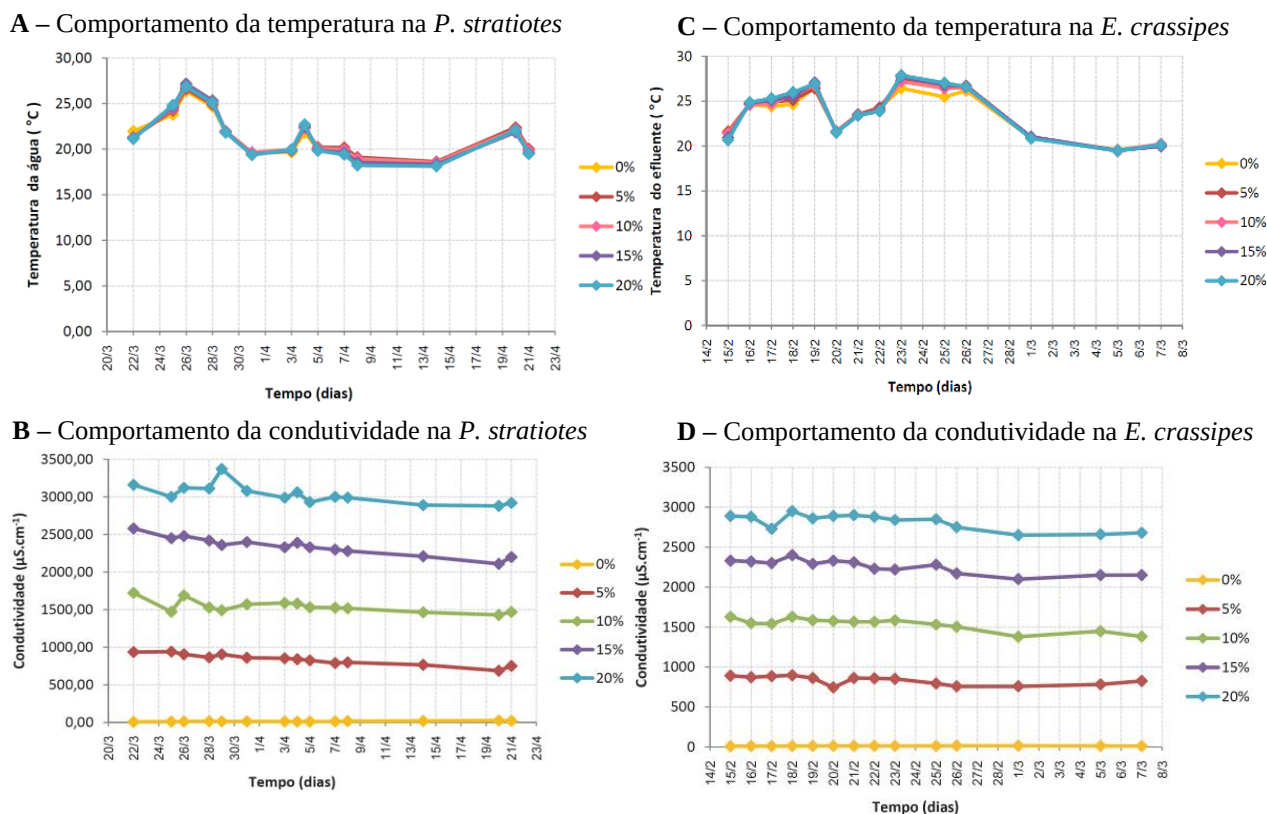
A Figura 4 (A, B, C e D) apresenta o comportamento da temperatura e condutividade empregando diferentes fatores de diluição do lixiviado com *P. stratiotes* e *E. crassipes* em função do (t).

As temperaturas obtidas neste experimento ficaram entre 19,4 e 27,8 °C, cerca de 63% dos casos permaneceram inferiores à faixa ideal para o *E. crassipes*. Para Pedralli (1996), a temperatura ideal para o desenvolvimento do aguapé está entre 21 °C e 31 °C. Com a *P. stratiotes* foi de 21°C, em estudo sobre a expansão e a sobrevivência desta espécie a temperatura favorável ao seu crescimento, em um riacho termal da Eslovênia, varia de (24 a 28 °C) (ŠAJNA *et al.*, 2007). Este parâmetro pode ter influenciado no baixo desenvolvimento vegetativo das plantas.

Figura 3: Comportamento do pH e OD empregando diferentes fatores de diluição em função do tempo (t)



Fonte: A Autora, 2020

Figura 4: Temperatura e Condutividade do efluente empregando diferentes fatores de diluição do lixiviado com *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* em função do tempo (t)

Fonte: A Autora, 2020

Sabe-se que a temperatura da água pode influenciar no desenvolvimento das macrófitas, no controle das reações químicas e nos processos biológicos. De modo geral, altas temperaturas favorecem o desenvolvimento das macrófitas aquáticas por acelerarem as reações químicas metabólicas das mesmas (CARR *et al.*, 1997; TREVISOL *et al.*, 2014).

Embora a temperatura seja determinante nos processos metabólicos, a presença de macrófitas reduz a temperatura devido ao sombreamento da superfície e menor absorção de raios solares pela água (MARTINS; PITELLI 2005). Para as macrófitas estudadas ocorreram poucas variações nas temperaturas, possivelmente em função do sistema estar envolvido com papel alumínio para manter o conteúdo isento da intensidade luminosa (KURSCHEIDT, 2011; KURSCHEIDT *et al.*, 2013).

A condutividade reflete a concentração de íons dissolvidos. No lixiviado, meio onde o aguapé se desenvolveu, apresentou maior condutividade média no FD=4 (20%) ($2.815 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$), alcançando menor valor no controle (0%) ($12,01 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$). Para Martins e Pitelli (2005), o aumento da condutividade decorre da liberação de nutrientes durante o processo de decomposição das plantas, observadas nas maiores concentrações de lixiviado.

As concentrações dos principais poluentes analisados nos diferentes FD foram definidas a partir da concentração inicial no lixiviado em termo de DQO, DBO₅, NT e P. Tabela 3 apresenta as concentrações dos poluentes nos diferentes tratamentos, em função da concentração inicial do lixiviado, nas unidades experimentais com *P. stratiotes* e *E. crassipes*, exceto para o controle que possui água destilada.

Tabela 3: Concentrações dos parâmetros analisados nos diferentes tratamentos em função da concentração inicial do lixiviado nos experimentos com *P. stratiotes* (P**) e *E. crassipes* (E**).

Parâmetros		Lixiviado Bruto		FD=19		FD=9		FD=5,6		FD=4	
				5%		10%		15%		20%	
		P**	E**	P	E	P	E	P	E	P	E
DQO*		2207	1815	110	90,7	221	181,5	331	272,2	441	363
DBO ₅		303	57	15	2,8	30	5,7	45	8,5	61	11,4
NT		1068	1932	53	96,6	107	193,2	160	290	214	386,4
P		< LD	67	-	3,3	-	6,7	-	10	-	13,4
Volume	Lixiviado	-	-	1	1	2	2	3	3	4	4
	Água destilada	-	-	19	19	18	18	17	17	16	16
	Total (L)	-	-	20	20	20	20	20	20	20	20

Nota: Todos os valores em $\text{mg}.\text{L}^{-1}$, Lixiviado e água destilada estão em litros (L); P**: *P.stratitotes*; E**: *E. crassipes*
Fonte: A Autora, 2020

Elevadas concentrações de nitrogênio podem ser prejudiciais ao sistema com macrófitas. Segundo Valentim (2003), altas concentrações de nitrogênio no efluente final, estão relacionadas ao baixo teor de oxigênio liberado por elas o que não favorece a sua oxidação.

A Tabela 4 apresenta o índice de sobrevivência das plantas de *P. stratiotes* e *E. crassipes* em função dos FD no início e ao final 30 dias.

Tabela 4: Índice de sobrevivência *P. stratiotes* (P**) e *E. crassipes* (E**) em função dos fatores de diluição no início e ao final de 30 dias.

Dias	Controle		FD=19		FD=9		FD=5,6		FD=4	
	0%		5%		10%		15%		20%	
	P**	E**	P	E	P	E	P	E	P	E
1	10*	18*	10	18	10	18	10	18	10	18
30	± 12	17	> 20	17	> 20	18	> 20	17	> 20	10

Nota: * Sobrevivência das plantas ao longo do experimento (unidade); P**: *P. stratiotes*; E**: *E. crassipes*.

Fonte: A Autora, 2020

O comportamento das macrófitas ocorreu de diferentes formas e variou de acordo com a diluição. *E. crassipes* apresentou maior sensibilidade no FD=4 (20%) e das 18 plantas empregadas sobreviveram apenas 10. Com a *P. stratiotes* apresentou sensibilidade no controle (0%), ou seja, das 30 plantas, cerca de 50% demonstraram clorose nas folhas e reduzido desenvolvimento. Nas demais diluições a *E. crassipes* respondeu com maior tolerância, com a morte de apenas uma planta no controle, no FD=19 (5%) e no FD=5,6 (15%). Na *P. stratiotes* apresentou bom desenvolvimento nos FD=19 (5%), FD=9 (10%), FD=5,6 (15%) e FD=4 (20%) não foram registradas mortes, mas brotamento intenso. Este comportamento também foi observado no aterro sanitário com as mesmas espécies de macrófitas (PREUSSLER *et al.*, 2015).

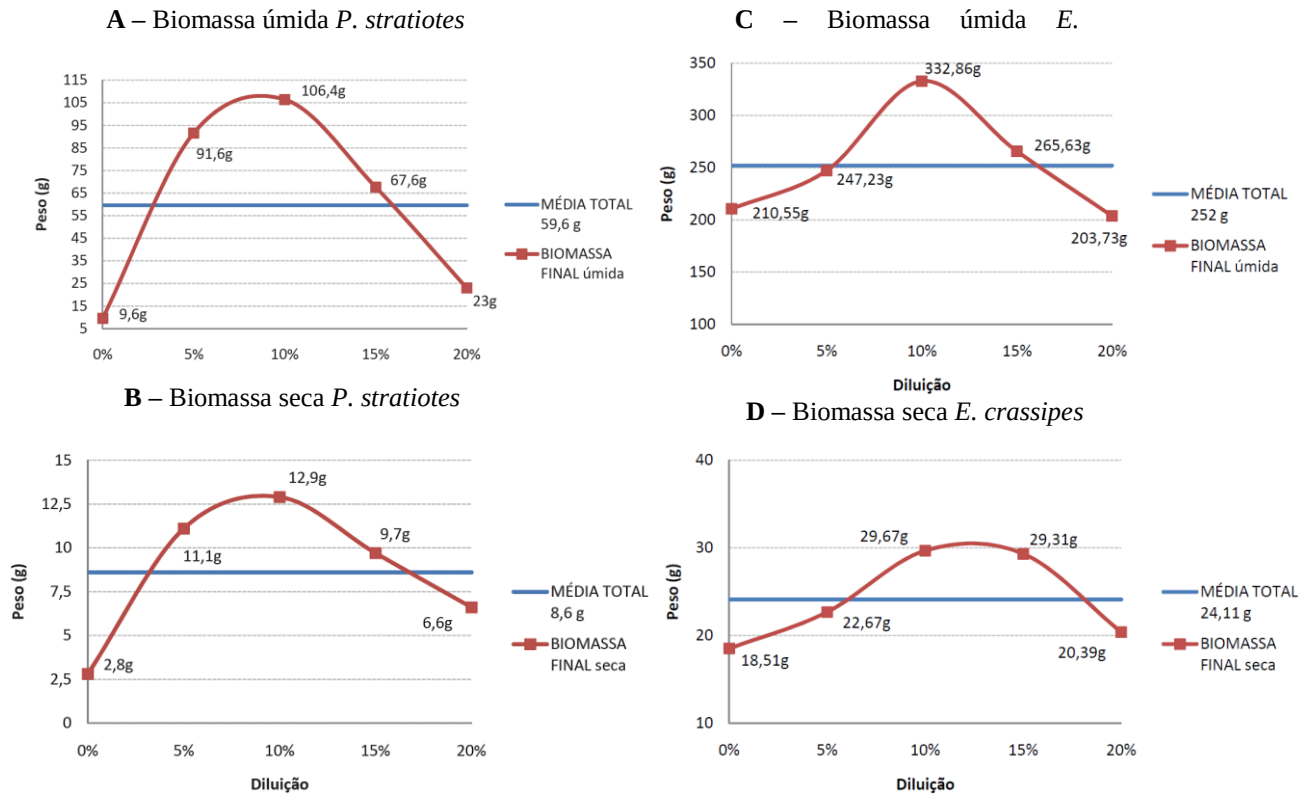
3.4 ANÁLISE DE BIOMASSA

Estudos com macrófitas demonstram que a produtividade primária, quantidade de biomassa, está diretamente relacionada à temperatura, à luminosidade e com à disponibilidade de nutrientes (MENENDEZ e PEÑUELAS, 1993; MENENDEZ e SANCHEZ, 1998; CAMARGO *et al.*, 2003).

Na *E. crassipes* a biomassa inicial foi de 210,55 g *in natura* e após a secagem 18,51 g, perda de água de 91%, quando comparada a biomassa seca. A média total de biomassa neste estudo, em todos os fatores de diluição, foi de 252 g para biomassa úmida e após secagem chegou a 24,11 g, com perda de 90,4% de água. Para *P. stratiotes* a biomassa inicial foi de 9,6 g *in natura* e após a secagem foi 2,8 g, perda de água de 29%, quando comparada a biomassa seca. A média total de biomassa foi de 59,6 g para biomassa úmida e 8,6 g após a secagem, perda de 14% de água. A

Figura 5 (A, B, C e D) apresenta a variabilidade da biomassa após 30 dias de experimentação, em comparação com a média encontrada.

Figura 5: Variabilidade da biomassa final após 30 dias de experimentação com *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*



Fonte: A Autora, 2020

O maior crescimento de *E. crassipes* foi observado no FD=9 (10%) e FD=5,6 (15%) proporcionando maior capacidade de assimilação e de estocagem de nutrientes dissolvidos na água. Para *P. stratiotes* o maior crescimento foi observado nos FD=19 (5%), FD=9 (10%) e FD=5,6 (15%) proporcionando maior capacidade de assimilação e de estocagem de nutrientes dissolvidos na água. Segundo Marcondes *et al.* (2003) e Lopes-Ferreira (2000), o aguapé apresenta alta taxa de biomassa, porém na *P. stratiotes* esta taxa é menor em função de seu porte e distribuição nos sistemas.

No Brasil há relatos de proliferação de macrófitas aquática causando prejuízos em diversos ecossistemas aquáticos. O conhecimento das condições ambientais favoráveis a esta proliferação possibilita realizar ações de controle. A avaliação da produção de biomassa é fundamental para o manejo vegetal e para manter os sistemas eficientes (MARCONDES *et al.*, 2003; LOPES-FERREIRA, 2000).

4 CONCLUSÕES

A macrófita mais sensível foi a *Pistia stratiotes* (alface-d'água). Quando relacionada ao fator de diluição superior FD=3 (25%) ocorreu a morte das plantas em 4 dias. A sua tolerância ao lixiviado foi inversamente proporcional ao aumento da concentração. A *Eichhornia crassipes* (aguapé) apresentou boa tolerância nas menores diluições e menor desenvolvimento vegetativo no fator de diluição FD=4 (20%), com a morte de 56% neste experimento.

Observou-se que as macrófitas flutuantes demonstraram limitações de desenvolvimento nas maiores concentrações (menores diluições) de lixiviado, comportamento este também observado no Aterro Sanitário de Curitiba.

Pode-se concluir com os resultados obtidos que, entre as duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, a *P. stratiotes* apresentou os piores resultados em relação a *E. crassipes*, com menor desenvolvimento de biomassa, ocorrência de clorose nas plantas e maior sensibilidade frente ao agente estressor. Em ambas as espécies as concentrações superiores a 25% de lixiviado foram prejudiciais e reduziu o índice de sobrevivência (IS) das plantas.

REFERÊNCIAS

APHA – American Public Health Association. ***Standard methods for the examination of water and wastewater***. 21th ed., 2005.

BINI, L. M.; THOMAZ, S. M. CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; GUSTAVO, G. H. S. Capítulo 3 - **Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Ed. Maringá. p. 343, 2003.

BERRY, J.; BJÖRKMAN, O. Photosynthetic response and adaptation to temperature in higher plants. **Annual Review of Plant Physiology**, 31(0): 491-543, 1980.

BRITTO, D.T.; KRONZUCKER, H. J. NH_4^+ toxicity in higher plants: a critical review. **Journal of Plant Physiology** 159: 567–584. 2002.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M. ; HENRY-SILVA, G. G. Fatores Limitantes à Produção Primária de Macrófitas Aquáticas. **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**, Maringá, p. 60 – 84, 2003.

CARR, G. M.; DUTHIE, H. C.; TAYLOR, W. D. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. **Aquatic Botany**, Amsterdam, 59(3): 195-215, 1997.

CUNHA, C.A.G. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas**. 2006. 157 f. Dissertação (Mestrado

em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-04122006-232326/pt-br.php>. Acesso em: 22/01/20.

DINARDI, A. L.; FORMAGI, V. M.; CONEGLIAN, C. M. R; BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. **Fitorremediação. Curso Superior de Educação Tecnológica (CESET). Unicamp/SP.** p. 15, 2003. Disponível em: <http://www.scribd.com/doc/19050828/Fitorremediacao>. Acesso em: 26/01/20.

DOTRO G., FORT R., BARAK J., MONES M., VALE P., JEFFERSON B. Long-term performance of constructed wetlands with chemical dosing for phosphorus removal. In: The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape. (ed.) V.J., Ed. **Springer Science + Business Media B.V.**: Dordrecht, Netherlands. pp. 273-292, 2015.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência. p. 602, 1998.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO. **Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** p. 144, 2004.

GENEVIÈRE, M. C.; DUTHIE, H. C & TAYLOR, W. D. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. **Aquatic Botany**, 59(0): 195-215, 1997.

KURSCHEIDT, E. C. S. **Avaliação da fitorremediação como alternativa de pós-tratamento de efluente de aterro sanitário utilizando macrófitas.** 151 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2011.

KURSCHEIDT, E. C. S.; CUBAS, S. A.; AISSE, M. M.; MARANHO, L. T. Avaliação da tolerância de macrófitas aquáticas flutuantes ao efluente gerado em aterro sanitário. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 27. Goiânia. Anais. 2013.

LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal.** Editora Pedagógica Universitária Ltda. São Paulo. p. 319, 2000.

LIMA, S. B. **Pós-tratamento de chorume com wetlands construídos utilizando macrófitas aquáticas emergentes da região de Campo Mourão-PR.** 2008. 103 f. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2008.

LOPES-FERREIRA, C. **Estudo de uma área alagada do Rio Atibaia visando à elaboração de proposta de manejo para a melhoria da qualidade da água no reservatório de Santo Grande (Americana, SP).** Tese de Doutorado. USP, São Paulo. 2000

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas.** 4.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, p. 640, 2008.

MAINE, M.A., SUNE, N., HADAD, H., SANCHEZ, G., BONETTO, C. **Removal efficiency of a constructed wetland for wastewater treatment according to vegetation dominance.** Chemosphere, p. 1105 – 1113, 2007.

MARCONDES, D.A.S.; MUSTAFÁ, A.L. ; TANAKA, R.H. Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupia. Pp 299-317. In: S.M. Thomaz & L.M. Bini, **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas.** EDUEM, Maringá. 341p. 2003.

MARQUES, T.C.L.L.S.M.; MOREIRA, M.M.S.; SIQUEIRA, J.O. Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 1, p. 121-132, jan. 2000.

MARTINS, A. T; PITELLI, R. A. Efeitos do manejo de *Eichhornia crassipes* sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. **Revista Planta Daninha**, Viçosa, 23(2): 233-242, 2005.

MARTINS, A. P. L.; REISSMANN, C. B.; BOEGER, M. R.; FAVARETTO, N.; OLIVEIRA, E. B. Capacidade da *Typha dominguensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí – Paraná. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** 11(3):324 – 330, 2007.

MENENDEZ, M.; PEÑUELAS, J. **Seasonal photosynthetic and respiratory responses of *Ruppia cirrhosa* (PETAGNA) GRANDE to changes in light and temperature.** Archiv fur Hydrobiologie, 129(2), 221-230. 1993.

MENENDEZ, M.; SANCHES, A. Seasonal variations in P-I responses of *Chara hispida* L. and *Potamogeton pectinatus* L. from stream Mediterranean ponds. **Aquatic Botany.** 61, 1-15. 1998.

NEVES, T; FOLONI, L.L; PITELLI, R.A. Controle Químico do Aguapé (*Eichhornia crassipes*). **Revista Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 20, p. 89 - 97, 2002.

OLIVEIRA, D. M.; CARA, D. V. C.; XAVIER, P. G.; PAULA, M. S.; SOBRAL, L. G. S.; LIMA, R. B.; LOUREIRO, A. Fitorremediação: O estado da arte. Série Tecnologia Ambiental (STA), Nº 39. **Centro de Tecnologia Mineral (CETEM)**. Rio de Janeiro, p. 50, 2007.

PEDRALLI, G. Aguapé: biologia, manejo e uso sustentado. **Estudos de Biologia**, PUC-PR, Curitiba, v. 4, n. 40, p. 33-53, 1996.

PIRES, F. R.; SOUZA, C.M.; SILVA, A.A.; PROCÓPIO, S.O. e FERREIRA, L.R. Seleção de Plantas com Potencial para Fitorremediação de Tebuthiuron. **Revista Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 21, n.3, p. 451 - 458, 2003.

PREUSSLER, K. H. **Avaliação da eficiência do tratamento de uma área alagável natural adotada no aterro sanitário de Guaratuba, PR, Brasil para o pós-tratamento do chorume**. 138 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental). Universidade Positivo. Curitiba, 2008.

PREUSSLER, K. H. **Avaliação de um sistema de wetlands no tratamento de lixiviado de aterro**. 119 f. Tese (Doutorado e Engenharia Civil) Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2014.

PREUSSLER, K. H.; MAHLER, C. F.; MARANHO, L. T. Performance of a system of natural wetlands in leachate of a posttreatment landfill Avaliação de um sistema de wetlands. Int. **J. Environ. Sci. Technol.** 12:2623–2638. 2015.

RODRIGUES A. C. D; SANTOS A. M.; SANTOS, F. S.; PEREIRA, A. C. C., B. Sobrinho A., N. M. Mecanismos de Respostas das Plantas à Poluição por Metais Pesados: Possibilidade de Uso de Macrófitas para Remediação de Ambientes Aquáticos Contaminados. **Revista Virtual de Química**. 8(1):262-276, 2016.

ŠAJNA, N.; HALER, M.; ŠKORNIK, S.; KALIGARIČ, M. Survival and expansion of *Pistia stratiotes* L. in a thermal stream in Slovenia. **Aquatic Botany** 87: 75-79. 2007.

SALES Filho, I. O. **Avaliação da Toxicidade e Remoção de Matéria Orgânica de Efluente de Biodigestor de Resíduos Sólidos Orgânicos Tratado em Wetlands**. 63 f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru - PE, 2014.

SILVA, J. M. **Estudo de elementos-traço em macrófitas aquáticas da sub-bacia do Rio Madeira**. Trabalho de conclusão de curso da Universidade Federal de Rondônia, 2007. 49 f. Disponível em: <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:Un0ibR3jLuoJ:www.biogeoqui>

mica.unir.br/menus_arquivos/2355_dissertacao_joao_paulo_de_oliveira_gomes_2009.pdf+&cd=7&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br&client=firefox-b. Acesso em: 20/10/16.

SWARBRICK, J. T. **Weeds of Australia, Salviniaceae, Primulaceae, Pontederiaceae. Aust. Weeds**, v. 1, n. 10, p. 21 - 27, 1981.

TREVISOL, F.; MORI, M. R.; DANTAS DA SILVA, M. J. **Sistema de controle e monitoração dos fatores determinísticos para o desenvolvimento de macrófitas aquáticas em aquários**. Trabalho de conclusão de curso da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), 2014. 133f. Disponível em: <http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/3552>. Acesso em: 25/01/20.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados “constructed wetland” para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. 210 f. Tese (Doutorado. Em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual de Campinas. Campinas/SP, 2003.