



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAPÁ
PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE GRADUAÇÃO
DEPARTAMENTO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

RENATO PATRICK DOS SANTOS GASPAR

MACRÓFITAS AQUÁTICAS COMO BIOINDICADORAS DE METAIS PESADOS
NA ZONA ESTUARINA DO BAIXO AMAZONAS, AMAPÁ, BRASIL

MACAPÁ-AP

2022

RENATO PATRICK DOS SANTOS GASPAR

**MACRÓFITAS AQUÁTICAS COMO BIOINDICADORAS DE METAIS PESADOS
NA ZONA ESTUARINA DO BAIXO AMAZONAS, AMAPÁ, BRASIL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Ciências Ambientais da Universidade Federal do Amapá - UNIFAP, como requisito para obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.

Orientadora: Profa. Dra. Luciedi de Cássia Leôncio Tostes

MACAPÁ-AP

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central/UNIFAP-Macapá-AP
Elaborado por Mário das Graças Carvalho Lima Júnior – CRB-2 / 1451

G249 Gaspar, Renato Patrick dos Santos.

Macrófitas aquáticas como bioindicadoras de metais pesados na zona estuarina do baixo amazonas, Amapá, Brasil / Renato Patrick dos Santos Gaspar. - 2022.

1 recurso eletrônico. 70 folhas.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal do Amapá, Coordenação do Curso de Ciências Ambientais, Macapá, 2022.

Orientadora: Luciedi de Cássia Leôncio Tostes.

Modo de acesso: World Wide Web.

Formato de arquivo: Portable Document Format (PDF).

1. Plantas aquáticas . 2. Absorção atômica . 3. Contaminação. I. Tostes, Luciedi de Cássia Leôncio, orientadora. II. Universidade Federal do Amapá. III. Título.

CDD 23. ed. – 578.76

GASPAR, Renato Patrick dos Santos. **Macrófitas aquáticas como bioindicadoras de metais pesados na zona estuarina do baixo amazonas, Amapá, Brasil.** Orientadora: Luciedi de Cássia Leôncio Tostes. 2022. 70 folhas. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Coordenação do Curso de Ciências Ambientais. Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2022.

**MACRÓFITAS AQUÁTICAS COMO BIOINDICADORAS DE METAIS PESADOS
NA ZONA ESTUARINA DO BAIXO AMAZONAS, AMAPÁ, BRASIL**

BANCA EXAMINADORA

Dra. Luciedi de Cássia Leôncio Tostes (IEPA)
(Orientadora)

Dr. Arialdo Martins da Silveira Junior (DMAD-UNIFAP)
(Membro Interno)

Ma. Amanda Maria de Sousa Diogenes Ferreira (IEPA)
(Membro Externo)

MACAPÁ-AP

2022

Dedico este trabalho à minha mãe **Claudia Ramos** por ter me educado, transmitido os valores indispensáveis para vida e apoiado para a realização desta pesquisa.

AGRADECIMENTOS

À Deus por estar sempre me guiando e fazendo acreditar em algo melhor dia a dia;

À minha orientadora Dra. Luciedi Tostes pela orientação, apoio, confiança, persistência e contribuição nesta parte importante da minha vida;

Ao Museu Paraense Emílio Goeldi, em especial ao Dr. Francisco Berredo pelo apoio na pesquisa;

À Universidade Federal do Amapá e todo corpo Docente pelos conhecimentos adquiridos na minha trajetória acadêmica;

Ao Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá – IEPA pelo apoio e oportunidade de realização desta pesquisa;

Ao Laboratório de Análises Químicas – LAQGoeldi e Técnicos, pelo suporte nas análises de metais pesados;

Aos amigos Lanna Dantas, Marina Batista e Tiago Assunção, pela amizade e apoio na jornada acadêmica;

À minha amiga Mônica Barros pela amizade e suporte durante o trabalho;

À todos que contribuíram direta e indiretamente para a realização desse pesquisa.

Obrigado.

RESUMO

Esta pesquisa teve como principal objetivo utilizar macrófitas aquáticas como bioindicadoras de metais pesados em pontos da zona costeira estuarina do Amapá, além de analisar sedimentos associados. Para tanto foram realizadas campanhas amostrais de material botânico e sedimentos associados ao longo da orla urbana de Macapá e Distrito da Fazendinha, para determinação das concentrações de metais pesados. As análises foram realizadas no LAQGoeldi no Museu Paraense Emílio Goeldi através da análises de metais por Espectrometria de Absorção Atômica para determinar a concentração de Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn. Assim, foi possível obter resultados satisfatórios como, o levantamento das espécies de macrófitas aquáticas que são predominantes na zona costeira estuarina do Amapá, além de comprovar a presença desses metais pesados nos órgãos das plantas (raízes e folhas) e sedimentos associados, entendendo que existe um processo de fitorremediação que serve como ponto de referência para futuros trabalhos relacionados a plantas aquáticas e metais pesados.

Palavras-chave: Plantas Aquáticas; Absorção Atômica; Metais Pesados; Fitorremediação; Contaminação

LISTA DE ABREVIACOES

Al – Alumínio

ANOVA – Análise de Variância

As - Arsênio

Cd - Cádmio

Co - Cobalto

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cr - Cromo

Cu - Cobre

ETE – Estaco de Tratamento de Esgoto

Fe - Ferro

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IQA – Indice de Qualidade de gua

Mn – Manganês

MPEG – Museu Paraense Emílio Goeldi

N/D – Não Detectado

NUBIO - Núcleo de Biodiversidade

Pb – Chumbo

V.R. – Valor de Referência

Zn - Zinco

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1_ Principais grupos de macrófitas quanto aos seus biótopos	16
FIGURA 2_ Área de estudo e pontos de amostragem de material botânico e sedimentos ..	30
FIGURA 3_ Estufa para secagem do material botânico.....	33
FIGURA 4_ Bloco digestor realizando a digestão por via úmida das amostras de macrófitas aquáticas e sedimentos.....	34
FIGURA 5_ Espectrofotômetro de absorção atômica - <i>AA Spectrometer iCE 3000 Series</i> .	35
FIGURA 6_ <i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms em ambiente natural	38
FIGURA 7_ <i>Pontederia rotundifolia</i> L.f. em ambiente natural	39
FIGURA 8_ <i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult. em ambiente natural.....	40
FIGURA 9_ <i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult. em ambiente natural	41
FIGURA 10_ Concentração de Alumínio em amostras de Sedimentos.....	45
FIGURA 11_ Concentração de Arsênio em amostras de Sedimentos	47
FIGURA 12_ Concentração de Cádmiu em amostras de Sedimentos	49
FIGURA 13_ Concentração de Chumbo em amostras de Sedimentos	51
FIGURA 14_ Concentração de Cobalto em amostras de Sedimentos	53
FIGURA 15_ Concentração de Cobre em amostras de Sedimentos	54
FIGURA 16_ Concentração de Cromo em amostras de Sedimentos	56
FIGURA 17_ Concentração de Ferro em amostras de Sedimentos	58
FIGURA 18_ Concentração de Manganês em amostras de Sedimentos.....	60
FIGURA 19_ Concentração de Zinco em amostras de Sedimentos.....	62

LISTA DE TABELAS

TABELA 1_ Coordenadas dos Pontos de Coleta	31
TABELA 2_ Teor máximo de metais pesados dados pela Resolução nº 357, de 17 de março de 2005	35
TABELA 3_ Teor máximo de metais pesados em sedimentos dados pela Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.....	36
TABELA 4_ Espécies de macrófitas encontrados na área de estudo	37
TABELA 5_ Concentração de Alumínio encontrada nas macrófitas em raízes e folhas	44
TABELA 6_ Concentração de Arsênio encontrada nas macrófitas em raízes e folhas.....	46
TABELA 7_ Concentração de Cádmio encontrada nas macrófitas em raízes e folhas.....	48
TABELA 8_ Concentração de Chumbo encontrada nas macrófitas em raízes e folhas.....	50
TABELA 9_ Concentração de Cobalto encontrada nas macrófitas em raízes e folhas.....	52
TABELA 10_ Concentração de Cobre encontrada nas macrófitas em raízes e folhas.....	54
TABELA 11_ Concentração de Cromo encontrada nas macrófitas em raízes e folhas	55
TABELA 12_ Concentração de Ferro encontrada nas macrófitas em raízes e folhas.....	57
TABELA 13_ Concentração de Manganês encontrada nas macrófitas em raízes e folhas	59
TABELA 14_ Concentração de Zinco encontrada nas macrófitas em raízes e folhas	61

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1 MACRÓFITAS AQUÁTICAS	15
2.2 MACRÓFITAS AQUÁTICAS COMO BIOINDICADORAS DE QUALIDADE AMBIENTAL E INDICAÇÃO DE METAIS PESADOS.....	18
2.3 METAIS PESADOS	20
2.3.1 Alumínio	21
2.3.2 Arsênio.....	22
2.3.3 Cádmio.....	23
2.3.4 Chumbo	23
2.3.5 Cobalto.....	24
2.3.6 Cobre	25
2.3.7 Cromo	26
2.3.8 Ferro	27
2.3.9 Manganês.....	28
2.3.10 Zinco	29
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	30
3.1 ÁREA DE ESTUDO	30
3.2 AMOSTRAGEM.....	31
3.3 COLETA E IDENTIFICAÇÃO DE MATERIAL BOTÂNICO	32
3.4 COLETA DE SEDIMENTOS.....	32
3.5 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE METAIS PESADOS EM PLANTAS E SEDIMENTOS	32
3.6 PARÂMETROS DO TEOR DE METAIS PESADOS	35
3.7 ANÁLISE DE DADOS	37
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	37
4.1 Principais espécies ocorrentes na área de estudo	37
4.2 Análise estatística.....	43
4.3 Concertação de metais pesados nas amostras de macrófitas aquáticas e sedimentos associados	44

4.3.1 Concentração de Alumínio	44
4.3.2 Concentração de Arsênio	45
4.3.3 Concentração de Cádmio	47
4.3.4 Concentração de Chumbo.....	49
4.3.5 Concentração de Cobalto.....	51
4.3.6 Concentração de Cobre.....	53
4.3.7 Concentração de Cromo	55
4.3.8 Concentração de Ferro.....	57
4.3.9 Concentração de Manganês	58
4.3.10 Concentração de Zinco.....	60
5 CONCLUSÃO.....	63
REFERÊNCIAS	64
ANEXOS	70

1. INTRODUÇÃO

Macrófitas aquáticas são plantas que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos (ESTEVES, 1998). Elas apresentam várias adaptações morfológicas e fisiológicas que as tornam capazes de colonizar os diversos ambientes aquáticos. As macrófitas são componentes de extrema importância para a manutenção das diversas formas de vida presentes neste ambiente. São utilizadas, também, como bioindicadoras da qualidade da água, podendo fornecer informações sobre as condições de um ecossistema, como, por exemplo, valor de pH ou a concentração de metais pesados no solo, sedimento ou água (ESTEVES, 1998).

As espécies vegetais, de modo geral, apresentam grande variação quanto à absorção de metais pesados. As raízes, geralmente, constituem o principal órgão da planta envolvido na absorção e, portanto, quase sempre, as maiores concentrações de metais pesados são, também, encontradas nesta parte da planta (GRANT *et al.*, 1998). Em função disso, este grupo têm sido empregadas na despoluição de ambientes aquáticos (por serem capazes de realizar a fitorremediação), além de, produção de biomassa para alimentação de gado, fertilizantes de solo e de tanques de piscicultura (GOMES *et al.*, 2011; PEDRALLI, 2000).

A fitorremediação é uma técnica que vem sendo utilizada em projetos de descontaminação de ambientes aquáticos. Nessa técnica são utilizadas macrófitas para retirar, inertizar, conter, transferir e até estabilizar os metais pesados dispersos no ambiente (ZEITOUNI, 2003). As macrófitas podem extrair/absorver os metais pesados e/ou outros poluentes e os acumulam tanto na sua raiz quanto nas suas partes aéreas, que poderão ser posteriormente depositadas em aterros sanitários, recicladas para a recuperação do metal ou como produção de energia utilizando sua biomassa (RODRIGUES *et al.*, 2016).

A relação entre macrófitas aquática e qualidade ambiental está tornando-se crescente, demonstrando a importância desta comunidade nos termos de bioindicação e monitoramento da qualidade ambiental, dando ênfase a atividades de despoluição e análise de contaminação por metais pesados.

A zona estuarina amapaense possui intensa dinâmica, principalmente pelo seu regime de marés. Isso acarreta mudanças na paisagem; modificação da linha da costa; deposição de sedimentos, entre outros. As características bióticas dos ecossistemas estuarinos encontram-se associadas aos tipos de substratos. No setor costeiro estuarino do Amapá, ao longo da margem esquerda do rio Amazonas, as macrófitas ocupam boa porção da planície lamosa. É, justamente

esse tipo de sedimento lamoso que é mais propício a contaminação por metais pesados, como já demonstrado por Lacerda (1982) e Lacerda *et al.*, (1982), em estudos realizados em áreas sob pressão ambiental.

Nos últimos anos, a mancha urbana do estado do Amapá (Macapá e Santana) vem se expandindo. Estima-se que 580 mil pessoas habitam essa porção do Estado (IBGE, 2016), em grande parte de forma desordenada. Vale ressaltar que o estado não apresenta em sua totalidade rede coletora de esgoto e ETEs – Estação de Tratamento de Esgoto adequada. É comprovado que essa área urbana possui apenas 9,5% das casas que apresentam coleta de esgoto ligada à rede. Logo, sem uma rede de tratamento de esgoto adequada, a geração de efluente produzido pela população (doméstica) e despejada de maneira inadequada (sem tratamento) nos cursos d'água. Estes dejetos ocasionam sérios danos ao meio ambiente e a própria saúde humana, principalmente se metais pesados estiverem envolvidos. Acredita-se que parte desses rejeitos tem como destinatário final o rio Amazonas, despejados ao longo da orla urbana de Macapá e distrito da Fazendinha, através de canais que cortam a cidade e outros meios de veiculação hídrica. E por isso a importância de estudos voltados para a área das orlas de Macapá e Distrito da Fazendinha.

Substâncias como alumínio, arsênio, cádmio, mercúrio, cobalto, cromo, chumbo e outras elementos prejudiciais à saúde humana podem estar presentes nestes locais que possuem um grande fluxo de embarcações e de populações que utilizam tais lugares como balneários e espaços de lazer, além de um ponto de captação de água que posteriormente é distribuído à cidade, podendo ter contato direto com a água e/ou sedimento contaminado, acarretando posteriormente, problemas de saúde pública.

Nesse sentido, este trabalho buscou determinar a presença de metais pesados em macrófitas aquáticas existentes em um trecho antropizado da zona estuarina do baixo Amazonas e sedimento associado, partindo-se das seguintes hipóteses:

- I - Os metais pesados serão registrados nas macrófitas;
- ii - Os metais pesados serão registrados nos sedimentos;
- iii - A área de estudo está contaminada por metais pesados.

2. RERERÊNÇIAL TEÓRICO

2.1 MACRÓFITAS AQUÁTICAS

A flora que habita desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos é muito diversa e, em geral, recebe a denominação de macrófitas aquáticas (ESTEVES, 1998; POTT e POTT, 2000). As macrófitas aquáticas são vegetais que durante a sua evolução retornaram do ambiente terrestre para o ambiente aquático, assim, apresentam várias características de vegetais terrestres, como a presença de cutícula e estômatos (ESTEVES, 1998).

Em geral, apresentam grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica, possibilitando que a mesma espécie colonize os mais diferentes tipos de ambientes, o que facilita a sua ampla distribuição geográfica, sendo considerada de um modo geral cosmopolita. Somente alguns gêneros e algumas famílias, têm distribuição mais restrita. Tal cosmopolitismo se deve, fundamentalmente, a maior homogeneidade térmica que os ambientes aquáticos apresentam em relação aos terrestres (MITCHELL, 1974).

Embora alguns autores definam as macrófitas como plantas vasculares que vivem submersas ou flutuam, habitando água doce ou salobra outros costumam incluir nesta definição, vários táxons de plantas avasculares e mesmo algas verdes macroscópicas. As macrófitas aquáticas vasculares são derivadas de plantas terrestres que surgiram no Cretáceo e apresentam alta diversidade nos neotrópicos (COOK, 1974; PADIAL *et al.*, 2008; WETZEL e LIKENS, 2000).

Esteves (1998) destaca alguns ambientes diferentes em que as macrófitas podem colonizar, “tais como fitotelmos, fontes termais (nascentes com água de até 60°C), cachoeiras, lagoas/lagos/represas e brejos, rios/riachos e corredeiras, ambientes salobros e ambientes salgados”. Relaciona ainda, os principais grupos de macrófitas quanto aos seus biótopos, que são denominados genericamente de grupos ecológicos (Figura 1):

Macrófitas aquáticas emersas/emergente/amfibia: plantas enraizadas no sedimento e com folhas fora da água. Ex.: *Typha*, *Pontederia*, *Sagittaria*, *Polygonum*.

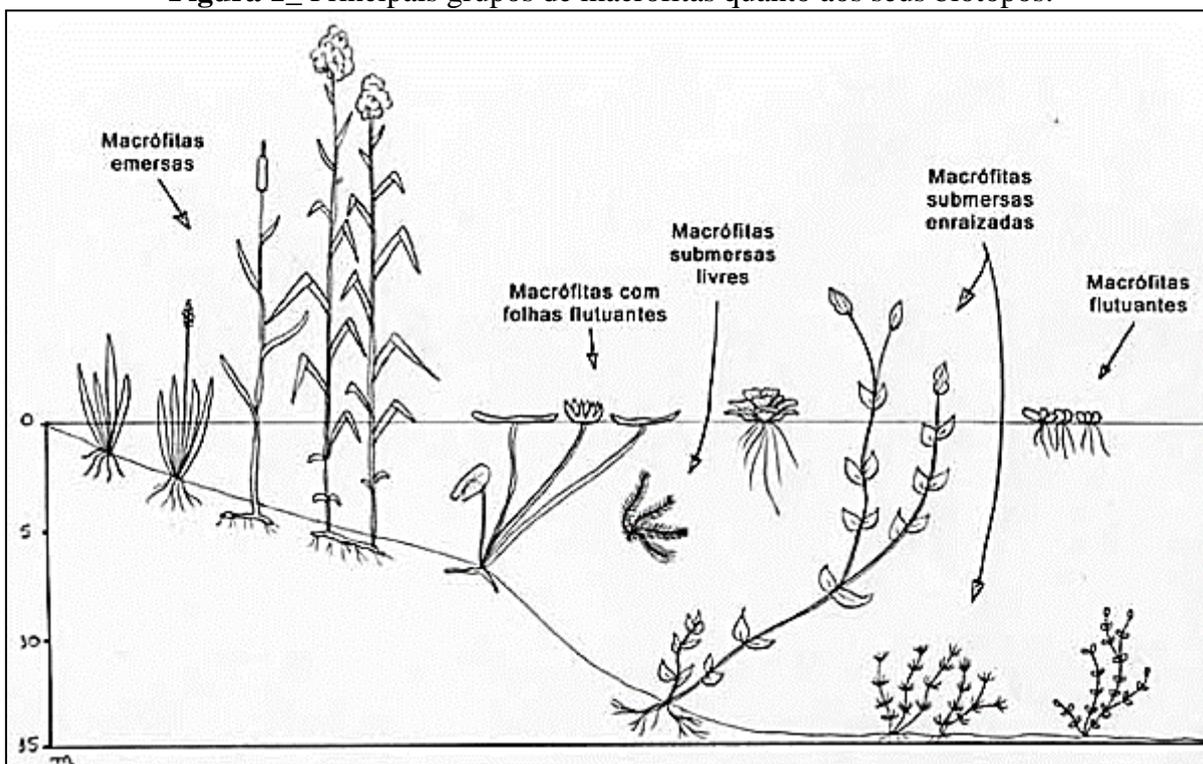
Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes/flutuante fixa: plantas enraizadas no sedimento com folhas flutuando na superfície da água. Ex.: *Nymphaea*, *Nymphoides*.

Macrófitas aquáticas submersas enraizadas: plantas enraizadas no sedimento, que crescem totalmente submersas na água. Ex.: *Myriophyllum*, *Elodea*, *Egeria*.

Macrófitas aquáticas submersas livres: plantas que permanecem flutuando submersas na água em locais de pouca turbulência. Ex.: *Utricularia*, *Ceratophyllum*.

Macrófitas aquáticas flutuantes/flutuante livre: plantas que flutuam na superfície da água. Ex.: *Eichhornia*, *Salvinia*, *Pistia*.

Figura 1 Principais grupos de macrófitas quanto aos seus biótopos.



Fonte: ESTEVES (1998).

Numa comunidade aquática existem diversos tipos de macrófitas, algumas estão constantemente submersas, outras flutuam e outras, ainda, vivem parcialmente submersas, mas possuem partes flutuantes como folhas. Apesar da diversidade de táxons e tipos ecológicos há um grande número de caracteres comuns partilhados por estas plantas que constituem uma adaptação ao meio de vida aquático ou anfíbio (PEDRALLI, 2003; LARCHER, 2006)

Estas plantas possuem alta taxa de crescimento e incorporação de nutrientes minerais, além de serem utilizadas de forma econômica e medicinal, utilizadas na alimentação de animais, na produção de biogás, de biomassa, de adubo para o solo (ANDRADE *et al.*, 2007;

BALDANTONI *et al.*, 2004; ESTEVES, 1998; PEDRALLI, 2003; PISTORI, 2005;; UKA e CHUKWUKA, 2011).

Quanto à sua importância ecológica, as macrófitas aquáticas são importantes na cadeia de detritos de ambientes límnicos por servirem de alimento e abrigo para inúmeras espécies. Animais como moluscos, insetos, aves, peixes, anuros, cobras e mamíferos normalmente se alimentam das macrófitas ou de sua fauna associada. Os bancos de macrófitas são também berçários de inúmeros animais. Em suas raízes as macrófitas abrigam grande riqueza de espécies de micro-organismos (algas e protistas) e de invertebrados que servem de alimento a peixes predadores. Toda essa biodiversidade associada às macrófitas aumenta a complexidade do habitat aquático, favorecendo a diversidade de peixes e contribuindo de forma indireta com a manutenção dos recursos pesqueiros (CAMARGO *et al.*, 2003; GUEDES *et al.*, 2011; PRADO *et al.*, 2010; MILANI *et al.*, 2010).

As macrófitas aquáticas flutuantes e emersas são substratos extremamente ativos e importantes para microalgas e outros seres aquáticos pelo seu papel no metabolismo de lagos rasos e pelo produto de sua decomposição e alimento por animais aquáticos (TUNDISI e TUNDISI, 2008),

O grande número de nichos ecológicos e a vasta diversidade de espécies animais observadas nas regiões litorâneas podem ser atribuídos, principalmente, a esta comunidade, uma vez que servem de abrigo a animais nectônicos e bentônicos (BRUM e ESTEVES, 2001), promovendo, também, refúgio para pequenos animais em fuga dos grandes predadores, como por exemplo, *Daphnia* e copépodes que se protegem da predação dos peixes. Scheffer (1998), demonstra que lagos vegetados abrigam uma rica comunidade de invertebrados e peixes e atraem um grande número de aves.

Entre os diversos papéis desempenhados pelas macrófitas aquáticas pode-se citar sua função como hospedeiras para associações com algas perifíticas e bactérias fixadoras de nitrogênio, além de atuarem como armazenadoras de nutrientes, influenciando as características físico-químicas dos corpos d'água (ESTEVES, 1998; PAGIORO e THOMAZ, 1999)

Entretanto, a ocorrência de superpopulação e sua alta reprodução pode prejudicar o aproveitamento dos recursos hídricos, pois seu crescimento exagerado implementa o teor de matéria orgânica na água e eleva o consumo aeróbio, reduzindo a quantidade de oxigênio dissolvido na água (RAVEN *et al.* 1996; THOMAZ *et al.*, 2003). Além disso, diversas espécies de macrófitas são consideradas daninhas devido a sua rápida proliferação sendo difícil controlar suas populações, pois os métodos químicos e físicos de controle apresentam baixa eficiência

atribuída principalmente ao pouco conhecimento sobre a biologia e ecologia dessas plantas. Ademais, em reservatórios, os maiores problemas decorrentes da colonização por macrófitas podem estar associados à utilização da água para recreação, ao aumento de evapotranspiração, e à obstrução ou redução do fluxo de entrada de água nas turbinas de hidroelétricas (THOMAZ e BINI, 1999),

Espécies invasoras podem ser extremamente deletérias, eliminando espécies nativas e abrigando animais e micróbios patogênicos. O excesso de macrófitas, principalmente as flutuantes livres, pode prejudicar a penetração da luz e reduzir a produtividade das submersas reduzindo a diversidade local de organismos (AGOSTINHO *et al.*, 2003).

2.2 MACRÓFITAS AQUÁTICAS COMO BIOINDICADORAS DE QUALIDADE AMBIENTAL E INDICAÇÃO DE METAIS PESADOS

Os bioindicadores são organismos cujas funções vitais se correlacionam com fatores ambientais, podendo serem empregados como indicadores na avaliação de uma determinada área (LIMA, 2001). Respondem às alterações ambientais, modificando suas funções vitais, ou sua composição química e, com isso, fornecem informações sobre a situação ambiental.

A bioindicação é o uso de seres vivos para a verificação e avaliação da qualidade ambiental ou dos efeitos da poluição ambiental, seja do ar, da água ou do solo (KLUMPP, 2001). Ainda, segundo o autor, em princípio, “cada ser vivo é um bioindicador, pois a resposta a fatores externos é um dos atributos fundamentais da vida em si”.

Nas últimas décadas o crescimento urbano tem sido responsável pelo aumento da pressão das atividades antrópicas sobre o meio ambiente. Em todo o planeta, praticamente não existe um ecossistema que não tenha sofrido influência direta e/ou indireta do homem, como por exemplo, contaminação dos ambientes aquáticos, desmatamentos, contaminação de lençol freático e introdução de espécies exóticas, resultando na diminuição da diversidade de habitat e perda da biodiversidade.

Além disso, os ecossistemas aquáticos têm sido alterados de maneira significativa em função de múltiplos impactos ambientais advindos de atividades antrópicas, tais como mineração; construção de barragens e represas; retinização e desvio do curso natural de rios; lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados; desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação; superexploração de recursos pesqueiros; introdução de espécies exóticas, entre outros. Como consequência destas atividades, tem-se

observado uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas (GOULART e CALLISTO, 2003).

Apesar do aumento do interesse por pesquisas com macrófitas aquáticas que ocorreu a partir da década de 1980, as pesquisas se concentravam no efeito que estas plantas podem ter nas águas superficiais, deixando de lado aspectos evolutivos e ecológicos importantes relacionados a esta comunidade vegetal (THOMAZ e BINI, 2003).

No entanto, segundo Thomaz e Bini (2003), houve um aumento recente na diversidade dos temas de trabalhos envolvendo macrófitas aquáticas, sendo registrados numerosos trabalhos com temas como: dinâmica populacional e controle de populações, conteúdo de elementos tóxicos, fauna associada e efeitos de herbicidas no controle de macrófitas aquáticas e principalmente como bioindicadoras e ferramenta de monitoramento.

Para comparar a qualidade da água de diversos recursos hídricos órgãos ambientais utilizam um índice baseado em parâmetros físico-químicos, o chamado Índice de qualidade da água (IQA). A ocorrência de certas espécies de macrófitas e sua dinâmica de crescimento apresenta-se relacionada com o IQA, demonstrando o potencial para a utilização destas espécies como indicadores da qualidade da água (MACEDO *et al.*, 2012; PEDRALLI, 2003).

Nos últimos 35 anos aumentou o interesse na utilização do potencial do sistema de plantas aquáticas para tratamento de esgotos. Dois caminhos principais têm sido explorados: a capacidade das plantas aquáticas de absorver o excesso de nutrientes e poluentes da água na qual estão crescendo e a capacidade dos ecossistemas dominados por plantas aquáticas como banhados, de remover substâncias poluentes da água fluindo através deles (FERREIRA *et al.*, 2022; MITCHELL, 1974).

Destaca-se a importância do emprego desta comunidade como bioindicadoras da qualidade da água em ambientes lóticos e lênticos (PEDRALLI e TEIXEIRA, 2003). É recomendado o emprego das formas biológicas anfíbias, emergentes, submersas fixas e flutuantes fixas, desde que, apresentem características como, serem sedentárias, acumuladoras de poluentes, com longo ciclo de vida, abundantes, conhecidas taxonomicamente, resistentes à manipulação e transporte, de fácil manutenção e coleta. O biomonitoramento através de plantas aquáticas pode ser realizado pelo indicativo de sua presença ou ausência, como também pela análise de parâmetros, tais como tamanho da população ou comunidade, forma e atributos funcionais quantificáveis, geralmente morfológicos, de fácil visualização e medição no campo (PEDRALLI, 2003)

Contudo, a plasticidade fenotípica de algumas espécies, a variabilidade natural nas características limnológicas e a ausência de estudos sistemáticos e de longo prazo sobre a influência dos impactos antrópicos nestes ecossistemas, dificultam o uso das macrófitas como instrumento de monitoramento da qualidade das águas (CAMARGO *et al.*, 2003; THOMAZ *et al.*, 2003;).

Há uma necessidade de integrar parâmetros físico-químicos e dados biológicos nos estudos envolvendo macrófitas aquáticas, visto que, a importância de unir dados de campo com estudos em laboratório para o entendimento completo e preciso dos mecanismos ecológicos e fisiológicos que explicam a distribuição das macrófitas aquáticas nos diversos ecossistemas, no entanto, existe insuficiência de dados sobre macrófitas para subsidiar programas de conservação (PADIAL *et al.* 2008; PEDRALLI e TEIXEIRA, 2003; TOMAZ, 2006).

2.3 METAIS PESADOS

Metais pesados são elementos de alto peso molecular e alguns, como o cobre, o cádmio e o chumbo, são altamente nocivos à saúde. Uma vez incorporados à cadeia alimentar, esses metais podem ser tóxicos a qualquer forma de vida mesmo em baixas concentrações, principalmente, por não serem biodegradáveis e, portanto, apresentarem efeito acumulativo no ambiente em que são inseridos (GONÇALVES *et al.*, 2007). Mesmo quando descartados nas concentrações que atendem a legislação, isso não necessariamente garante que não haverá danos ou impactos negativos aos seres expostos a esse tipo de resíduo ao longo do tempo.

Muitos organismos aquáticos podem acumular metais pesados, por exemplo, além das macrófitas aquáticas, organismos como ostras e mexilhões podem conter níveis de mercúrio e cádmio 100 mil vezes maiores que os níveis das águas nas quais vivem. Por sua bioacumulação nos diferentes organismos vivos, sabe-se que quanto maior o nível trófico na cadeia alimentar, maior a concentração de metal e, portanto, maiores os riscos para a saúde (OLIVEIRA, 2007).

Cada vez mais a contaminação ambiental por metais pesados tem se tornado tema de debates e pesquisas que buscam o seu controle e/ou descontaminação, uma vez que essa contaminação pode prejudicar a saúde e desenvolvimento dos seres vivos e o equilíbrio do ecossistema como um todo. A contaminação da água é uma das mais preocupantes por ser um insumo indispensável não só aos organismos vivos, mas também à produção e ao desenvolvimento social e econômico. Com o crescente avanço tecnológico, esse recurso vem

sendo alvo constante de efluentes das diversas atividades antrópicas, o que desperta a busca por métodos de prevenção e descontaminação (OLIVEIRA *et al.*, 2001)

Os metais essenciais participam de alguma função nos organismos dos seres vivos, porém, as concentrações necessárias para a manutenção do metabolismo são baixas e concentrações acima das ideais podem ser tóxicas e muito prejudiciais à saúde. Além dos seres humanos, espécies animais e vegetais podem sofrer efeitos significativos dos metais, podendo modificar uma população inteira dentro de um ecossistema (NORDBERG *et al.*, 2007).

O efeito tóxico dos metais pesados é muito variável entre espécies ou variedades. As espécies adaptadas a áreas com alto teor de metais (regiões contaminadas por detritos industriais ou em áreas de mineração) podem suportar quantidades excessivas de elemento. A resposta das plantas a toxidez por metais pesados envolve alterações estruturais, fisiológicas e bioquímicas que dependem do tipo e concentração do metal pesado e do tempo de exposição das plantas a esses elementos.

2.3.1 Alumínio

O alumínio (Al) foi descoberto em 1825, em Copenhague, Dinamarca, pelo físico dinamarquês Hans Christian Oersted. É o metal mais abundante na crosta terrestre, da qual constitui 7,6% e é obtido a partir do minério bauxita (VAITSMAN *et al.*, 2001).

Esse metal possui as mais diversas aplicações como por exemplo: em utensílios domésticos, na fiação elétrica, na construção civil e na composição de espelhos juntamente com a prata. As ligas com alumínio são também utilizadas na produção de aviões, para torná-los mais leves. Na indústria, é usado para fabricar latas, assim como, é usado em tintas na forma de pó de alumínio. Sua leveza, resistência à corrosão e baixo ponto de fusão, lhe conferem uma multiplicidade de aplicações. Considerando a quantidade e o valor do metal empregado, o uso do alumínio excede o de qualquer outro metal, exceto o aço. É um material importante em múltiplas atividades econômicas (SARKAR, 2002; VAITSMAN *et al.*, 2001).

Atualmente a dose semanal tolerável é de 1 mg de alumínio por quilograma de massa corpórea. O alumínio é um dos poucos elementos abundantes na natureza que parecem não apresentar nenhuma função biológica significativa. Porém, pode-se manifestar alergia ao alumínio, ocasionando dermatites ao seu contato. Em relação ao uso de recipientes de alumínio não se têm encontrado problemas de saúde, estando estes relacionados com o consumo de antiácidos e antitranspirantes que contêm este elemento. Tem-se sugerido que o alumínio possa

estar relacionado com a doença de Alzheimer, ainda que esta hipótese não tenha comprovação conclusiva (CETESB, 2005; WHO, 1992).

Sua concentração parece ser maior em lagos ácidos, logo, nestes lagos, o número de peixes e anfíbios diminui-se devido a reações de íons de alumínio com proteínas nos alevinos de peixes e embriões de anfíbios. Alumínio é um dos principais fatores que reduzem o crescimento das plantas em solos ácidos, embora, seja, geralmente inofensivo para o crescimento das plantas em solos de pH neutro, a concentração em solos ácidos de Al^{3+} aumenta o nível de cátions e perturba o crescimento da raiz. A maioria dos solos ácidos estão saturados de alumínio ao invés de íons de hidrogênio. A acidez do solo é, portanto, um resultado de hidrólise de compostos de alumínio (CETESB, 2005; WHO, 2001).

2.3.2 Arsênio

O arsênio (As) foi descoberto em 1250 e possui apenas um isótopo natural conhecido: ^{75}As . Ocorre naturalmente em sulfetos, arsenetos, sulfoarsenetos, óxidos e arseniados. O metaloide arsênio é largamente distribuído na crosta terrestre e apresenta uma concentração média de 2 mg kg⁻¹. Ocorre em concentrações traço em rochas, solo, água e ar (VAITSMAN *et al.*, 2001).

O arsênio é utilizado na dopagem de transistores, como defensivos agrícolas, na fabricação de espelhos metálicos, no diodo emissor de luz, na indústria de raticidas e inseticidas, na manufatura de tintas preservativas de madeira, em pirotecnia, em esmaltes, ligas, entre outros (VAITSMAN *et al.*, 2001). A mineração e a fundição de metais não-ferrosos são as principais fontes antrópicas de arsênio para o meio ambiente, seguida da queima de combustíveis fósseis, contribuindo para a contaminação do ar, água e solo. O uso de pesticidas contendo arsênio ao longo dos anos tem provocado grandes extensões de terras contaminadas, assim como o uso deste elemento na preservação de madeiras (SARKAR, 2002).

Todos os compostos de arsênio são tóxicos, logo, a dose letal para humanos é de 1 a 2 mg/kg por peso do corpo. Os compostos inorgânicos trivalentes do arsênio, como o tricloreto de arsênio, o trióxido de arsênio e a arsina são altamente tóxicos, mais venenosos do que o metal e seus sais pentavalentes (CETESB, 2005; WHO, 1998).

Arsênio é tóxico para as plantas, geralmente, as raízes são o primeiro tecido a ser exposto, e o arsênio inibe toda extensão da raiz na medida e após a translocação para a parte aérea. Esse metal, pode inibir o crescimento das plantas, diminuindo ou prendendo expansão e

acumulação de biomassa, comprometendo a capacidade reprodutiva da planta pelas perdas na fertilidade, rendimento e produção de frutos (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

2.3.3 Cádmio

O cádmio (Cd) foi descoberto pelo químico alemão Friedrich Stromeyer em 1817. É um metal flexível, de coloração prateado com aparência semelhante ao zinco. O Cd é amplamente distribuído pela crosta terrestre e apresenta uma concentração média de 0,1 mg kg⁻¹ (SARKAR, 2002; VAITSMAN *et al.*, 2001).

O cádmio é um metal considerado não essencial para os seres vivos e de alta toxicidade, apresentando efeito crônico, pois concentra-se nos rins, fígado, pâncreas e efeito agudo causando intoxicação aguda ou crônica. O Cd pode ser a causa de vários processos patológicos no homem, como disfunção renal, hipertensão, arteriosclerose, inibição no crescimento, doenças crônicas em idosos e câncer (CETESB, 2005).

Segundo Quinágua (2006), a entrada de cádmio para sistemas aquáticos é explicada por fatores como, “intemperismo, erosão do solo e da camada de rocha viva, descargas atmosféricas diretas devido a atividades industriais, vazamentos de aterros e locais contaminados e pela utilização de lodos e fertilizantes na agricultura”. Os rios contaminados com Cd podem contaminar solos que utilizam essas águas como irrigação para fins agrícolas. Os solos podem ser contaminados pelo lançamento de sedimentos oriundos de atividades de dragagem, ou até mesmo, de inundações.

O cádmio se bioacumula em plantas aquáticas, invertebrados, peixes e mamíferos, de tal forma, que a concentração se eleva quanto maior for o nível trófico do organismo. O metal é deslocado por plantas aquáticas e se concentra nas raízes e folhas desses vegetais, sendo considerado um dos mais tóxicos em ambientes de água doce, quando comparado com outros metais (AZEVEDO e CHASIN, 2003; WHO, 1992).

2.3.4 Chumbo

O chumbo (Pb) é um metal conhecido desde os tempos os antigos, é um metal mole e maleável, conduz mal a eletricidade e em forma de pó é pirofórico. Ocorre com maior frequência na natureza na forma de sulfeto e carbonato. Na crosta terrestre, sua abundância é da ordem de 15 ppm (VAITSMAN *et al.*, 2001).

Por ser resistente à corrosão, o chumbo possui ampla aplicação industrial, sendo utilizado para a fabricação de baterias, principalmente veiculares, em recipientes para produtos corrosivos, para a fabricação de tintas, em artefatos bélicos, ligas metálicas e produtos para escurecer cabelos. Também é utilizado como absorvedor de ruídos e largamente usado na construção de blindagem protetora de usinas nucleares e de equipamentos que emitem radiação, como por exemplo, as máquinas de raios-X. Durante o século vinte, o chumbo era usado em larga escala por meio da adição de compostos orgânicos de chumbo à gasolina. Mais tarde esse uso foi banido, devido à alta contaminação ambiental provocada por essa prática (NORDBERG *et al.*, 2007; QUINÁGLIA, 2006).

O chumbo é lançado na água por meio de emissões atmosféricas, lixiviação do solo, proveniente de algumas fontes naturais ou de fontes antrópicas, o que ocorre com maior frequência, onde posteriormente torna-se solúvel e pode sofrer lixiviação ou pode ser absorvidos por plantas.

Em ambientes aquáticos contaminados, a maior parte do chumbo encontra-se fortemente associada aos sedimentos. Apenas uma pequena fração encontra-se dissolvida na água (QUINÁGLIA, 2006; WHO, 1989).

A toxicidade do chumbo para os organismos aquáticos varia consideravelmente, dependendo da disponibilidade, absorção e sensibilidade das espécies. Os compostos orgânicos são geralmente mais tóxicos para as espécies aquáticas do que as formas inorgânicas Para (WHO, 1989).

Em organismos aquáticos, a captação e o acúmulo do chumbo da água e sedimentos são influenciados por inúmeros fatores ambientais, tais como: a temperatura, salinidade e pH. É pouco provável que o chumbo afete plantas aquáticas nos níveis de concentração encontrados no ambiente em geral (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

2.3.5 Cobalto

O cobalto (Co) foi descoberto na antiguidade e isolado em 1735 pelo químico sueco Georg Brandt. O cobalto é um metal duro, ferromagnético, de coloração branca azulada e encontrado em temperatura ambiente no estado sólido. Normalmente é encontrado junto com o níquel, e ambos fazem parte dos meteoritos de ferro e é normalmente constituído de duas formas alotrópicas com estruturas cristalinas diferentes: hexagonal e cúbica centrada nas faces (AZEVEDO e CHASIN, 2003; VAITSMAN *et al.*, 2001).

Esse elemento possui diversas aplicações, sendo uma delas a produção de metais. Elementos como o níquel, o alumínio, o silício e o manganês desenvolvem uma liga metálica utilizada em ímãs de grande magnetismo, muito utilizado na medicina na forma de tratamentos médicos como o Co-60 (radioisótopo usado como fonte de radiação gama em radioterapia), radiografia industrial para o controle de qualidade de metais e na técnica de irradiação de alimentos. Além desses, pode ser usado em ligas metálicas: superligas usadas em pás de turbinas a gás, turbinas de aviões, ligas resistentes a corrosão, aços rápidos, carbetos e ferramentas de diamante, catálise do petróleo e indústria química, revestimentos metálicos por eletrodeposição, secante para pinturas, revestimento base de esmaltes vitrificados, entre outros (CETESB, 2005; SARKAR, 2002; VAITSMAN *et al.*, 2001).

Seu efeito tóxico no organismo humano assemelha-se ao do níquel, devido à sua grande tendência a formar complexos. Ele é um nutriente essencial na forma de vitamina B12, que é um complexo de cobalto, e tanto a falta quanto o excesso prejudicam o organismo. A falta de Co leva à anemia perniciosa, enquanto que seu excesso no organismo, especialmente na forma livre é tóxico. O cobalto tem algumas similaridades com o ferro e penetra facilmente no organismo, logo, a toxidez do Co se manifesta em todos os processos em que enzimas portadoras de zinco entram em ação. Devido à inativação de enzimas óxido-redutivas, ele provoca danos severos às mitocôndrias das células do coração, provocando fibrose e vários outros problemas. O Co e seus compostos podem provocar dermatites em contato com a pele e danos aos pulmões por inalação, além de existirem algumas evidências de que seus compostos sejam cancerígenos (CETESB, 2005; WHO, 1998).

2.3.6 Cobre

O cobre (Cu) é conhecido desde a antiguidade e são conhecidos dois isótopos naturais: ^{63}Cu e ^{65}Cu , ocorrendo naturalmente na forma de sulfetos, óxidos e carbonatos, dentre outras combinações que dão mais de 350 minerais. Corresponde a 0,0068% da crosta terrestre (AZEVEDO e CHASIN, 2003; VAITSMAN *et al.*, 2001; WHO, 1998).

É largamente utilizado na indústria elétrica (geradores, linhas de transmissão, cabos elétricos e enrolamento de motores) e bastante empregado em ligas metálicas, sendo as mais comuns o bronze e o latão. É utilizado na fabricação de hélices para navio, na cunhagem de moedas, em armamentos, no fabrico de registros, válvulas, torneiras e tubos. O sal

CuSO₄.5H₂O (sulfato de cobre) é usado como veneno agrícola e como algicida. Na odontologia como componente de almálgamas dentários (CETESB, 2005; VAITSMAN *et al.*, 2001).

O Cu é um elemento traço essencial e uma parte vital de diversas enzimas. Em pequenas quantidades é benéfico ao organismo humano, no entanto, o excesso do nível de cobre no organismo está relacionado a casos de asma, hipertensão, depressão, esquizofrenia, convulsões, aumento do nível de colesterol e necrose do fígado (CETESB, 2005; NORDBERG *et al.*, 2007; VAITSMAN *et al.*, 2001).

O Cu ocorre naturalmente nas águas em concentrações inferiores a 20 µg L⁻¹. O aporte deste metal em ambientes aquáticos ocorre pelo intemperismo de solos e pelo lançamento de efluentes industriais e de esgoto doméstico tratado. Além disso, os compostos de Cu também podem ser aplicados intencionalmente com a finalidade de controlar o crescimento de algas (CETESB, 2005; WHO, 1998).

Os efeitos tóxicos do Cu na biota aquática dependem da biodisponibilidade deste metal na água, o que, por sua vez, depende da forma química em que o Cu se apresenta no ambiente. A biodisponibilidade deste metal pode ser reduzida pela complexação e adsorção do cobre pela matéria orgânica, ferro e óxidos de manganês hidratados e agentes quelantes excretados por algas e outros organismos aquáticos. Nesses ambientes, a concentração de Cu e sua biodisponibilidade dependem de fatores como a dureza da água e alcalinidade, força iônica, pH, potencial redox, agentes complexantes, carbono e material particulado em suspensão e pela interação entre o sedimento e a água (WHO, 1998).

2.3.7 Cromo

O cromo (Cr) foi descoberto em 1797, ocorrendo basicamente como cromita e cobre cerca de 0,012% da crosta terrestre. As concentrações de Cr em água doce são muito baixas, normalmente inferiores a 1 µg L⁻¹ (CETESB, 2005; VAITSMAN *et al.*, 2001; WHO, 1988).

O Cr é um metal branco acinzentado cristalino. É utilizado na produção do aço inoxidável e de outras ligas comerciais e no recobrimento de peças. Todos os compostos de cromo apresentam cor. Os dicromatos são usados em química analítica como oxidantes e no *tanning* de couro. O cromato de chumbo (PbCrO₄) é um pigmento amarelo. Sais de cromo são usados como agente mordente na indústria têxtil, e na anodização do alumínio (AZEVEDO e CHASIN, 2003; CETESB, 2005; VAITSMAN *et al.*, 2001).

Todos os compostos deste metal são considerados muito tóxicos e agentes poluentes. Em sua forma trivalente é essencial ao metabolismo humano e sua carência causa doenças. No entanto, na forma hexavalente é tóxico e cancerígeno. Pode ser benéfico ou maléfico ao ser humano, dependendo do estado de valência em que se apresenta. Em excesso, este metal prejudica os rins e o fígado (CETESB, 2005; VAITSMAN *et al.*, 2001).

Apesar de o cromo estar presente em todas as plantas, não é provado ser um elemento essencial para esses organismos. O Cr pode ser absorvido pelas raízes e folhas das plantas (WHO, 1988).

2.3.8 Ferro

O ferro (Fe), foi descoberto como elemento químico em 1669 pelo cientista Henning Brand. É um dos metais mais conhecidos pelo homem, pois é um dos elementos que mais contribuiu para o desenvolvimento da sociedade. É um dos mais abundantes do universo e o quarto mais encontrado na crosta terrestre (aproximadamente 5%) e também no interior das estrelas e em meteoritos. Entre os metais, ele só perde para o alumínio. Suas principais fontes são os minérios hematita (Fe_2O_3), magnetita (Fe_3O_4), limonita ($\text{FeO}(\text{OH})\text{nH}_2\text{O}$), ilmenita (FeTiO_3), siderita (FeCO_3) e pirita (FeS_2), sendo a hematita um dos seus minerais mais importantes (AZEVEDO e CHASIN, 2003; VAITSMAN *et al.*, 2001).

À temperatura ambiente, o ferro encontra-se no estado sólido. É extraído da natureza sob a forma de minério de ferro que, depois de passado para o estágio de ferro-gusa, através de processos de transformação, é usado na forma de lingotes. O ferro hoje é o metal mais usado em todo mundo sendo, responsável por 95% da produção mundial de metal (VAITSMAN *et al.*, 2001). Devido ao seu baixo preço e dureza, especialmente é empregado em automóveis, barcos, componentes estruturais de edifícios. Ademais, o ferro é catalisador, utilizado na produção de amônia pelo processo Haber–Bosch; bem como em outros processos industriais, tais como, cloreto de ferro, utilizado em processos de tratamento de água e esgoto e sulfato de ferro, utilizado em suplementos alimentares no tratamento de anemia (AZEVEDO e CHASIN, 2003; CETESB, 2005; VAITSMAN *et al.*, 2001).

2.3.9 Manganês

O manganês (Mn), foi descoberto em 1774 pelo sueco Johan Gottlieb Gahn, reduzindo o seu óxido com carbono. É o 12º elemento mais abundante da crosta terrestre, compondo aproximadamente 1000 ppm (0.1%) da crosta terrestre, não é encontrado na forma pura, mas faz parte da composição de mais de cem minérios sendo os principais a pirolusita e a rodocrosita (AZEVEDO e CHASIN, 2003; VAITSMAN *et al.*, 2001).

Atualmente, muitas aplicações são reservadas ao manganês nos setores metálico e não-metálico. Dentre uma variedade de usos, o manganês é um componente-chave nas ligas com outros metais, especialmente, com o ferro na produção de aço. Pode ser usado ainda, em combinação com outros metais na produção de ligas de cobre, zinco, alumínio, estanho e chumbo. Cabe seu uso também, em baterias, agricultura, agente de secagem de pintura, agentes oxidantes para corantes, aromatizantes e agentes de vedação, aplicações no meio ambiente (tratamento de água, controle da poluição do ar, aditivos de combustão), inclusive na hidrometalurgia (urânio e zinco), agente corante em vidros, produtos da cerâmica vermelha, oxidantes na manufatura de cloro, cromo e oxigênio; desinfetante, corante ou descorante do vidro, devido às propriedades oxidantes do metal (AZEVEDO e CHASIN, 2003; CETESB, 2005; VAITSMAN *et al.*, 2001).

Este elemento, que é essencial para os seres humanos, está presente naturalmente em certos alimentos, porém, em diminutas quantidades. Todavia, quando elevadas doses adentram o organismo, podem ocorrer efeitos tóxicos de diferentes intensidades, sendo que o mais grave é quando afeta o sistema nervoso central, podendo acarretar problemas de memória, alucinações, doença de Parkinson, embolia pulmonar e bronquite. Outros sintomas incluem: apatia, esquizofrenia, fraqueza muscular, cefaléia e insônia. Em casos de exposições prolongadas, os homens podem apresentar impotência sexual (CETESB, 2005; VAITSMAN *et al.*, 2001; WHO, 2001).

O manganês é um micronutriente essencial para as plantas. O pH ácido do solo, por volta de 5, favorece o acúmulo de concentrações de manganês, tornando-as tóxicas. Os tecidos vegetais apresentam elevadas quantidades deste nutriente quando os níveis de Mn encontram-se em quantidades excessivas no solo. Assim, a parte aérea da planta é a mais afetada pela toxidez de manganês do que as raízes, pois, absorvem e transportam o elemento em excessivas quantidades acumulando-o nas folhas. Os danos de toxidez nas raízes aparecem somente depois que a parte aérea foi danificada. Os sintomas foliares e a análise química, da matéria seca da

parte aérea, são métodos para verificar o excesso de Mn nas plantas (CETESB, 2005; WHO, 2001).

2.3.10 Zinco

O zinco (Zn) foi descoberto em 1746, porém há indícios históricos de que o metal era usado na Índia, já no século XIII. É um metal branco azulado, moderadamente maleável e dúctil a 110-150°C, é um bom condutor de eletricidade e ocorre principalmente como sulfeto, óxido, carbonato e silicato (AZEVEDO e CHASIN, 2003; VAITSMAN *et al.*, 2001).

O Zn é amplamente empregado em galvanoplastia e em ligas metálicas. É utilizado como anodo de sacrifício, na fixação de telhas, na fabricação de mostradores luminosos, telas de raios X e de TV e luzes fluorescentes (CETESB, 2005; VAITSMAN *et al.*, 2001).

Em quantidades adequadas é considerado um elemento essencial e benéfico para o metabolismo humano e para o crescimento de plantas e animais. Seu grau de toxicidade é, em geral, baixo, provocando irritabilidade, ansiedade, perda de concentração e gestos repetidos. O excesso de zinco no organismo está associado a casos de úlcera, pancreatites, anemias, má circulação e fibrose pulmonar (CETESB, 2005; VAITSMAN *et al.*, 2001).

Em águas superficiais, normalmente as concentrações estão na faixa de <0,001 a 0,10 mg L⁻¹. É largamente utilizado na indústria e os principais processos antrópicos responsáveis pela liberação deste metal no meio ambiente são: produção de zinco primário, combustão de madeira, incineração de resíduos, produção de ferro e aço e efluentes domésticos (CETESB, 2005).

A distribuição e o transporte de zinco na água, sedimento e solo dependem das espécies de Zn presentes e das características do meio ambiente. A solubilidade do Zn é determinada principalmente pelo pH, sendo que para valores de pH ácidos, o zinco pode estar presente na fase aquosa em sua forma iônica. O Zn pode precipitar em valores de pH maiores do que 8,0. Este metal também pode formar complexos orgânicos estáveis, tais como ácidos húmicos e fúlvicos (CETESB, 2005; WHO, 2001).

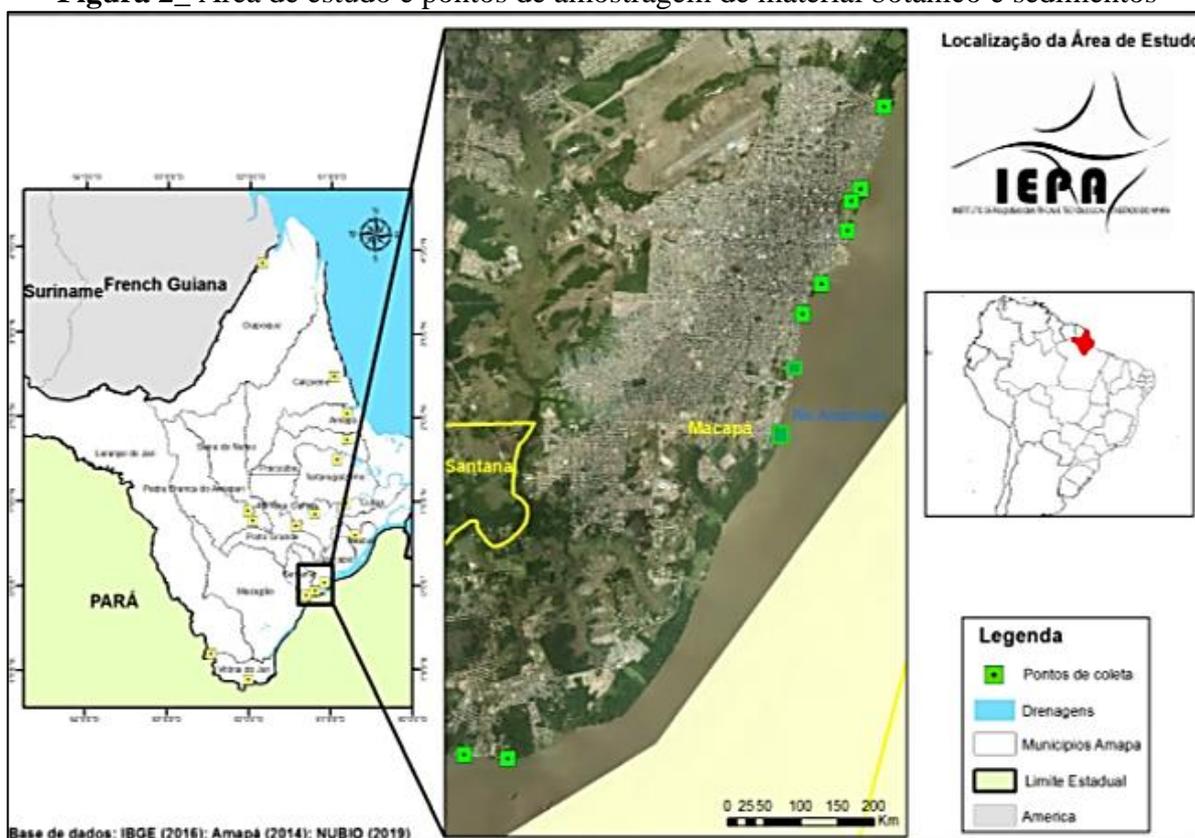
3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O setor costeiro estuarino do Amapá ou Amazônico corresponde, geograficamente, à região costeira que se estende da foz do rio Jarí até a foz do rio Araguari. Compreende uma faixa terrestre dos municípios de Vitória do Jarí, Mazagão, Santana, Macapá, Itaubal e Cutias. É uma região de mesomárés, fortemente dominada pelas correntes do Canal do Norte do rio Amazonas. A costa é dominada por sedimentos, predominantemente, lamosos, depositados pela ação das correntes e inundações (TORRES e EL-ROBRINI, 2018)

O presente trabalho abordou uma região da zona estuarina amapaense, Orla Urbana de Macapá, estendendo-se até o Distrito da Fazendinha, onde tal se caracteriza pelo seu regime de marés e predominância de sedimentos lamosos (Figura 2).

Figura 2_ Área de estudo e pontos de amostragem de material botânico e sedimentos



Fonte: IBGE (2016); NUBIO (2019)

Essas áreas têm sofrido nos últimos anos uma forte degradação ambiental, por acentuada ocupação populacional de seu entorno, atividades portuárias, intensa circulação de embarcações e lançamento de efluentes domésticos e comerciais direto no Canal do Norte do rio Amazonas.

3.2 AMOSTRAGEM

A campanha amostral teve início na orla de Macapá, partindo-se do Canal do Jandiá, percorrendo a trajetória da margem esquerda do rio Amazonas até o Distrito da Fazendinha, limitando-se no igarapé Paxicú, divisa com a Área de Proteção Ambiental da Fazendinha (Figura 2).

Foram efetuados 10 pontos de amostragem, no qual se extraiu as macrófitas e sedimentos associados. Os pontos coletados foram casuais e georreferenciados por meio de GPS (Tabela 1). Toda a campanha foi realizada no período matutino e de baixa-mar, previstos pela tábua de marés.

TABELA 1_ Coordenadas dos Pontos de Coleta

Pontos	Coordenadas	Referencia
P1	0.057061, -51.042182	Canal do Jandiá
P2	0.052871, -51.041425	Praça do Perpetuo Socorro
P3	0.046791, -51.043551	Praça Radialista Agostinho Nogueira de Souza (Pracinha)
P4	0.040553, -51.047397	Igarapé das mulheres
P5	0.036058, -51.047107	Trapiche Eliezer Levi
P6	0.026031, -51.053544	Rampa do Santa Inês
P7	0.002391, -51.060121	Praia do Aturiá
P8	-0.005635, -51.062830	Canal das Pedrinhas
P9	-0.055857, -51.107885	Praticagem
P10	-0.055257, -51.114172	Praia da Fazendinha

Fonte: Autor da pesquisa

3.3 COLETA E IDENTIFICAÇÃO DE MATERIAL BOTÂNICO

Foram coletados exemplares adultos e férteis das espécies de macrófitas aquáticas em bancos lamosos e/ou arenosos. As áreas de ocorrência dessas espécies variam de 0 a 5 metros de profundidade e ficam totalmente submersas durante a maré cheia, porém, todas as coletas foram realizadas nos períodos de baixa-mar.

Realizou-se no total dez pontos de coletas de espécimes de plantas aquáticas de acordo com sua ocorrência na trajetória amostral, sendo coletado um indivíduo por ponto. As amostras das espécies coletadas, foram acondicionadas em sacos plásticos separadamente e armazenadas até a triagem no laboratório do Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Amapá-IEPA.

Para a identificação das espécies foram usadas chaves de identificação taxonômica suficientes para chegar ao nível de família, gênero e espécie. Além disso, foram usadas as descrições de Pott e Pott (2000) e consultas as exsicatas disponíveis no Herbário Amapaense – HAMAB-IEPA.

3.4 COLETA DE SEDIMENTOS

Foram coletadas dez amostras de sedimentos superficiais, onde encontram-se associadas às plantas aquáticas. Para tanto, seguiu-se o protocolo de amostragem de sedimentos dado pela EMBRAPA (2006), efetuando-se a retirada das amostras com auxílio de uma draga e acondicionadas em sacos plásticos e armazenadas até o processamento.

3.5 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE METAIS PESADOS EM PLANTAS E SEDIMENTOS

Para a determinação do teor de metais pesados em plantas, o material botânico foi lavado, seco e separados em raízes e folhas, totalizando 20 amostras (10 amostras de raízes e 10 amostras de folhas). Posteriormente, o material vegetal foi seco em estufa a 40°C e moído (Figura 3).

Figura 3_ Estufa para secagem do material botânico



Fonte: Autor da pesquisa

No Laboratório de Sedimentologia – MPEG o material vegetal moído foi pesado e transferido 0,5 g de amostra/massa para o tubo digestor de 80 ml e adicionado 25 ml de mistura ácida (usando-se uma mistura nítrico-perclórica), mantendo a frio por 24 horas. Para as determinações das concentrações de metais pesados nos sedimentos, as amostras foram previamente secas a 60°C, peneiradas e pesadas 0,5 g sedimentos para 25 ml de mistura ácida postos em tubo digestor de 80 ml e mantendo a frio por 24 horas (Figura 4).

Figura 4_ Bloco digestor realizando a digestão por via úmida das amostras de macrófitas aquáticas e sedimentos.



Fonte: Autor da pesquisa

Após isso, todas as amostras foram submetidas à digestão por via úmida, aquecendo-as lentamente até 200°C, mantendo até a mistura clarear, em seguida, esfriando e completando o volume até 25 ml com H₂O. Com isso, é possível a determinação dos teores de metais pesados (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, P, Pb, S, Zn, Hg).

Após a digestão, as soluções remanescente das amostras de macrófitas e sedimentos foram filtrada em membrana quantitativa, em seguida levadas para a leitura no espectrofotômetro de absorção atômica - AA *Spectrometer iCE 3000 Series* (Figura 5) o proposto pelo trabalho.

Figura 5_espectrofotômetro de absorção atômica - AA Spectrometer iCE 3000 Series



Fonte: assets.thermofisher.com

3.6 PARÂMETROS DE CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS

Para a comparação da concentração de metais pesados presentes nas macrófitas aquáticas foram utilizadas as concentrações máximas dos elementos contaminantes (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn,) estabelecidos no Art. 14 da Resolução N° 357, de 17 de Março de 2005 – CONAMA (Tabela 2), no qual dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências.

TABELA 2_ Concentração máxima de metais pesados dados pela Resolução n° 357, de 17 de março de 2005

Padrões de qualidade de água	
PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Alumínio	0,1 mg/L Al
Arsênio	0,01 mg/L As
Cádmio	0,001 mg/L Cd
Chumbo	0,01mg/L Pb

Cobalto	0,05 mg/L Co
Cobre	0,009 mg/L Cu
Cromo	0,05 mg/L Cr
Ferro	0,3 mg/L Fe
Manganês	0,1 mg/L Mn
Zinco	0,18 mg/L Zn

Fonte: RESOLUÇÃO Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005

Para a comparação da concentração de metais pesados presentes nos sedimentos associados as macrófitas, foram utilizadas as concentrações máximas dos elementos contaminantes (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn,) dados na Tabela III em anexo da RESOLUÇÃO Nº 454, de 01 de NOVEMBRO de 2012 – CONAMA (Tabela 3), no qual estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional.

TABELA 3_ Concentração máxima de metais pesados em sedimentos dados pela Resolução nº 454, de 01 de novembro de 2012

Padrões de qualidade	
Parâmetros Inorgânicos	Valor máximo para água doce
	Nível 2
Arsênio	17 mg/kg
Cádmio	3,5 mg/kg
Chumbo	91,3 mg/kg
Cobre	197 mg/kg
Cromo	90 mg/kg
Zinco	315 mg/kg

Fonte: RESOLUÇÃO Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005

O valor de referência adotado para a concentração do elemento Cobalto é dado pelo Manual de Procedimentos de Coleta de Amostras em Áreas Agrícolas para Análise da

Qualidade Ambiental: Solo, Água e Sedimentos (EMBRAPA, 2006), no qual estabelece um limite de 25 mg/kg, quando excedido, indica uma possível alteração da qualidade natural.

A legislação brasileira não dispõe de limites máximos permitidos em sedimentos para os metais: Alumínio, Manganês e Ferro.

3.7 ANALISE DE DADOS

Todas as informações obtidas foram inseridas em um banco de dados elaborados em planilhas eletrônicas do Excel para análises de estatística descritiva. Para analisar as concentrações dos metais pesados em sedimento, raiz e folha foi realizada uma análise de variância para comparação de médias e aplicado o teste a posteriori de Tukey (ZAR, 1996), utilizando o software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 PRINCIPAIS ESPÉCIES OCORRENTES NA ÁREA DE ESTUDO

A partir das coletas realizadas na área de estudo, foi possível identificar quatro espécies de macrófitas aquáticas ocorrentes (Tabela 4).

As espécies coletadas mais predominantes no trecho da orla urbana de Macapá e Distrito da Fazendinha foram: *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Pontederiaceae), *Pontederia rotundifolia* L.f. (Pontederiaceae), *Eleocharis interstincta* (Vahl) Roem. & Schult (Cyperaceae), *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult. (Cyperaceae).

Vale ressaltar que as espécies citadas neste trabalho não são as únicas que ocorrem na área de estudo, ou seja, pode-se encontrar outras espécies de macrófitas aquáticas que não foram incluídas no estudo, pois encontravam-se fora do escopo definido pela metodologia, não apresentaram estruturas férteis e maduras.

TABELA 4_ Espécies de macrófitas encontrados na área de estudo

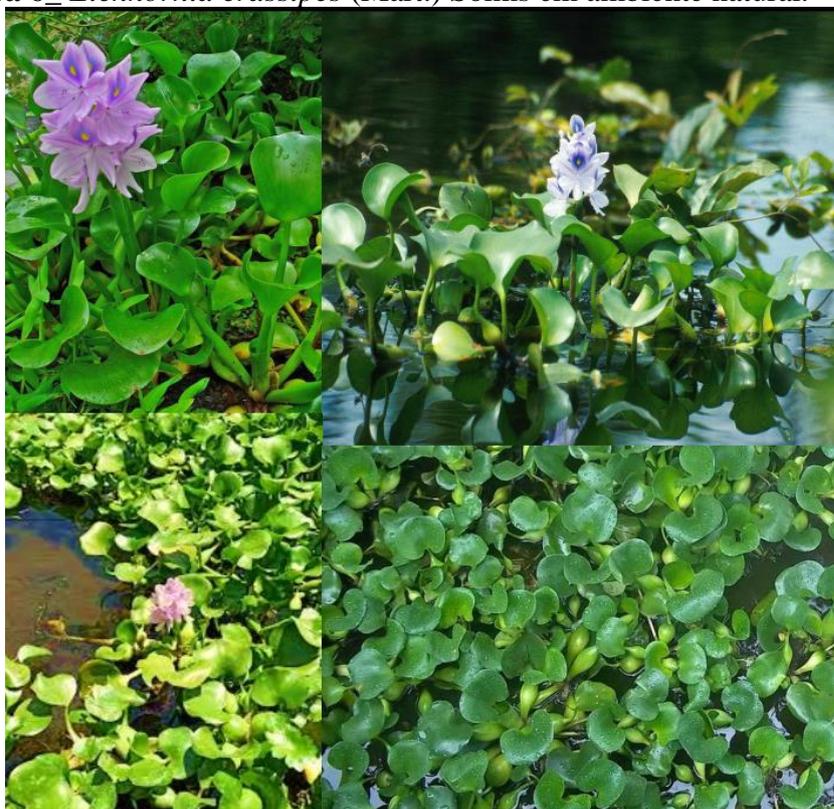
	Espécie	Nome Popular	Ponto Coletado
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Aguapé, Mururé da Amazônia, Jacinto-d'água	Ponto 1
			Ponto 2
			Ponto 3
	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	Aguapé	Ponto 10

			Ponto 4
Cyperaceae	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult	Cebolinha d'água	Ponto 5
	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	Cebolinha	Ponto 6
			Ponto 9

Fonte: Autor da pesquisa.

Eichhornia crassipes (Mart.) Solms, pertencente à Pontederiaceae, popularmente conhecida como aguapé/mururé-da-Amazônia/jacinto-d'água (Figura 6). É uma erva aquática flutuante livre, estolonífera e perene. Seu hábito e tamanho (15 a 80 cm) podem variar tanto que seu pecíolo inflado desaparece ficando ereto e mais longo quando a planta está enraizada ou adensada e distingue-se por pétalas de bordo liso florescendo quase o ano todo (POTT e POTT, 2000). É a mais temida invasora aquática de represas, canais, rios e reservatórios dificultando a navegação, dominando e eliminando plantas nativas. É uma planta nativa na América do Sul tropical e introduzida em todos os continentes (cosmopolita devido sua plasticidade), abundante em rios e áreas de inundação fluvial, solos argilosos e siltoso-orgânico férteis (COOK, 1974; POTT e POTT, 2000).

Figura 6 *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms em ambiente natural.



Fonte: Autor da pesquisa.

Pontederia rotundifolia L.f., pertencente à Pontederiaceae, popularmente conhecida como aguapé. É uma erva aquática flutuante fixa, rizomatosa e estolonífera, podendo ser anual ou perene florescendo de fevereiro a outubro (Figura 7). Tem preferência por águas mais profundas, porém, sobrevive em solos úmidos após a cheia. É componente de camalotes das margens dos rios, são frequentes em planícies e inundações, meandros de rios e corixos, solos férteis argilosos. Ampla distribuição nas Américas Central e do Sul (POTT e POTT, 2000).

Figura 7_ *Pontederia rotundifolia* L.f. em ambiente natural.



Fonte: Autor da pesquisa.

Eleocharis interstincta (Vahl) Roem. & Schult., pertencente à Cyperaceae, popularmente conhecida como Cebolinha d'água. É uma erva aquática emergente, cespitosa, rizomatosa, perene, medindo de 50 a 90 cm de altura e floresce de fevereiro a agosto. Geralmente torna-se dominante em faixas entre a borda e o centro, até a profundidade de 40 cm. Planta que rebrota rapidamente na estação das chuvas e distribui-se pela América tropical, dos Estados Unidos ao Rio Grande do Sul (POTT e POTT, 2000) (Figura 8).

Figura 8_ *Eleocharis interstincta* (Vahl) Roem. & Schult. em ambiente natural.



Fonte: Autor da pesquisa.

Eleocharis mutata (L.) Roem. & Schult., pertencente à Cyperaceae, popularmente conhecida como Cebolinha. É uma erva aquática emergente ou flutuante, rizomatosa, perene, ereta, medindo de 25 a 60 cm de altura, produz flor e semente no final da cheia (março a junho) (Figura 9). Cresce na faixa intermediária borda-centro, em água de 0,2 a 1,0 m de profundidade formando conjuntos. Tem sua distribuição na América do Sul tropical e subtropical e África, muito frequente em lagoas e brejos com solos orgânicos, solos siltosos ou arenosos (POTT e POTT, 2000).

Figura 9 *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult. em ambiente natural.



Fonte: Autor da pesquisa.

As macrófitas aquáticas constituem uma das principais comunidades dos ecossistemas límnicos por contribuírem para a diversidade biológica e por apresentarem elevada biomassa e alta produtividade, desempenhando importante papel no ciclo de nutrientes e fluxo de energia (ESTEVES, 1998; WETZEL, 1993). Acredita-se que estes organismos assumam papel ainda mais importante em ecossistemas rasos, como as planícies de inundação, onde colonizam extensas áreas e apresentam elevadas taxas de produção primária (NEIFF, 1986).

Entre as diversas funções desempenhadas pelas macrófitas aquáticas pode-se citar sua função como hospedeiras para com algas perifíticas e bactérias fixadoras de nitrogênio (ESTEVES, 1998), além do que, atuam como armazenadoras de

nutrientes, influenciando as características físico-químicas dos corpos d'água (PAGIORO e THOMAZ, 1999). Em regiões tropicais, estes vegetais atuam como fornecedores de matéria orgânica para a cadeia detritívora, sendo importantes nos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes.

Nos últimos 35 anos aumentou o interesse na utilização do potencial do sistema de plantas aquáticas para tratamento de esgotos, visto que elas possuem a capacidade absorver o excesso de nutrientes e poluentes da água na qual estão crescendo e a capacidade dos ecossistemas dominados por plantas aquáticas, como banhados, de remover substâncias poluentes da água fluindo através deles (MITCHELL, 1974; FERREIRA *et al.*, 2022). Além disso, houve um crescimento de trabalhos documentados como livros, documentos governamentais, teses, dissertações e artigos científicos envolvendo macrófitas e seu potencial fitorremediativo para possível uso em estações de tratamento de esgoto (FERREIRA *et al.*, 2022).

Os resultados obtidos neste estudo corroboram com as afirmativas acima, uma vez que, os elementos contaminantes sendo inseridos nos ambientes onde encontram-se macrófitas aquáticas tendem a ser absorvidos e acumulados, como apontado por Kabata-Pendias e Pendias (2001), quando dizem que é relativamente comum a acumulação e imobilização de metais-traço em raízes, especialmente quando os estoques na planta são suficientes e que os padrões de acumulação e distribuição de elementos-traço em plantas variam consideravelmente entre as espécies e as estações de crescimento.

As ações antrópicas, como a produção de efluentes orgânicos, podem acarretar, em condições adequadas de desenvolvimento desses vegetais, que discute da maior disponibilidade de elementos, promovendo maior produção de macrófitas aquáticas nos ecossistemas (SESHAVATHARAM, 1990).

Os resultados deste estudo demonstram que as macrófitas aquáticas tanto da família Pontederiaceae quanto da Cyperaceae, absorvem os elementos encontrados nos sedimentos e corpos hídricos onde estão inseridas, assim, realizando o processo de fitorremediação, que posteriormente podem evoluir para uma fitoacumulação, fitodegradação, fitoestabilização, fitoestimulação, fitovolatilização e rizofiltração, dependendo de cada espécie e seus mecanismos de respostas aos elementos contaminantes.

As concentrações de metais pesados em plantas aquáticas podem ser 100,00 vezes maiores que o encontrado na água ou no meio em que estão inseridas. A distribuição dos metais

absorvidos pelas plantas podem ter efeitos no tempo de residência desses metais nas plantas e em seu uso para a fitorremediação (MANGABEIRA *et al.*, 2006).

Todas as espécies de macrófitas analisadas neste estudo possuem potencial para serem utilizadas como bioindicadoras, pois são eficientes acumuladoras de poluentes. Além disso, foi observado que essas espécies aparecem com frequência em estudos publicados no período compreendido entre 2001 e 2016 (SOARES *et al.*, 2008; KASSAYE *et al.*, 2016; VIEIRA, 2016)

4.2 ANALISE ESTATÍSTICA

A partir da análise realizada através da ANOVA foi possível determinar valores máximos e mínimos, além de obter a média da concentração dos metais em folhas, raízes e sedimentos de acordo com cada elemento proposto na pesquisa. Assim, o Anexo 1 expõem os resultados estatísticos dos metais Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn..

A partir dos dados apresentados no anexo A e tomando como base o nível de significância estabelecido de $\alpha=0,05$, é possível apontar que os elementos Al, As, Cr, Co, Cu, Fe e Mn dispõem de médias diferentes entre si, logo, as concentrações dos elementos em sedimentos, raízes e folhas são diferentes ($p<0,05$), o que pode indicar que esses metais são mais propícios a volatilização, ou seja, são absorvidos com facilidade e acumulados ou dispersados ao meio em formas menos tóxicas.

Já os elementos Cd, Pb e Zn apresentaram *valor-P* $>0,05$, logo, suas médias não se diferem. Assim, as concentrações em sedimentos, raízes e folhas não diferem em termos de valores médios, logo, tendem a se acumular, principalmente, nas raízes e partes aéreas devido a afinidade de algumas plantas absorverem esses metais (ADRIANO, 1986; BIEGO *et al.*, 1998).

4.3 CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS NAS AMOSTRAS DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS E SEDIMENTOS ASSOCIADOS

4.3.1 Concentração de Alumínio

Para a comparação do teor de alumínio nas macrófitas foram utilizados valores de referência dados pela Resolução Nº 357, de 17 de Março de 2005 – CONAMA, no qual estabelece o limite de toxicidade para Al na ordem de 0,1 mg/L.

TABELA 5_ Concentração de Alumínio encontrada nas macrófitas em raízes e folhas

Ponto	Concentração Raiz (mg/L)	Concentração Folha (mg/L)	Espécies	Valor de Referência
P1	70,15	17,19	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P2	47,98	2,81	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P3	55,34	13,01	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P4	81,65	29,11	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	
P5	61,61	7,26	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	CONAMA
P6	49,06	26,60	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	Nº
P7	54,62	4,71	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	357/2005 –
P8	87,11	13,32	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	0,1 mg/L
P9	67,57	4,81	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	
P10	91,35	6,56	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	

Fonte: Autor da pesquisa.

A concentração do elemento Al nas plantas investigadas na região da raiz variou entre 47,98 e 91,35 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de *P. rotundifolia* L.f. (91,35 mg/L) no Ponto 10 e valor mínimo em amostra de Pontederiaceae, novamente (47,98 mg/L) no Ponto 2 (Tabela 5).

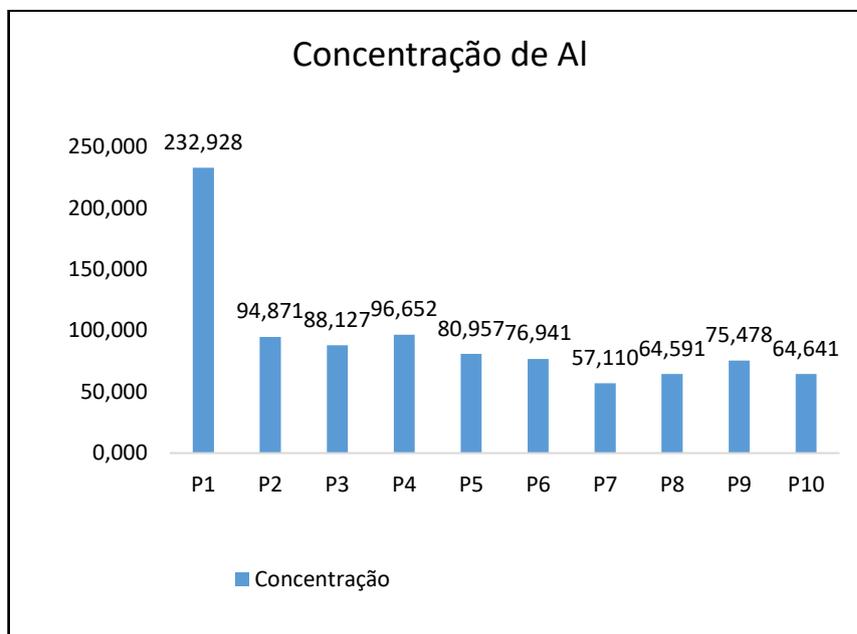
Para as concentrações nas folhas a concentração de Al variou entre 2,81 e 29,11 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Pontederiaceae (29,11 mg/L) no Ponto 4 e valor mínimo em amostra de Pontederiaceae novamente (2,81 mg/L) no Ponto 2 (Tabela 5).

Na tabela acima, nota-se que todas as amostras, tanto da família Pontederiaceae quanto Cyperaceae, apresentam concentrações acima do limite estabelecido pelo CONAMA Nº 357/2005 – 0,1 mg/L para o elemento Al.

As concentrações de Alumínio nos sedimentos mostraram variações no teor entre 57,110 mg/kg e 232,928 mg/kg, logo, todos os pontos amostrados apresentaram valores

elevados do elemento (Figura 10). Contudo, a legislação nacional não dispõe de um valor de referência para determinar a contaminação em sedimentos nos pontos amostrados.

Figura 10_ Concentração de Alumínio em amostras de Sedimentos



Fonte: Autor da pesquisa.

O Alumínio é um dos principais fatores que reduzem o crescimento das plantas em solos ácidos por perturbar o crescimento da raiz. Em humanos pode manifestar alergias, dermatites e pode estar relacionado com a doença de Alzheimer, ainda que esta hipótese não tenha comprovação conclusiva (CETESB, 2005; WHO, 1992; WHO, 2001).

4.3.2 Concentração de Arsênio

Para a comparação do teor de arsênio nas macrófitas, foram utilizados valores de referência dados pela Resolução N° 357, de 17 de Março de 2005 – CONAMA, no qual estabelece o limite de toxicidade para As na ordem de 0,01 mg/L.

A concentração do elemento As nas plantas investigadas na região da raiz variou entre 0,13 e 0,04 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Cyperaceae (0,13 mg/L) no Ponto 5 e valor mínimo em amostra de Pontenderiaceae (0,02 mg/L) no Ponto 2 (Tabela 6).

Para as concentrações nas folhas a concentração de As variou entre 0,002 e 0,004 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Cyperaceae (0,004 mg/L) no Ponto 6 e valor mínimo em amostra de Pontenderiaceae (0,002 mg/L) no Ponto 4 (Tabela 6).

Tabela 6_ Concentração de Arsênio encontrada nas macrófitas em raízes e folhas

Ponto	Concentração Raiz (mg/L)	Concentração Folha (mg/L)	Espécies	Valor de Referência
P1	0,04	N/D	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P2	N/D	N/D	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P3	0,04	N/D	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P4	0,02	0,002	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	
P5	0,13	N/D	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	CONAMA N° 357/2005
P6	0,02	0,004	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	– 0,01 mg/L
P7	0,02	N/D	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	
P8	N/D	N/D	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P9	0,03	N/D	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	
P10	0,06	N/D	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	

N/D – Não detectado.

Fonte: Autor da pesquisa.

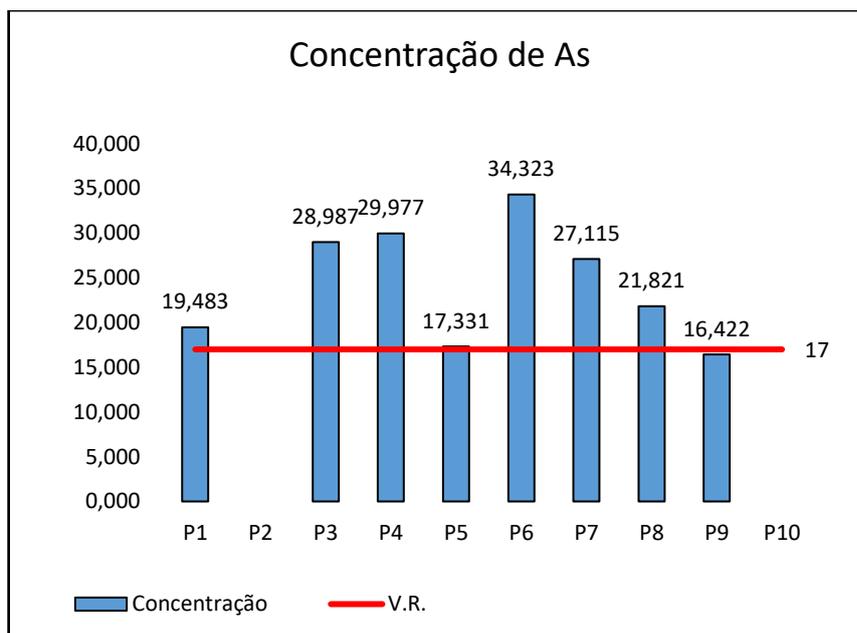
Os resultados da tabela acima mostram que todas as amostras, tanto da família Pontederiaceae quanto Cyperaceae, apresentam na região das raízes concentrações acima do limite estabelecido pelo CONAMA N° 357/2005 – 0,01 mg/L para o elemento As, exceto no Ponto 2 e Ponto 8, onde não foi possível detectar os valores das concentrações, ambas em amostras de *E. crassipes* (Mart.) Solms, pois apresentaram concentrações abaixo dos limites de toxicidade vigente em lei.

Para as concentrações na região das folhas, foi possível determinar apenas as concentrações dos Pontos 4 e 6, no qual apresentaram respectivamente 0,002 mg/L (*P. rotundifolia*.) e 0,004 mg/L (*E. mutata*). Os demais pontos apresentaram valores abaixo do nível de detecção do aparelho de absorção atômica, logo, foram valores não detectados.

Todas as amostras da região das folhas, tanto da família Pontederiaceae quanto Cyperaceae, apresentaram valores abaixo do limite de toxicidade estabelecido pela legislação vigente.

As concentrações de Arsênio em sedimentos mostraram variações no teor entre 16,422 mg/kg e 34,323 mg/kg, assim, os V.R (Valor de referência) determina que apenas nos pontos P5 e P9 as concentrações de As estão nos limites toleráveis de toxicidade. Os pontos que mostraram valores acima do teor tolerável foram os pontos P1, P3, P4, P6, P7 e P8. Para os pontos P2 e P10, não tiveram seus valores detectados (Figura 11).

Figura 11_ Concentração de Arsênio em amostras de Sedimentos



Fonte: Autor da pesquisa.

A presença de Arsênio na área de estudo mostrou baixas concentrações nos vegetais mesmo estando acima do valor de referência dadas pelo CONAMA-Nº 357, contudo são valores pouco significativos e em alguns pontos não foram detectados a presença do metal. Vale ressaltar que sua presença pode ser preocupante devido todos os seus compostos serem tóxicos (CETESB, 2005; WHO, 1998).

Para as plantas, geralmente as raízes são os primeiros tecidos a serem expostos e o arsênio inibe toda extensão da raiz na medida e após a translocação para a parte aérea. Esse metal pode inibir o crescimento das plantas, diminuindo ou prendendo expansão e acumulação de biomassa, comprometendo a capacidade reprodutiva da planta pelas perdas na fertilidade, rendimento e produção de frutos (AZEVEDO e CHASIN, 2003).

4.3.3 Concentração de Cádmio

Para a comparação do teor de cádmio nas macrófitas, foram utilizados valores de referência dados pela Resolução Nº 357, de 17 de Março de 2005 – CONAMA, no qual estabelece o limite de toxicidade para Cd na ordem de 0,01 mg/L.

A concentração do elemento Cd nas plantas investigadas na região da raiz variou entre 0,003 mg/L e 0,071 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Pontederiaceae (0,003

mg/L) no Ponto 1 e valor mínimo em amostra de Cyperaceae (0,071 mg/L) no Ponto 6 (Tabela 7).

Para as concentrações nas folhas a concentração de Cd variou entre 0,003mg/L e 0,047 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Pontenderiaceae (0,047 mg/L) no Ponto 8 e valor mínimo em amostra de Pontenderiaceae novamente (0,003 mg/L) no Ponto 10 (Tabela 7).

Tabela 7_ Concentração de Cádmio encontrada nas macrófitas em raízes e folhas

Ponto	Concentração Raiz (mg/L)	Concentração Folha (mg/L)	Espécies	Valor de Referência
P1	0,071	0,013	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P2	0,053	0,036	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P3	0,013	0,019	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P4	0,025	N/D	<i>Pontenderia rotundifolia</i> L.f.	CONAMA
P5	N/D	0,019	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	Nº 357/2005
P6	0,003	0,015	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	– 0,001
P7	0,004	0,008	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	mg/L
P8	N/D	0,047	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P9	0,015	0,045	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	
P10	0,041	0,003	<i>Pontenderia rotundifolia</i> L.f.	

N/D – Não detectado.

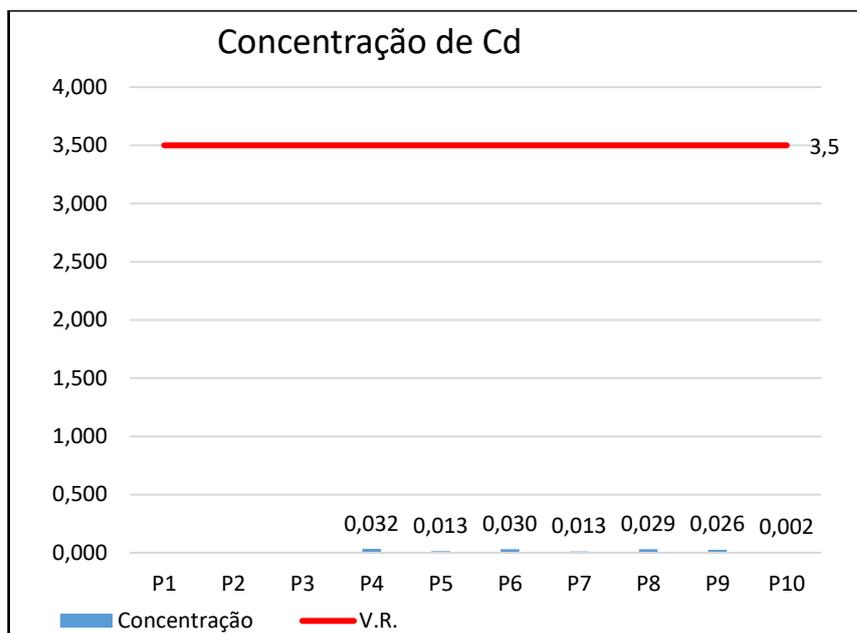
Fonte: Autor da pesquisa.

Os resultados da tabela acima determinam que todas as amostras, tanto da família Pontenderiaceae quanto Cyperaceae, apresentam na região das raízes concentrações acima do limite estabelecido pelo CONAMA Nº 357/2005 – 0,001 mg/L para o elemento Cd, exceto no Ponto 5 e Ponto 8, onde não fora possível detectar os valores das concentrações em amostras de *E. interstincta* e *E. crassipes*, respectivamente. Logo, encontram-se abaixo dos limites de toxicidade vigente em lei.

Para as concentrações na região das folhas, não fora possível determinar apenas a concentração do Pontos 4 em amostra de *P. rotundifolia* L.f., visto ter seu valor não detectado. Os demais pontos apresentaram valores acima do teor tolerável por legislação vigente.

As concentrações de Cádmio nos sedimentos mostraram variações no teor entre 0,002 mg/kg e 0,032 mg/kg, logo, todos os pontos amostrados tiveram concentrações abaixo do limite tolerável de toxicidade de acordo com o V.R, exceto os pontos P1, P2 e P3 que foram valores não detectados (Figura 12).

Figura 12_ Concentração de Cádmiu em amostras de Sedimentos



Fonte: Autor da pesquisa.

O cádmio é um elemento químico relativamente raro, não encontrado em estado puro na natureza, sendo utilizado em ligas, indústrias automotivas, pigmentos, estabilizantes para plásticos de polivinil, baterias e fertilizantes fosfatados (MALAVOLTA, 1994).

No ambiente, tende a se concentrar nos solos e nos sedimentos de a quantidades tóxicas de Cd resulta em rápido declínio da capacidade de absorção e acúmulo deste elemento pelas raízes, principalmente em função da redução generalizada do metabolismo (Oliveira *et al.* 2001). Diversos estudos têm demonstrado que Cd causa diminuição da transpiração e da fotossíntese, aumento da taxa respiratória, clorose foliar, inibição do crescimento de raízes e da parte aérea e redução no acúmulo de matéria seca (KNECHT *et al.*, 1994; SCHÜTZENDÜBEL *et al.*, 2001; SOLTAN e RASHED, 2003; VECCHIA *et al.*, 2005).

4.3.4 Concentração de Chumbo

Para a comparação do teor de chumbo nas macrófitas foram utilizados valores de referência dados pela Resolução N° 357, de 17 de Março de 2005 – CONAMA, no qual estabelece o limite de toxicidade para Pb na ordem de 0,01 mg/L.

A concentração do elemento Pb na região da raiz variou entre 0,04 mg/L e 0,19 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Pontederiaceae (0,19 mg/L) no Ponto 4 e valor mínimo em amostra de Pontederiaceae novamente (0,04 mg/L) no Ponto 1 (Tabela 8).

Para as concentrações nas folhas a concentração de Pb variou entre 0,04mg/L e 0,21 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Pontenderiaceae (0,21 mg/L) no Ponto 4 e valor mínimo em amostra de Pontenderiaceae novamente (0,04 mg/L) no Ponto 3 (Tabela 8).

Tabela 8_ Concentração de Chumbo encontrada nas macrófitas em raízes e folhas

Ponto	Concentração Raiz (mg/L)	Concentração Folha (mg/L)	Espécies	Valor de Referência
P1	0,04	0,17	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P2	N/D	0,07	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P3	0,09	0,04	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P4	0,19	0,21	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	CONAMA
P5	0,13	N/D	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	Nº
P6	0,08	0,06	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	357/2005 –
P7	0,05	0,15	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	0,01 mg/L
P8	N/D	0,18	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P9	N/D	0,12	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	
P10	0,08	0,12	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	

N/D – Não detectado.

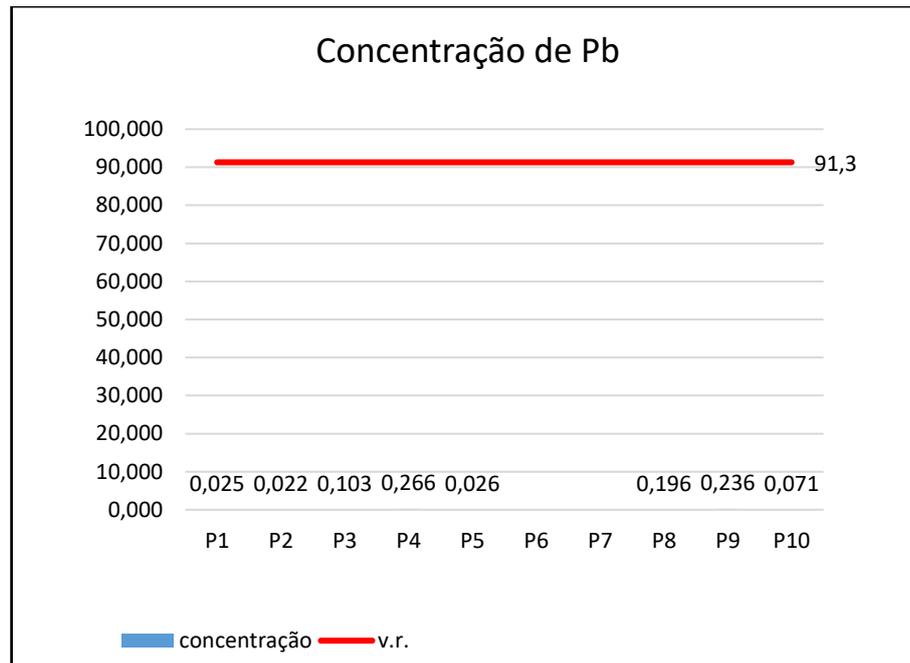
Fonte: Autor da pesquisa.

Os resultados da tabela acima atestam que todas as amostras, tanto da família Pontenderiaceae quanto Cyperaceae, apresentam na região das raízes concentrações acima do limite estabelecido pelo CONAMA Nº 357/2005 – 0,001 mg/L para o elemento Pb, exceto no Ponto 2, Ponto 8 e Ponto 9, onde não foi possível detectar os valores das concentrações em amostras de *E. crassipes*, *E. crassipes* e *E. mutata*, respectivamente, pois as concentrações encontram-se abaixo dos limites de toxicidade vigente em lei.

Para as concentrações na região das folhas, não foi possível determinar apenas a concentração do Ponto 5 em amostra de *E. interstincta* (Vahl) Roem. & Schult., visto ter seu valor não detectado. Os demais pontos apresentaram valores acima do teor tolerável por legislação vigente.

As concentrações de Chumbo em sedimentos mostraram variações do teor entre 0,022 mg/kg e 0,266 mg/kg, portanto, todos os pontos amostrados tiveram concentrações abaixo do limite tolerável de toxicidade de acordo com o V.R (Figura 13). Os pontos P6 e P7 não tiveram valores detectáveis.

Figura 13_ Concentração de Chumbo em amostras de Sedimentos



Fonte: Autor da pesquisa.

A origem do Pb se dá as atividades antropogênicas e que tem sido causa de muitas pesquisas e investigações, devido à passagem desse metal pelos níveis tróficos. A contaminação de solos com Pb é um processo cumulativo, praticamente irreversível aumentando os teores na superfície do solo, indicando uma disponibilidade de sua absorção pelas raízes das plantas (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992)

O uso de elementos aditivos antidetonante em gasolina como o Pb, por exemplo são grandes fontes de contaminação de solos e plantas, pois partículas desse metal são aerotransportadas a longas distâncias (ADRIANO, 1986).

4.3.5 Concentração de Cobalto

Para a comparação do teor de cobalto nas macrófitas, foram utilizados valores de referência dados pela Resolução N° 357, de 17 de Março de 2005 – CONAMA, no qual estabelece o limite de toxicidade para Co na ordem de 0,009 mg/L.

A concentração do elemento Co nas plantas investigadas na região da raiz variou entre 0,49 e 1,13 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Pontederiaceae (1,13 mg/L) no Ponto 1 e valor mínimo em amostra de Cyperaceae (0,49 mg/L) no Ponto 5 (Tabela 9).

Para as concentrações nas folhas a concentração de Cu variou entre 0,57 e 0,90 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Pontenderiaceae (0,90 mg/L) no Ponto 10 e valor mínimo em amostra de Cyperaceae (0,57 mg/L) no Ponto 1 (Tabela 9).

Tabela 9_ Concentração de Cobalto encontrada nas macrófitas em raízes e folhas

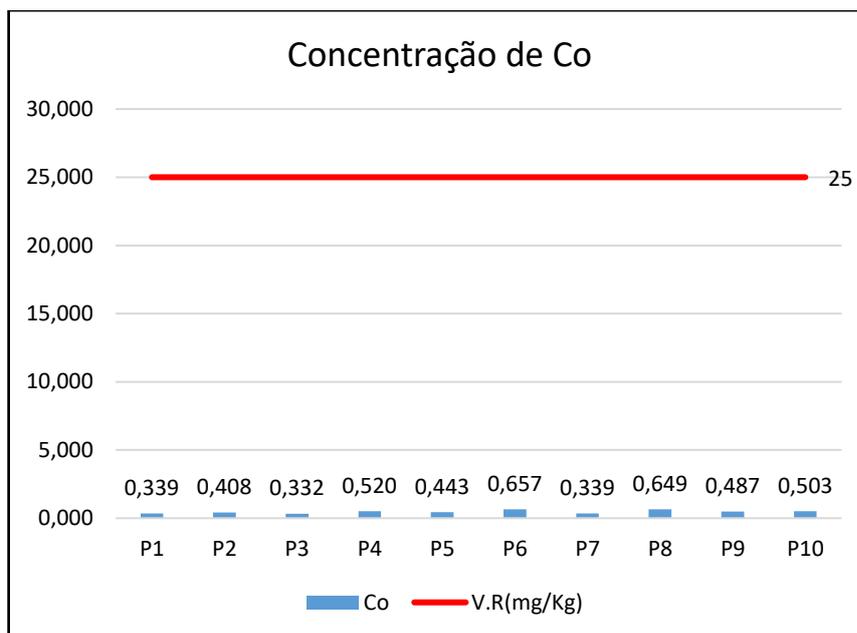
Ponto	Concentração Raiz (mg/L)	Concentração Folha (mg/L)	Espécies	Valor de Referência
P1	1,13	0,57	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P2	0,80	0,58	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P3	0,96	0,71	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P4	0,53	0,67	<i>Pontenderia rotundifolia</i> L.f.	
P5	0,49	0,58	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	CONAMA N° 357/2005
P6	0,70	0,73	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	– 0,05 mg/L
P7	0,79	0,62	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	
P8	0,61	0,80	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P9	0,67	0,85	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	
P10	0,92	0,90	<i>Pontenderia rotundifolia</i> L.f.	

Fonte: Autor da pesquisa.

Os resultados da tabela acima determinam que todas as amostras, tanto da família Pontenderiaceae quanto Cyperaceae, encontram-se concentrações acima do limite estabelecido pelo CONAMA N° 357/2005 – 0,05 mg/L para o elemento Co.

As concentrações de Cobalto em sedimentos mostraram variações do teor entre 0,332 mg/kg e 0,657 mg/kg, portanto, todos os pontos amostrados tiveram concentrações abaixo do limite tolerável de toxicidade de acordo com o V.R (Figura 14).

Figura 14_ Concentração de Cobalto em amostras de Sedimentos



Fonte: Autor da pesquisa.

O efeito tóxico do Cobalto possui similaridades com o níquel e o ferro devido à sua grande tendência a formar complexos e penetra facilmente no organismo podendo provocar dermatites em contato com a pele e danos aos pulmões por inalação, além de existirem algumas evidências de que seus compostos sejam cancerígenos (CETESB, 2005; WHO, 1998).

4.3.6 Concentração de Cobre

Para a comparação do teor de cobre nas macrófitas, foram utilizados valores de referência dados pela Resolução N° 357, de 17 de Março de 2005 – CONAMA, no qual estabelece o limite de toxicidade para Cu na ordem de 0,009 mg/L.

A concentração do elemento Cu nas plantas investigadas na região da raiz variou entre 0,11 e 0,45 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Pontederiaceae (0,45 mg/L) no Ponto 10 e valor mínimo em amostra de Cyperaceae (0,11 mg/L) no Ponto 5 (Tabela 10).

Para as concentrações nas folhas a concentração de Cu variou entre 0,03 e 0,22 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Pontederiaceae (0,22 mg/L) no Ponto 10 e valor mínimo em amostra de Cyperaceae (0,03 mg/L) no Ponto 7 (Tabela 10).

Tabela 10_ Concentração de Cobre encontrada nas macrófitas em raízes e folhas

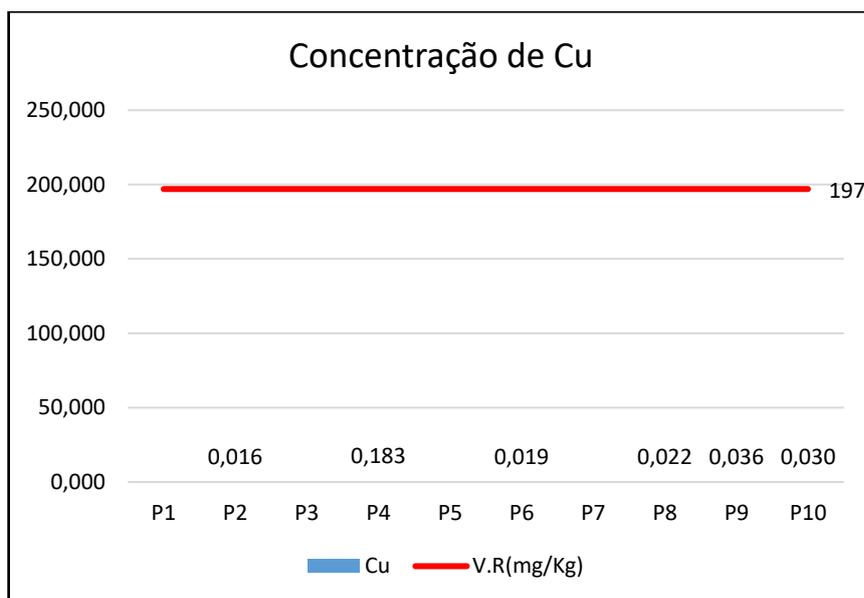
Ponto	Concentração Raiz (mg/L)	Concentração Folha (mg/L)	Espécies	Valor de Referência
P1	0,42	0,17	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	CONAMA Nº 357/2005 – 0,009 mg/L
P2	0,30	0,05	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P3	0,21	0,08	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P4	0,24	0,14	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	
P5	0,11	0,05	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	
P6	0,22	0,07	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	
P7	0,23	0,03	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	
P8	0,19	0,04	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P9	0,23	0,06	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	
P10	0,45	0,22	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	

Fonte: Autor da pesquisa.

Os resultados da tabela acima mostram que todas as amostras, tanto da família Pontederiaceae quanto Cyperaceae, encontram-se concentrações acima do limite estabelecido pelo CONAMA N° 357/2005 – 0,009 mg/L para o elemento Cu.

As concentrações de Cobre em sedimentos mostraram variações do teor entre 0,016 mg/kg e 0,183 mg/kg, portanto, todos os pontos amostrados tiveram concentrações abaixo do limite tolerável de toxicidade de acordo com o V.R (Figura 15). Os pontos P1, P3, P5 e P7 não tiveram valores detectáveis.

Figura 15_ Concentração de Cobre em amostras de Sedimentos



Fonte: Autor da pesquisa

É um dos poucos metais que ocorrem na natureza em estado puro e, à exceção da prata, é o que melhor conduz eletricidade dentre os metais. É um dos metais menos tóxicos ao homem devido principalmente ao seu caráter anfótero, porém é considerado um dos metais mais tóxicos para os peixes e, em caso de toxicidade no ser humano, o cobre pode se alojar no cérebro, fígado, estômago e urina tendo como sintomas ulcera gástrica, necroses no fígado e problemas renais (ALMEIDA NETO, 2011).

4.3.7 Concentração de Cromo

Para a comparação do teor de Cr nas macrófitas, foram utilizados valores de referência dados pela Resolução N° 357, de 17 de Março de 2005 – CONAMA, no qual estabelece o limite de toxicidade para cromo na ordem de 0,05 mg/L.

A concentração do elemento Cr nas plantas investigadas na região da raiz variou entre 0,38 e 1,61 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Pontederiaceae (1,61 mg/L) no Ponto 8 e valor mínimo em amostra de Cyperaceae (0,38 mg/L) no Ponto 9 (Tabela 11).

Para as concentrações nas folhas o valor variou entre 0,21 e 0,53 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Cyperaceae (0,53 mg/L) no Ponto 6 e mínimo atingido em amostra de Cyperaceae novamente (0,21 mg/L) no Ponto 7 (Tabela 11).

Tabela 11_ Concentração de Cromo encontrada nas macrófitas em raízes e folhas

Ponto	Concentração Raiz (mg/L)	Concentração Folha (mg/L)	Espécies	Valor de Referência
P1	0,60	0,31	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P2	0,40	0,22	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P3	1,04	0,42	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P4	0,85	0,37	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	
P5	0,43	0,42	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	CONAMA
P6	0,77	0,53	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	N° 357/2005
P7	0,88	0,21	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	– 0,05 mg/L
P8	1,61	0,51	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P9	0,38	0,26	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	
P10	0,49	0,28	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	

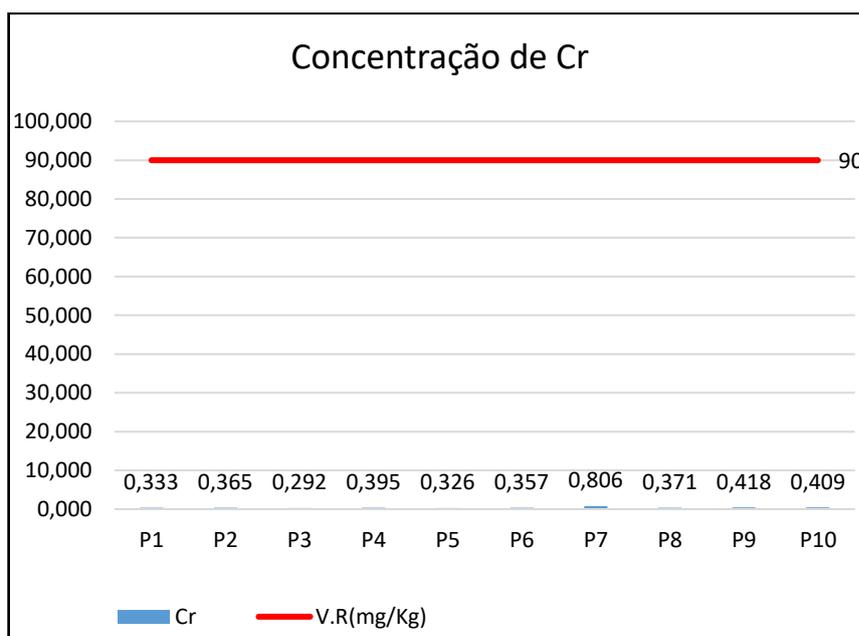
Fonte: Autor da pesquisa

Os resultados da tabela acima confirmam que todas as amostras, tanto da família Pontederiaceae quanto Cyperaceae, encontram-se concentrações acima do limite estabelecido pelo CONAMA N° 357/2005 – 0,05 mg/L para o elemento Cr.

As concentrações de Cr em todos os pontos e espécies foram maiores na região das raízes do que nas folhas, como já foram observadas por Kabata-Pendias e Pendias (2001), onde, maiores concentrações de Cr são encontradas em raízes do que em caules e folhas, devido à sua baixa mobilidade e forte ligação a tecidos radiculares. O padrão desta relação varia entre as espécies de plantas e seus órgãos.

As concentrações de Cromo em sedimentos mostraram variações no teor entre 0,2924 mg/kg e 0,2864 mg/kg, assim, de acordo com o V.R, todos os pontos amostrados estão abaixo do limite tolerável de toxicidade (Figura 16).

Figura 16_ Concentração de Cromo em amostras de Sedimentos



Fonte: Autor da pesquisa

O Cromo também mostrou concentrações um pouco acima dos valores de referência dadas pelo CONAMA-N° 357, contudo são valores pouco significativos e em alguns pontos não detectados em plantas aquáticas. Apesar de o cromo estar presente em todas as plantas, não é provado ser um elemento essencial para esses organismos e pode ser absorvido pelas raízes e folhas das plantas (WHO, 1988). Todos os compostos deste metal são considerados muito tóxicos e agentes poluentes. Em sua forma trivalente é essencial ao metabolismo humano e sua

carência causa doenças, no entanto, na forma hexavalente é tóxico e cancerígeno (CETESB, 2005; VAITSMAN et al., 2001).

4.3.8 Concentração de Ferro

Para a comparação do teor de ferro nas macrófitas, foram utilizados valores de referência dados pela Resolução N° 357, de 17 de Março de 2005 – CONAMA, no qual estabelece o limite de toxicidade para Fe na ordem de 0,3 mg/L.

A concentração do elemento Fe nas plantas investigadas na região da raiz variou entre 10,60 mg/L e 90,03 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Pontederiaceae (90,03 mg/L) no Ponto 8 e valor mínimo em amostra de Pontederiaceae novamente (10,60 mg/L) no Ponto 2 (Tabela 12).

Para as concentrações nas folhas a concentração de Fe variou entre 1,76 mg/L e 42,16 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Pontederiaceae (42,16 mg/L) no Ponto 3 e valor mínimo em amostra de Pontederiaceae novamente (1,76 mg/L) no Ponto 2 (Tabela 12).

Tabela 12_ Concentração de Ferro encontrada nas macrófitas em raízes e folhas

Ponto	Concentração Raiz (mg/L)	Concentração Folha (mg/L)	Espécies	Valor de Referência
P1	24,56	9,19	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P2	10,60	1,76	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P3	62,70	42,16	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P4	30,20	24,00	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	
P5	34,99	10,26	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	CONAMA N° 357/2005 – 0,3 mg/L
P6	35,95	21,02	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	
P7	57,38	2,66	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	
P8	90,03	13,17	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P9	61,11	11,03	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	
P10	28,62	4,89	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	

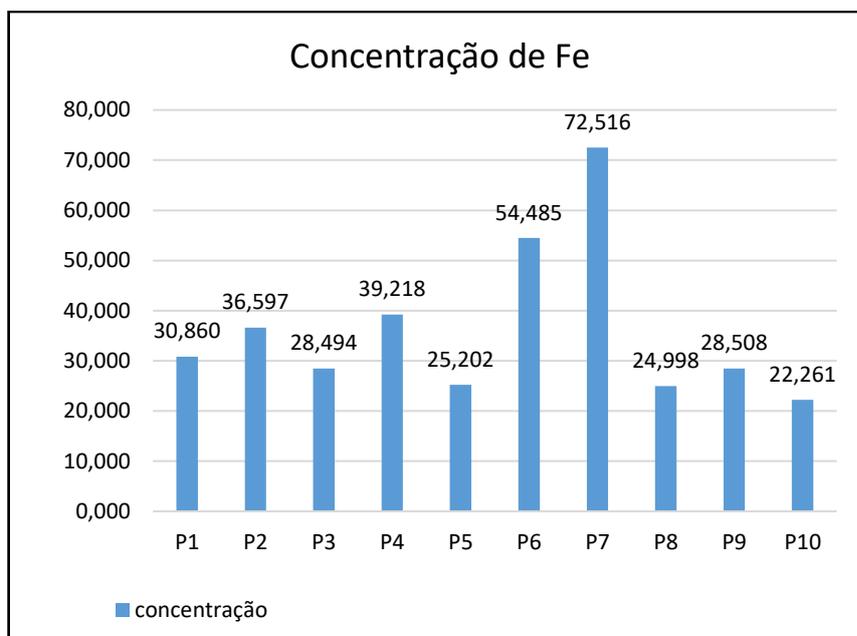
Fonte: Autor da pesquisa

Os resultados da tabela acima determinam que todas as amostras, tanto da família Pontederiaceae quanto Cyperaceae, encontram-se concentrações acima do limite estabelecido pelo CONAMA N° 357/2005 – 0,3 mg/L para o elemento Fe.

As concentrações de Ferro nos sedimentos mostraram variações no teor entre 22,261 mg/kg e 72,516 mg/kg. Os pontos P6 e P7 apresentaram os maiores valores dentre os pontos

amostrados, já os demais pontos obtiveram teores abaixo de 40,000 mg/Kg (Figura 17), contudo, a legislação nacional não dispõe de um valor de referência para determinar a contaminação em sedimentos nos pontos amostrados.

Figura 17_ Concentração de Ferro em amostras de Sedimentos



Fonte: Autor da pesquisa

O Ferro, por sua vez, é considerado elemento essencial às plantas estando envolvido em diversos processos metabólicos, porém, em concentrações tóxicas pode provocar escurecimento das folhas, espessamento das raízes e surgimento de manchas marrons nas folhas (AYENI *et al.*, 2010; WHITE e BROWN, 2010).

4.3.9 Concentração de Manganês

Para a comparação do teor de manganês nas macrófitas, foram utilizados valores de referência dados pela Resolução N° 357, de 17 de Março de 2005 – CONAMA, no qual estabelece o limite de toxicidade para Mn na ordem de 0,1 mg/L.

A concentração do elemento Mn nas plantas investigadas na região da raiz variou entre 3,33 mg/L e 9,49 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Pontederiaceae (9,49 mg/L) no Ponto 2 e valor mínimo em amostra de Pontederiaceae novamente (3,33 mg/L) no Ponto 8 (Tabela 13).

Para as concentrações nas folhas a concentração de Mn variou entre 2,47 mg/L e 6,26 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Cyperaceae (6,26 mg/L) no Ponto 6 e valor mínimo em amostra de Cyperaceae novamente (2,47 mg/L) no Ponto 7 (Tabela 13).

Tabela 13_ Concentração de Manganês encontrada nas macrófitas em raízes e folhas

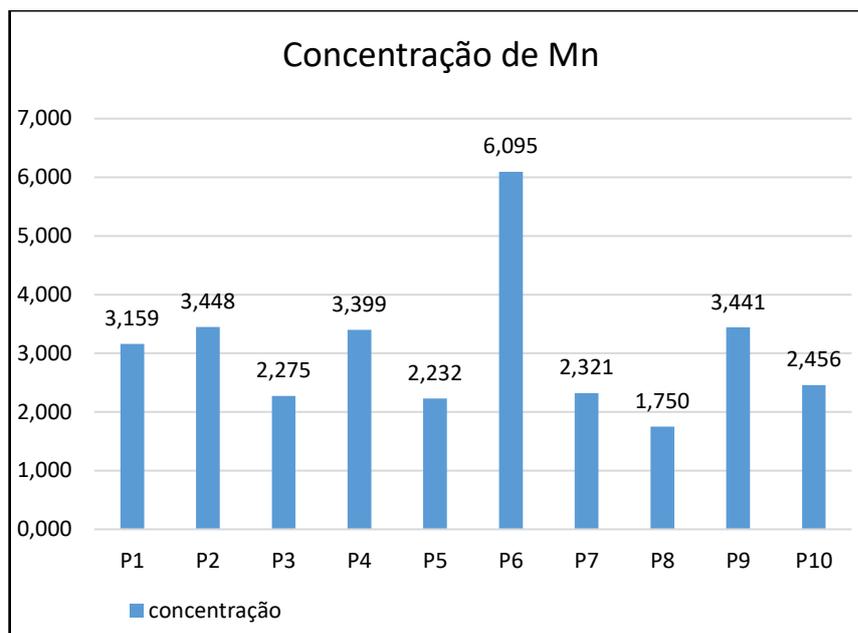
Ponto	Concentração Raiz (mg/L)	Concentração Folha (mg/L)	Espécies	Valor de Referência
P1	5,11	3,13	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P2	9,49	2,65	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P3	4,04	2,48	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P4	7,36	5,33	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	
P5	8,40	4,24	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	CONAMA
P6	6,43	6,26	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	Nº 357/2005
P7	6,67	2,47	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	0,1 mg/L
P8	3,33	4,43	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P9	7,59	3,05	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	
P10	9,14	4,44	<i>Pontederia rotundifolia</i> L.f.	

Fonte: Autor da pesquisa.

Os resultados da tabela acima determinam que todas as amostras, tanto da família Pontederiaceae quanto Cyperaceae, encontram-se concentrações acima do limite estabelecido pelo CONAMA Nº 357/2005 – 0,1 mg/L para o elemento Mn.

As concentrações de Manganês nos sedimentos mostraram variações no teor entre 1,750 mg/kg e 6,095 mg/kg, ademais, os pontos amostrados (com exceção do P6) apresentaram média de 3,057 (Figura 18), contudo, a legislação nacional não dispõe de um valor de referência para determinar a contaminação em sedimentos nos pontos amostrados.

Figura 18_ Concentração de Manganês em amostras de Sedimentos



Fonte: Autor da pesquisa.

O Manganês é um elemento essencial para os seres humanos, está presente naturalmente em certos alimentos, porém, em diminutas quantidades, todavia, quando elevadas doses adentram o organismo, podem ocorrer efeitos tóxicos de diferentes intensidades, sendo que o mais grave é quando afeta o sistema nervoso central, podendo acarretar problemas de memória, alucinações, doença de Parkinson, embolia pulmonar e bronquite, além de manifestar diversos outros sintomas (CETESB, 2005; VAITSMAN et al., 2001; WHO, 2001).

Para os vegetais, a excessiva carga do metal no ambiente propicia a absorção e transporte do elemento em excessivas quantidades, acumulando-o nas folhas. Assim, a parte aérea da planta é a mais afetada pela toxidez de manganês do que as raízes, pois, os danos de toxidez nas raízes aparecem somente depois que a parte aérea foi danificada. Os sintomas foliares e a análise química, da matéria seca da parte aérea, são métodos para verificar o excesso de Mn nas plantas (CETESB, 2005; WHO, 2001).

4.3.10 Concentração de Zinco

Para a comparação do teor de zinco nas macrófitas, foram utilizados valores de referência dados pela Resolução N° 357, de 17 de Março de 2005 – CONAMA, no qual estabelece o limite de toxicidade para Zn na ordem de 0,18 mg/L.

A concentração do elemento Zn nas plantas investigadas na região da raiz variou entre 0,36 mg/L e 1,71 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Pontenderiaceae (1,71 mg/L) no Ponto 10 e valor mínimo em amostra de Pontenderiaceae novamente (0,36 mg/L) no Ponto 8 (Tabela 14).

Para as concentrações nas folhas a concentração de Zn variou entre 0,31 mg/L e 0,92 mg/L, atingindo o valor máximo na amostra de Cyperaceae (0,92 mg/L) no Ponto 6 e valor mínimo em amostra de Cyperaceae novamente (0,31 mg/L) no Ponto 7 (Tabela 14).

Tabela 14_ Concentração de Zinco encontrada nas macrófitas em raízes e folhas

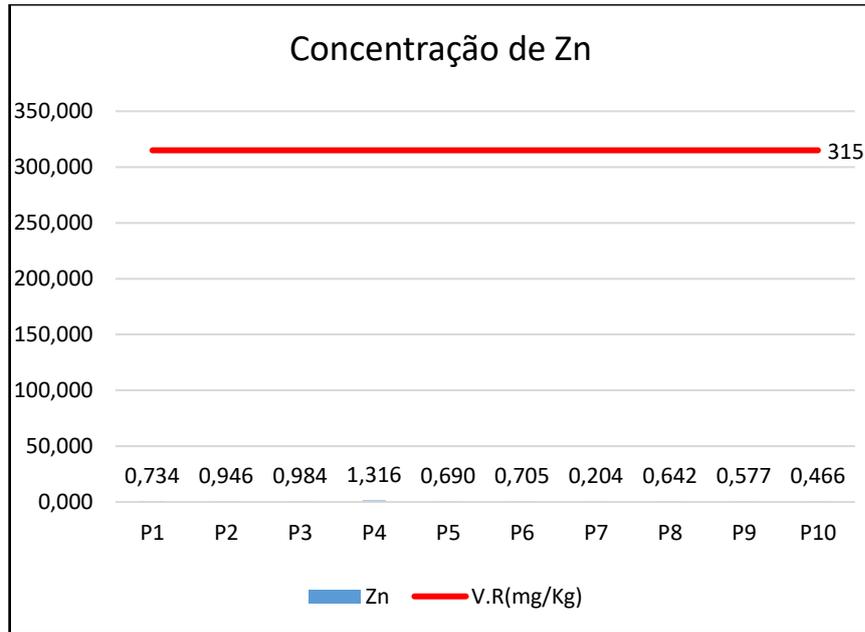
Ponto	Concentração Raiz (mg/L)	Concentração Folha (mg/L)	Espécies	Valor de Referência
P1	1,36	0,62	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P2	0,84	0,47	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P3	0,94	0,71	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P4	1,02	0,86	<i>Pontenderia rotundifolia</i> L.f.	
P5	0,38	0,41	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	CONAMA
P6	0,52	0,92	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	Nº 357/2005
P7	0,49	0,31	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	0,18 mg/L
P8	0,36	0,40	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	
P9	0,54	0,36	<i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult.	
P10	1,71	0,67	<i>Pontenderia rotundifolia</i> L.f.	

Fonte: Autor da pesquisa.

Os resultados da tabela acima afirmam que todas as amostras, tanto da família Pontenderiaceae quanto Cyperaceae, encontram-se concentrações acima do limite estabelecido pelo CONAMA Nº 357/2005 – 0,18 mg/L para o elemento Zn.

As concentrações de Zinco em sedimentos mostraram variações do teor entre 0,204 mg/kg e 1,316 mg/kg, portanto, todos os pontos amostrados tiveram concentrações abaixo do limite tolerável de toxicidade de acordo com o V.R (Figura 19).

Figura 19_ Concentração de Zinco em amostras de Sedimentos



Fonte: Autor da pesquisa.

O Zinco é um elemento que está presente em diferentes formas na natureza, seu maior uso é na produção de ferro, fertilizantes, aros e rodas de veículos, borrachas, plásticos, tintas e até em alguns cosméticos e produtos farmacêuticos (MOORE e RAMAMOORTHY, 1984; LESTER,1987).

A absorção excessiva do metal ao organismo pode levar a um quadro de intoxicação, resultando em sintomas como vômitos, diarréias e cólicas. A inalação de vapores de Zn produzidos nos processos de solda e fabricação de ligas de Zn causam grande irritabilidade lesões ao sistema respiratório (BRITO FILHO, 1988).

5 CONCLUSÃO

- A contaminação por metais pesados no trecho antropizado da zona estuarina do baixo Amazonas, ainda, é principiante, contudo, os valores elevados de Alumínio, Cobalto e Ferro nas plantas aquáticas é um fator a ser considerado como preocupante;
- *E. crassipes*, *P. rotundifolia*, *E. interstincta*, *E. mutata* são as principais espécies de macrófitas aquáticas ocorrentes ao longo da área de estudo. Vale ressaltar que intensa dinâmica de marés altera a distribuição dos demais grupos de macrófitas aquáticas, como as flutuantes livres;
- Todos os elementos contaminantes propostos pelo escopo do trabalho foram encontrados nos tecidos das plantas aquáticas, logo são espécies promissoras em indicação de qualidade ambiental;
- Assim como nos sedimentos associados, os metais foram registrados nas plantas, o que indica que há um processo de fitorremediação;
- Os resultados deste trabalho servirão como referência para futuros estudos de monitoramento ambiental e gerenciamento da zona costeira estuarina do Amapá, além de instigar o interesse na investigação de casos de contaminação e utilização de macrófitas aquáticas como bioindicadoras.

REFERÊNCIAS

- ADRIANO, D.C. **Trace elements in the terrestrial environment**. New York: Springer-Verlag, 533p. 1986.
- AGOSTINHO, AA. THOMAZ, SM. & GOMEZ, LC. Conservação da Biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, vol. 1, no. 1, p. 70-78. 2003.
- ALMEIDA NETO, A. F. **Caracterização e avaliação de argilas como adsorventes na remoção e eluição de íons cobre e mercúrio em diferentes sistemas**. Tese (Doutorado em Engenharia Química), Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP, 2011.
- ANDRADE, JCM., TAVARES, SRL., MAHLER, CF. **Fitorremediação: O uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. Oficina de textos, 1ª Ed. 173p. 2007.
- AYENI, O. O., NDAKIDEMI, P. A., SNYMAN, R. G. E ODENDALL, J. P. Chemical, Biological and Physiological Indicators of Metal Pollution in Wetlands. **Scientific Research and Essays**. 5: 1938-1949. 2010.
- AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. (Ed). **Metais: Gerenciamento da Toxicidade**. São Paulo: Atheneu, 2003. 554 p.
- BALDANTONI, D. ALFANI, A. DI-TOMMASI, P. BARTOLI, G. DE-SANTO, AV. Assessment of macro and microelement accumulation capability of two aquatic plants. **Environmental Pollution**, vol. 130, p. 149-156. 2004.
- BIEGO, G. H., JOYEUX, M., HARTEMANN, P., DEBRY, G. Daily intake of essential minerals and metallic micropollutants from foods in france. **Science Total Environ.**, v.217, p.27-6, 1998.
- BRITO FILHO, D. **Toxicologia humana e geral**. 2.ed. Rio de Janeiro: Atheneu, 678p. 1988.
- BRUM, P.R. & ESTEVES, F.A. 2001. Dry weight loss and chemical changes in the detritus of three tropical aquatic macrophyte specie (Eleocharis intersticta, Nymphaea ampla and Potamogeton stenostachys) during decomposition. **Acta Limnologica Brasiliensis** 13(1): 61 73.
- CAMARGO, AFM. HENRY-SILVA, GG. & PEZZATO, MM. **Crescimento e Produção Primária de Macrófitas Aquáticas em Zonas Litorâneas**. In: **Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos**. 1ª ed. Editora Rima. 360p. 2003.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade de águas interiores do estado de São Paulo**, 2004. São Paulo: CETESB, 2005. 297 p. (Series Relatórios). Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/real_aguas_int_2004.zip>. Acesso em: 21 de março de 2018.
- COOK, CDK. **Water Plants Of The World: A manual for the identification of the Genera of freshwater macrophytes**. Dr. W. Junk B.V., The Hague.567p. 1974.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa solos, 2006.

ESTEVES, FA. **Fundamentos de Limnologia**, 2a Edição. Editora Interciência. Rio de Janeiro, 574p. 1998.

FERREIRA, M.; A.; LOPES, T. C.; NASCIMENTO, D. N. O.; CASTRO, A. P. S. Macrófitas e seu potencial fitorremediativo em estações de tratamento de esgoto: uma revisão bibliográfica. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 2, 2022.

GOMES, M. P.; MARQUE, T. C. L. L. S. M.; NOGUEIRA, M. O. G.; SILVA, G. H.; CASTRO, E. .M; SOARES, A. M. Efeitos dos Rejeitos da Industria de Zinco na Anatomia e Crescimento de Plantas Jovens de *Salix humboldtiana* Willd (Salgueiro). **Hoehnea** **38**: 135 – 142. 2011.

GONÇALVES, R. S.L.; FREIREB, G. S. S.; NASCIMENTO NETO, V. A. Determinação das concentrações de cádmio, cobre, cromo e zinco, na ostra *Crassostrea rhizophorae* dos estuários dos rios Cocó e Ceará. **Revista de Geologia**, v. 20, p. 57-63, 2007.

GOULART, M. E CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, ano 2, no 1.

GRANT, C.A.; BUCKLEY, W.T.; BAILEY, L.D.; SELLES, F. Cadmium accumulation in crops. **Canadian Journal of Plant Science**, 78:1-17, 1998.

GUEDES, FL.; LINHARES, BP.; CARVALHO, EC.; BAND, DH. 2011. Fauna Associada às Macrófitas Aquáticas da Lagoa Bonita, Planaltina, DF. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, vol.11. no. 1. ISSN: 1519-5228.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estimativas da população**. 2016. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=160030&search=amapa|macapa>>. Acessado em: 22 de maio de 2017.

KABATA-PENDIAS, A; PENDIAS, H. **Trace Elements in soils and plants**. 3. Ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. 413p.

KASSAYE, Y. A.; SKIPPERUD, L.; EINSET, J.; SALBU, B. Aquatic macrophytes in Ethiopian Rift Valley lakes; Their trace elements concentration and use as pollution indicators. **Aquatic Botanc**, v. 134, p. 18-25, 2016.

KLUMPP, A., et al. Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede européia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadoras (EuroBionet). **Revista Brasileira de Botânica**, 24 (4): p. 511-518. 2001.

Knecht, J.A.; van Dillen, M.; Koevoets, P.L.M.; Schat, H.; Verkleij, J.A.C. & Ernst, W.H.O. Phytochelatins in cadmiumsensitive and cádmium tolerant *Silene vulgaris*. **Plant Physiology** 104: 255-261. 1994.

LACERDA, L. D. Heavy Metal Pollution. In: Soil and Plants of the Iraja River Area in Guanabara Bay. **Revista Brasileira de Biologia. Academia Brasileira de Ciências**, v.42, n.1, p.89 - 93, 1982.

LACERDA, L. D., PFEIFFER, W. P., FISZMAN, M. Níveis Naturais de Metais Pesados Em Sedimentos Marinhos da Baía da Ribeira, Angra dos Reis. **Ciência e Cultura**. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, v.34, p.921 - 927, 1982.

LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. 1a ed. São Carlos, Rima editora. 550p. 2006.

LESTER, J.N. Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes. Flórida: CRC Press, 1987. 195p. **Legislature. Water Pollution Control**, Des Moines, Iowa. 1966.

LIMA, J. S. Processos biológicos e o biomonitoramento: aspectos bioquímicos e morfológicos. In: MAIA, N.B.; MARTOS, H. L.; BARRELLA, W. (Org.). Indicadores ambientais: conceitos e aplicações. São Paulo: **Editora da PUC**. p. 77-94. 2001.

MACEDO, RM. SOUZA, CS. MEDEIROS, LC. COSTA, DFS. & ROCHA, RM. Macrófitas aquáticas como indicadoras do status de conservação dos reservatórios no semiárido do Brasil – Estudo de caso no açude Itans (Caicó – RN). **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, vol. 12, no. 01, p. 49-56. 2012.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental**. São Paulo: Prodquímica, 95p. 1994.

MANGABEIRA P.A.; MIELKE M.S., ARANTES I.; DUTRUCH L.; SILVA, C.; BARBIER, F.; ALMEIDA, A.; OLIVEIRA, A.H.; SEVERO M.I.G.; LABEJOF, L. ROCHA, D. C.; ROSA, T. S.; SANTANA, K.B.; GAVRILOV, K.L.; GALLE, P.; LEVI-SETTI, R.; GRENIER-LOUSTALOT, M. F. Bioaccumulation of chromium in aquatic macrophyte *Borreria scabiosoides* Cham. & Schltdl. **Applied Surface Science**, v.252, n. 19, p. 6816–6819, 2006.

MILANI, V., MACHADO, F.A. & SILVA, V.C.F. Fish assemblages associated to aquatic macrophytes in wetland environments of Pantanal de Poconé, State of Mato Grosso, **Brazil. Biota Neotrop.**, vol.10, no. 2, p. 261-270. 2010.

MITCHELL, DS. **Aquatic Vegetation and its use and control**. Unesco, Paris. 1974.

MOORE, J.W., RAMAMOORTHY, S. **Heavy metals in natural waters**. New York: SpringerVerlag, 328p. 1984.

NEIFF, J. J. Aquatic plants of the Paraná River system. - In: Davies, B. R. & Walker, K. F. (eds.): The ecology of river systems. - Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, **The Netherlands**, pp. 557-571; 1986.

NORDBERG, G. F.; FOWLER, B. A.; NORDBERG, M.; FRIBERG, L. T. (Ed.). Handbook on the toxicology of metals. 3. Ed. **Amsterdam: Elsevier**, 995 p. 2007.

OLIVEIRA, J. A. et al. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de salvinia e aguapé. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 13, n. 3, p. 329-341, 2001.

OLIVEIRA, M. R. de. **Investigação da contaminação por metais pesados da água e do sedimento de corrente nas margens do rio São Francisco e tributários, a jusante da represa CEMIG, no município de Três Marias, Minas Gerais.** Tese (Doutorado em Geologia), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, 2007.

PADIAL, AA. BINI, LM. & THOMAZ, SM. The study of aquatic macrophyte in neotropics: Scientometrial view of mains trends and gaps. **Brasilian Journal of Biology**, vol. 68, no. 4, p. 1051-1059. 2008.

PAGIORO, T.A. & THOMAZ, S.M. Decomposition of Eichhornia azurea from limnologically different environments of the Upper Paraná River floodplain. **Hydrobiologia** 411: 45–51. 1999.

PEDRALLI, G. & TEIXEIRA, MCB. **Macrófitas aquáticas como agentes filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes.** In: Henry, R. 2003. **Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos.** Ed. Rima. São Carlos-SP. 349p. 2003.

PEDRALLI, G. **Macrófitas aquáticas como bioindicadores da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios.** In: S.M. Thomaz & L.M. Bini. **Ecologia e manejo de Macrófitas aquáticas.** Maringá: Eduem, cap. 8: 171-188. 2003.

PEDRALLI, G. **Padrões florísticos como subsídios à conservação da biodiversidade de macrófitas aquáticas.** In: Tópicos atuais em Botânica. 1 ed. Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, v.1, p. 335-339. 2000.

PISTORI, RET. **Crescimento da macrófita aquática flutuante Salvinia molesta em viveiros de aquicultura com distintos estados tróficos.** Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Dissertação de mestrado em Aquicultura de águas continentais. 2005.

POTT, V.J. & POTT, A. **Plantas Aquáticas do Pantanal.** Embrapa. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá-MS) - Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia. 2000.

PRADO, KLB. FEITAS, CEC. & SOARES, MCM. Assembléia de Peixes Associadas às Macrófitas Aquáticas em Lagos de Várzea do Baixo Rio Solimões, **Biotemas**, vol. 23, no. 1, p. 131-142. 2010.

QUINÁGLIA, G. A. **Caracterização dos níveis basais de concentração de metais nos sedimentos do sistema estuarino da Baixada Santista.** 2006. Tese (Doutorado) – Instituto de Química, Universidade de São Paulo – USP, São Paulo. 239 p. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br>>. Acesso em: 27 de março de 2018.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2010). **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL< <http://www.R-project.org/>>.

RAVEN, P. H.; EVERT, R.F.& EICHHORN, S.E. **Biologia Vegetal.** 5ed. Rio de Janeiro: Guanabara Dois. 724p. 1996.

Resolução CONAMA N° 454 DE 2012.

Resolução CONAMA nº 357 de 2005

RODRIGUES, A. C. D.; SANTOS, A. M.; SANTOS, F. S.; PEREIRA, A. C. C.; SOBRINHO, N. M. B. A. 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**, 262-276. 2016.

SARKAR, B. **Heavy Metals in the Environmental**. New York: Marcel Dekker, 725 p. 2002.

SCHEFFER, M. **Ecology of Shallow Lakes**. Chapman & Hall. 356p. 1998.

SCHÜTZENDÜBEL, A.; SCHWANZ, P.; TEICHMANN, T.; GROSS, K.; LANGENFELDHEYSE, R.; GODBOLD, D.L.; POLLE, A. Cadmium-induced changes in antioxidative systems, hydrogen peroxide content, and differentiation in scots pine roots. **Plant Physiology** 127: 887-898. 2001.

SESHAVATHARAM, V. **Traditional uses and problem of noxious growth**. In: Gopal, B. (Ed.). **Ecology and management of aquatic vegetation in the Indian subcontinent**. Dordrecht: Kluwer Academic, Cap. 9, p. 201-218. 1990.

SOARES, D. C. F.; OLIVEIRA, E. F.; SILVA, G. D. F.; DUARTE, L. P.; POTT, V. J.; VIEIRA-FILHO, S. A. *Salvinia auriculata*: Aquatic bioindicator studied by instrumental neutron activation analysis (INAA). **Applied Radiation and isotopes**, v. 66, n. 5, p. 561-564, 2008.

SOLTAN, M. E.; RASHED, M. N. Laboratory study on the survival of water hyacinth under several conditions of heavy metal concentrations. **Advances in Environmental Research** 7: 321-334. 2003.

THOMAZ, SM. & BINI, LM. **A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu**. In: HENRY, R. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu. FUNDIBIO/FAPESP: 596-625. 1999.

THOMAZ, SM. & BINI, LM. **Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil**. In: THOMAZ, SM. & BINI, LM. **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. UEM/Maringá, p. 19-38. 2003.

THOMAZ, SM. **Fatores que Afetam a Distribuição e o Desenvolvimento de Macrófitas Aquáticas em Reservatórios: Uma Análise em Diferentes Escalas**. In: NOGUEIRA, MG. HENRY, R. JORCIN, A. **Ecologia de Reservatórios; Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata**. RIMA. 2ª ed. p. 165-180. 2006.

THOMAZ, SM; PAGIORO, TA; PADIAL, AA; CARVALHO, P. **Decomposição das Macrófitas aquáticas e sua relação com o pulso de inundação**. In: Henry, R. **Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos**. 1ª ed. Ed. Rima. p. 195-212. 2003.

TORRES, A.; EL-ROBRINI, M. Amapá. In: MUEHE, D. (Orgs.). **Erosão e progradação do litoral brasileiro**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 11-40. 2006.

- TUNDISI, J.G; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo. Oficina de Textos. 2008.
- UKA, UM. & CHUKWUKA, KS. Utilization of Aquatic Macrophytes in Nigerian Freshwater Ecosystem. **Journal of Fisheries and Aquatic Science**, vol. 6, n. 5. 2011.
- VAITSMAN, D. S.; AFONSO, J. C.; DUTRA, P. B. **Para que servem os elementos químicos**. Rio de Janeiro: Interciência, 286 p. 2001,
- VECCHIA, F.D.; LA ROCCA, N.; MORO, I.; DE FAVERI, S.; ANDREOLI, C. & RASCIO, N. Morphogenetic ultrastructural and physiological damages suffered by submerged leaves of *Elodea canadensis* exposed to cadmium. **Plant Science** 168: 329-338. 2005.
- VIEIRA, L. D. **Aplicação de macrófitas como biossorventes no tratamento de rejeitos radioativos líquidos**. 2016. Dissertação (Mestrado) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br> >. Acesso em: Acesso em: Acesso em: 21 de março de 2018.
- WETZEL, RG. & LIKENS, GE. **Limnological Analysis**. 3a ed. Springer. 435p. 2000.
- WHITE, PJ. & BROWN, PH. Plant Nutrition for Sustainable development and global health. **Annals of Botany**, vol. 105, no. 7, p. 1073-1080p. 2010.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Arsenic and arsenic compounds**. Geneva: WHO, 2001. 2nd. 521 p. (Environmental Health Criteria 224). Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm#1.2> > . Acesso em: 22 de março de 2018.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Cadmium: environmental aspects**. Geneva: WHO, 1989. 156 p. (Environmental Health Criteria 135). Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc136.htm> > . Acesso em: 21 de março de 2018.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Copper**. Geneva: WHO, 1998. 360 p. (Environmental Health Criteria 200). Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc200.htm#SubSectionNumber:10.5.1> > . Acesso em: 22 de março de 2018.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Lead: environmental aspects**. Geneva: WHO, 1989. 106 p. (Environmental Health Criteria 85). Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc086.htm> > . Acesso em: 20 de março de 2018.
- ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 3rd ed. New Jersey, Prentice Hall, 662p. 1996.
- ZEITOUNI, C. F. **Eficiência de Espécies Vegetais como Fitoextratoras de Cádmio, Chumbo, Cobre, Níquel e Zinco de um Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico**. 2003. 103p. Tese (Dissertação de Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agrônomo, São Paulo, 2003.

ANEXOS

Anexo 1_ Resultados das ANOVA aplicados aos elementos da pesquisa.

ALUMÍNIO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
Sedimento	10	932,296	93,2296	2581,034		
Raiz	10	666,4578	66,64578	246,9646		
Folha	10	125,386	12,5386	86,00786		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	33817,75	2	16908,87	17,40786	1,39E-05	3,354131
Dentro dos grupos	26226,06	27	971,3356			
Total	60043,81	29				

CÁDMIO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
Sedimento	10	0,1451	0,01451	0,000189		
Raiz	10	0,2243	0,02243	0,000613		
Folha	10	0,2032	0,02032	0,000275		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,000336	2	0,000168	0,468499	0,630934	3,354131
Dentro dos grupos	0,009695	27	0,000359			
Total	0,010031	29				

COBALTO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
Sedimento	10	4,6765	0,46765	0,014319		
Raiz	10	7,6023	0,76023	0,040181		
Folha	10	6,9946	0,69946	0,014047		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,476773	2	0,238387	10,43313	0,00044	3,354131
Dentro dos grupos	0,616923	27	0,022849			
Total	1,093696	29				

CHUMBO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
Sedimento	10	0,9443	0,09443	0,010305		
Raiz	10	0,6594	0,06594	0,003778		
Folha	10	1,1282	0,11282	0,004599		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,011159	2	0,005579	0,895967	0,420005	3,354131
Dentro dos grupos	0,168134	27	0,006227			
Total	0,179292	29				

ARSÊNIO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
Sedimento	10	195,4591	19,54591	139,7245		
Raiz	10	352,3181	35,23181	1491,037		
Folha	10	8,1882	0,81882	2,625264		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	5936,684	2	2968,342	5,45188	0,010261	3,354131
Dentro dos grupos	14700,48	27	544,4621			
Total	20637,16	29				

CROMO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
Sedimento	10	4,0727	0,40727	0,021167		
Raiz	10	7,4549	0,74549	0,144175		
Folha	10	3,5287	0,35287	0,013009		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,905009	2	0,452504	7,611481	0,002391	3,354131
Dentro dos grupos	1,605156	27	0,05945			
Total	2,510165	29				

COBRE						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
Sedimento	10	0,305	0,0305	0,003051		
Raiz	10	2,6012	0,26012	0,010682		
Folha	10	0,8998	0,08998	0,00391		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,284036	2	0,142018	24,14918	9,7E-07	3,354131
Dentro dos grupos	0,158783	27	0,005881			
Total	0,442819	29				

FERRO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
Sedimento	10	363,1399	36,31399	250,0113		
Raiz	10	436,1449	43,61449	556,1167		
Folha	10	140,1294	14,01294	150,0669		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	4756,286	2	2378,143	7,46127	0,002632	3,354131
Dentro dos grupos	8605,755	27	318,7317			
Total	13362,04	29				

MANGANÊS						
Grupo	Contagem m	Soma	Média	Variância		
Sedimento	10	30,5752	3,05752	1,50677		
Raiz	10	67,5717	6,75717	4,31611		
Folha	10	38,468	3,8468	1,69199		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	75,9354	2	37,9677	15,157	3,86264E-05	3,35413
Dentro dos grupos	67,6338	27	2,50496			
Total	143,569	29				

ZINCO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
Sedimento	10	7,263	0,7263	0,09265		
Raiz	10	8,1636	0,81636	0,20093		
Folha	10	5,7277	0,57277	0,04616		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,30339	2	0,1517	1,33956	0,27882	3,35413
Dentro dos grupos	3,0576	27	0,11324			
Total	3,36099	29				

Fonte: Autor da pesquisa.