



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

CAMILA TÂMIRES ALVES OLIVEIRA

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE METAIS NA ÁGUA, SEDIMENTOS E
MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM UM RIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

MOSSORÓ

2019

CAMILA TÂMIRES ALVES OLIVEIRA

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE METAIS NA ÁGUA, SEDIMENTOS E
MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM UM RIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Dissertação apresentada ao Mestrado em Ecologia e Conservação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Mestre.

Linha de Pesquisa: Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos.

Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo, Prof. Dr.

Co-orientador: Gustavo Henrique Gonzaga da Silva, Prof. Dr.

MOSSORÓ

2019

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

048d Oliveira, Camila Tâmires Alves.
 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE METAIS NA ÁGUA,
 SEDIMENTOS E MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM UM RIO DO
 SEMIÁRIDO BRASILEIRO / Camila Tâmires Alves
 Oliveira. - 2019.
 74 f. : il.

 Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo.
 Coorientador: Gustavo Henrique Gonzaga da
 Silva.

 Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal
 Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em
 Ecologia e Conservação, 2019.

 1. Ecossistema fluvial. 2. Contaminantes
 metálicos. 3. Poluição aquática. I. Camargo,
 Antonio Fernando Monteiro, orient. II. Silva,
 Gustavo Henrique Gonzaga da, co-orient. III.
 Título.

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

CAMILA TÂMIRES ALVES OLIVEIRA

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE METAIS NA ÁGUA, SEDIMENTOS E
MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM UM RIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Dissertação apresentada ao Mestrado em
Ecologia e Conservação do Programa de
Pós-Graduação em Ecologia e
Conservação da Universidade Federal
Rural do Semi-Árido como requisito para
obtenção do título de Mestre.

Linha de Pesquisa: Ecologia e
Conservação de Ecossistemas Aquáticos.

Defendida em: 22/02/ 2019.

BANCA EXAMINADORA



Antonio Fernando Monteiro Camargo, Profº. Dr. (UNESP)
Presidente



Eveline de Almeida Ferreira, Prof. Dra. (UFERSA)
Membro Examinador



Marcicleide Lima da Silva, Prof. Dra. (UFERSA)
Membro Examinador

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pela saúde e perseverança dada a mim, para cumprir mais esta etapa da minha jornada acadêmica.

Ao meu orientador Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo, por toda a orientação e conhecimento repassados a mim. Obrigada pela paciência, pelos e-mails que me acalmavam nos momentos mais difíceis da pesquisa.

Ao meu co-orientador Dr. Gustavo Henrique Gonzaga da Silva, pelas contribuições enriquecedoras dadas para a execução deste trabalho. Obrigada por ter me acolhido em seu laboratório, pelo acompanhamento nas coletas, no desenrolar das análises laboratoriais e estatísticas.

Ao técnico do laboratório do LIMNOAQUA, Luiz Carlos pela ajuda nas análises laboratoriais. E a equipe do LASAP, principalmente as técnicas Kaline e Paula.

Obrigada aos colegas de laboratório Cyntia, Eudilena, Sávio, Herbster, Dayane, Ivinna, Joseanne e especialmente Renata, por me ajudar tanto neste trabalho, inclusive em feriados. Eudilena e Renata, nunca vamos esquecer “Trabalho com água suja moça”.

As professoras da banca de defesa da dissertação, Dra. Marcicleide Silva e Dra. Eveline Ferreira, por todo o conhecimento compartilhado, e a professora Dra. Eulene Silva pelas sugestões na banca de qualificação.

Aos meus pais, meus alicerces, que sempre me apoiaram nos meus estudos e escolhas.

Ao meu marido, Gadiel, que me apoiou em todos os momentos, e que me acolheu nas horas mais difíceis desta etapa. E aos meus irmãos e avó, que da sua maneira também colaboraram.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior- Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Para todos que já tiveram um momento de fraqueza. Não vai doer para sempre, então não deixe isso afetar o que há de melhor em você.

Autor desconhecido.

PREFÁCIO

A poluição dos rios por metais é preocupante devido a sua persistência no ambiente, pela incorporação e ampliação biológica na cadeia alimentar e pelos efeitos tóxicos aos organismos, incluindo seres humanos. Visando analisar a atual situação de poluição por metais no rio Apodi-Mossoró, este trabalho foi estruturado em dois capítulos, intitulados: (1) Avaliação da distribuição espacial de metais na água e sedimentos em um rio do semiárido brasileiro; e (2) Fator de bioconcentração e de translocação de metais em macrófitas aquáticas em um rio do semiárido brasileiro. O primeiro capítulo, teve como hipóteses que a concentração de metais na água e sedimentos variaram ao longo da bacia hidrográfica de acordo com o uso e ocupação da mesma e que as concentrações de elementos metálicos nesses compartimentos abióticos do ecossistema aquático são diferentes entre si. Os objetivos deste capítulo foram inferir sobre as possíveis fontes de elementos metálicos a partir da análise do uso e ocupação do solo; avaliar as concentrações dos metais Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na água e sedimentos do rio Apodi-Mossoró e averiguar quais as variáveis físicas e químicas afetam a disponibilidade e distribuição de metais. O segundo capítulo teve como hipóteses que *Salvinia molesta*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* e *Ludwigia helminthorrhiza* têm capacidade de acumular metais e que *E. crassipes* tem a capacidade de translocar metais da raiz para a parte aérea. Os objetivos deste capítulo foram: (a) determinar as concentrações de metais em quatro espécies de macrófitas aquáticas, (b) avaliar através do Fator de Bioconcentração (BioConcentration Factor - BCF) a capacidade das plantas aquáticas em acumular contaminantes metálicos, e (c) examinar através do Fator de Translocação (Translocation Factor - TF) a habilidade de *Eichhornia crassipes* em translocar metais da raiz para a parte aérea. Para a execução deste trabalho foram realizadas coletas de água, sedimentos e macrófitas aquáticas ao longo da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, situada no estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1. Caracterização do uso e ocupação e indicação dos locais de amostragem na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	16
Figura 2. Concentrações de metais nos sedimentos superficiais (mg.kg-1) e na água (mg.L-1) do rio Apodi-Mossoró.....	24
Figura 3. Média das concentrações de metais nos sedimentos (mg.kg-1) e na água (mg.L-1) na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró.	25
Figura 4. Análise de componentes principais de metais nos sedimentos demonstrando a ordenação dos locais de amostragem.....	30

CAPÍTULO 2

Figura 1. Localização da área de estudo, com os números indicando a quantidade de locais de amostragem situados na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, no estado do Rio Grande do Norte, Brasil.....	50
Figura 2. Características dos sedimentos superficiais do rio Apodi-Mossoró.	56
Figura 3. Concentrações de metais nos sedimentos superficiais (mg.kg-1) e na água (mg.L-1) do rio Apodi-Mossoró.....	58

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos locais de amostragem.....	17
Tabela 2. Variáveis físico-químicas das águas superficiais do Rio Apodi-Mossoró.	21
Tabela 3. Variáveis químicas dos sedimentos superficiais do rio Apodi-Mossoró.....	22
Tabela 4. Concentrações de metais (mg.L-1) na água do rio Apodi-Mossoró, e sua comparação com padrões internacionais e com a Resolução CONAMA nº 357/2005..	25
Tabela 5. Comparação dos valores observados de metais nos sedimentos superficiais (mg.kg-1) do rio Apodi-Mossoró com os padrões internacionais e a Resolução CONAMA nº 454/2012.....	26
Tabela 6. Coeficientes de correlação de Spearman dos teores de metais com as variáveis físicas e químicas nas águas superficiais do Rio Apodi-Mossoró.....	27
Tabela 7. Coeficientes de correlação de Spearman para metais e características químicas dos sedimentos superficiais do Rio Apodi-Mossoró.	28
Tabela 8. Correlação das variáveis dos sedimentos no rio Apodi-Mossoró com os componentes principais 1 e 2 da ACP. Valores em negrito indicam alta correlação entre as variáveis e os componentes principais 1 e 2..	29
Tabela 9. Coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis químicas dos sedimentos superficiais e com os metais na água do Rio Apodi-Mossoró.....	31

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos locais de amostragem.....	49
Tabela 2. Variáveis físico-químicas das águas superficiais do Rio Apodi-Mossoró.	55
Tabela 3. Concentrações de metais nas macrófitas aquáticas coletadas no Rio Apodi-Mossoró..	60
Tabela 4. Fator de Bioconcentração (BCF) de diferentes macrófitas aquáticas em relação a água.....	61
Tabela 5. Fator de Bioconcentração (BCF) de diferentes macrófitas aquáticas em relação ao sedimento.	62
Tabela 6. Fator de Translocação de Eichhornia crassipes coletada no rio Apodi-Mossoró..	63
Tabela 7. Correlações de Spearman entre as concentrações de metais na água, sedimentos e macrófitas aquáticas.....	64

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO	12
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	14
2.1 Caracterização da Área de Estudo	14
2.2 Procedimento de amostragens	17
2.2.1 Água	17
2.2.2 Sedimento	18
2.3 Processamento de dados	19
3 RESULTADOS	19
3.1 Água	19
3.2 Sedimento	22
3.3 Metais	23
4 DISCUSSÃO	31
5 CONCLUSÃO.....	36
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37

CAPÍTULO 2

1 INTRODUÇÃO.....	46
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	48
2.1 Descrição da Área de Estudo.....	48
2.2 Procedimento de amostragem.....	50
2.2.1 Água	51
2.2.2 Sedimento	51
2.2.3 Macrófitas aquáticas	52
2.3 Processamento de dados	52
3 RESULTADOS	54
3.1 Variáveis da água.....	54
3.2 Características dos sedimentos	56
3.3 Metais	56
3.3.1 Água e Sedimento.....	56
3.3.2 Macrófitas aquáticas	59
4 DISCUSSÃO	65
5 CONCLUSÃO.....	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69

AVALIAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE METAIS NA ÁGUA E SEDIMENTOS EM UM RIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

A poluição dos rios por metais é preocupante devido a sua persistência no ambiente, pela incorporação e ampliação biológica na cadeia alimentar e pelos efeitos tóxicos aos organismos, incluindo seres humanos. Desta forma, este estudo teve como hipóteses que a concentração de metais na água e sedimentos variaram ao longo da bacia hidrográfica de acordo com o uso e ocupação da mesma e que as concentrações de elementos metálicos nesses compartimentos abióticos do ecossistema aquático são diferentes entre si. Os objetivos do nosso estudo foram inferir sobre as possíveis fontes de elementos metálicos a partir da análise de uso e ocupação do solo; avaliar as concentrações dos metais Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na água e sedimentos do rio Apodi-Mossoró e averiguar quais as variáveis físicas e químicas afetam a disponibilidade e distribuição de metais. Para isto, coletamos amostras de água e sedimentos em 14 locais de amostragem ao longo do rio Apodi-Mossoró, situado no estado do Rio Grande do Norte, Brasil. Os resultados demonstraram que as concentrações de elementos metálicos nos locais mais urbanizados e na área estuarina apresentaram valores maiores de metais, do que os locais distantes de centros urbanos. Os níveis de metais foram mais elevados nos sedimentos do que na água, devido a influência da matéria orgânica que causa a deposição dos metais nos sedimentos. O metal Fe foi o elemento com maiores valores obtidos, com média de $6580,39 \text{ mg.kg}^{-1}$ nos sedimentos e de $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$ na água, enquanto o Cd demonstrou menores concentrações, com médias de $7,12 \text{ mg.kg}^{-1}$ nos sedimentos e de $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ na água. Nenhuma das variáveis físicas e químicas da água, como nutrientes, pH, condutividade elétrica, salinidade, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, carbono orgânico e inorgânico demonstraram influência sobre a concentração de metais na água rio. Desta forma, é possível concluir que as concentrações de metais ao longo da bacia hidrográfica variaram de acordo com o uso e ocupação da mesma e que as concentrações de metais foram maiores nos sedimentos do que na coluna de água, devido provavelmente a influência da matéria orgânica.

Palavras-chave: Ecossistema fluvial; Contaminantes metálicos; Poluição.

EVALUATION OF SPATIAL DISTRIBUTION OF METALS IN WATER AND SEDIMENTS IN A BRAZILIAN SEMI-ARID RIVER

ABSTRACT

River pollution by metals is of concern because of its persistence in the environment, the incorporation and biological expansion in the food chain and the toxic effects on organisms, including humans. Thus, this study hypothesized that the concentration of metals in the water and sediments varied along the river basin according to the use and occupation of the same and that the concentrations of metallic elements in these abiotic compartments of the aquatic ecosystem are different from each other. The objectives of our study were to infer about the possible sources of metallic elements from the analysis of land use and occupation; to evaluate the concentrations of Cu, Fe, Mn, Zn, Zn, Cd, Cr, Ni and Pb metals in the water and sediments of the Apodi-Mossoró River and to determine which physical and chemical variables affect the availability and distribution of metals. For this, we collected water and sediment samples at 14 sampling sites along the Apodi-Mossoró River, located in the state of Rio Grande do Norte, Brazil. The results showed that the concentrations of metallic elements in the more urbanized areas and in the estuarine area presented higher values of metals than the distant sites of urban centers. The levels of metals were higher in the sediments than in the water, due to the influence of the organic matter that causes the deposition of the metals in the sediments. The metal Fe was the element with the highest values obtained, with a mean of 6580.39 mg.kg⁻¹ in the sediments and of 0.7 mg.L⁻¹ in the water, while the Cd showed lower concentrations, with a mean of 7.12 mg.kg⁻¹ in the sediments and 0.02 mg.L⁻¹ in the water. None of the physical and chemical variables of water, such as nutrients, pH, electrical conductivity, salinity, total dissolved solids, dissolved oxygen, organic and inorganic carbon showed influence on the concentration of metals in the river water. In this way, it is possible to conclude that the concentrations of metals along the watershed varied according to the use and occupation of the same and that the concentrations of metals were higher in the sediments than in the water column, probably due to the influence of the organic matter .

Keywords: River ecosystem; Metal contaminants; Pollution.

1 INTRODUÇÃO

A poluição dos sistemas fluviais é um dos principais problemas ambientais enfrentados atualmente. A contaminação por metais tem causado preocupação por seus efeitos tóxicos para todos os organismos, inclusive seres humanos, pela persistência no meio ambiente, e pela bioacumulação e biomagnificação em organismos (Yi et al. 2011; Zhang et al. 2015; Liang et al. 2016; Zhang et al. 2016; Lu et al. 2017). Os metais entram nos ecossistemas aquáticos através de fontes naturais como escoamento superficial, intemperismo de solos e rochas (Çevik et al. 2009) e pelas fontes antrópicas como atividades agrícolas, industriais e urbanas (Yalcin et al. 2010; Gao; Chen 2012).

Após a entrada no meio aquático, os metais são redistribuídos na coluna de água, tendendo a precipitar no fundo do ambiente (Castillo et al. 2013; Zhao et al. 2014). Desta forma, devido a adsorção, hidrólise e precipitação, os metais são acumulados em sua maior parte nos sedimentos, e apenas uma pequena quantidade de íons metálicos livres pode ser transportada pela água corrente (Gaur et al. 2005).

Os sedimentos funcionam como sumidouros ao acumular metais (Jain et al. 2008). Contudo, estes contaminantes não permanecem por longos períodos de tempo nesse compartimento, devido as variações físicas e químicas que ocorrem na água e nos próprios sedimentos, causando o retorno de uma parte destes elementos para a coluna de água (Zoumis et al. 2001). Dentre as condições físicas e químicas que influenciam no retorno dos metais para a coluna de água, estão a condutividade elétrica, temperatura, pH e a presença ou ausência de ligantes inorgânicos e orgânicos (Calmano et al. 1990; Dhanakumar et al. 2015; Machado et al. 2016; Chen et al. 2017; Xu et al. 2017).

Desta forma, devido as variações físicas e químicas associadas com as modificações constantes no nível da água e do seu reduzido tempo de permanência em um mesmo local, o monitoramento de poluentes apenas na coluna de água fornece informações incompletas da situação real da poluição do ambiente, uma vez que, os sedimentos podem causar poluição secundária ao meio aquático (Förstner; Wittman, 1983; Xu et al. 2017). Portanto, o sedimento é um compartimento importante (Wan et al. 2016; Yang et al. 2016) para ser estudado, assim como as variáveis físicas e químicas do meio, por serem responsáveis pelas mudanças nas concentrações de metais na água, o que representa uma ameaça para os ecossistemas aquáticos (Duodu et al. 2016).

No estado do Rio Grande do Norte, a bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró está localizada em uma região semiárida, sendo a principal fonte de recurso hídrico

superficial de toda a região oeste do estado. Além disso, esta bacia apresenta uma grande importância econômica para o estado, devido as atividades desenvolvidas em suas margens como a extração de petróleo, produção de sal marinho, fruticultura irrigada, pecuária extensiva, mineração de calcário, entre outras atividades socio-econômicas (Carvalho et al. 2011).

Apesar da importância que a bacia possui, fornecendo água e possibilitando o desenvolvimento econômico para a população que habita a região, o rio Apodi-Mossoró vem sofrendo com constantes impactos, oriundos da lixiviação de pesticidas utilizados na agricultura desenvolvida no entorno do rio e das descargas de efluentes domésticos e industriais lançados ao longo de toda a extensão da bacia (Oliveira et al. 2009), contribuindo para a elevação nas concentrações de contaminantes, inclusive de metais.

Desta forma, este estudo teve como hipóteses que a concentração de metais na água e sedimentos variaram ao longo da bacia hidrográfica de acordo com o uso e ocupação da mesma e que as concentrações de elementos metálicos nesses compartimentos abióticos do ecossistema aquático são diferentes entre si. Os objetivos do estudo foram: (1) inferir sobre as possíveis fontes de elementos metálicos a partir da análise de uso e ocupação do solo; (2) avaliar as concentrações dos metais Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na água e sedimentos do rio Apodi-Mossoró; e (3) averiguar quais as variáveis físicas e químicas afetam a disponibilidade e distribuição de metais.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Caracterização da Área de Estudo

Este estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró que é a segunda maior do estado do Rio Grande do Norte, ocupando uma área de aproximadamente 14.276 km² e correspondendo a 26,8% do território do estado (IGARN, 2009). Sua nascente está situada no município de Luiz Gomes, localizada na Serra do Major e sua foz se encontra entre as cidades de Grossos e Areia Branca (Justo et al. 2016). A bacia hidrográfica está inserida no bioma Caatinga e abrange 32 dos 62 municípios da mesorregião oeste do estado, abrangendo várias cidades do estado, como Pau dos Ferros, Apodi, Felipe Guerra, Governador Dix-Sept Rosado e Mossoró, sendo a principal fonte de recurso hídrico superficial de toda a região.

A precipitação média na bacia hidrográfica é de 700 mm anuais (SEMARH, 2017), e a temperatura média anual do ar é de 28°C, com média máxima de 36°C e mínima de 20°C, enquanto sua umidade relativa do ar (média anual) é de 68%. Quanto ao clima, segundo a classificação climática de Köppen, existe a predominância do tipo BSwH, sendo caracterizada por um clima muito quente e semiárido, com a estação chuvosa se atrasando para o outono. No extremo sudoeste da bacia, correspondendo às suas nascentes, ocorre o tipo climático Aw, caracterizado por um clima tropical chuvoso com verão seco e estação chuvosa se adiantando para o outono (IGARN, 2009; Kottek et al. 2006).

Em relação a geologia, a bacia é constituída por duas regiões, a área cristalina, constituída por rochas ígneas e metamórficas e a área sedimentar, formada por rochas areno-argilosas, rochas calcárias, entre outras. A primeira área tem extensão de aproximadamente 6.500 km² e a segunda, de 4.500 km² (Justo et al. 2016).

O uso e ocupação do solo variaram ao longo da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró como apresentado na Figura 1. Próximo a parte superior da bacia, onde está inserido o local de amostragem 1, existe a predominância de área urbanizada, constituída por domicílios, lojas, oficinas, postos de combustíveis e indústrias, além do tráfego constante de veículos. Nesta área, o solo também é utilizado para a agricultura e criação de rebanhos, composta por caprinos, suínos e bovinos. Se caracteriza ainda por áreas expostas, isto é, sem vegetação e por pequenas porções de Caatinga, bioma típico da região semiárida.

A parte média superior da bacia, onde estão situados os locais de amostragem 2 e 3, apresentaram diferenças quanto ao uso e ocupação do solo, tendo em vista que, nas proximidades do local 2, existem áreas agrícolas, pequenas porções destinadas para a criação de rebanhos e áreas com solo exposto, entretanto, ainda possui ampla cobertura vegetal constituída por espécies típicas da Caatinga. As proximidades da área representada pelo local de amostragem 3 possui área urbanizada, pouca vegetação, áreas extensas utilizadas para agricultura e criação de rebanhos de variados tipos.

A parte média inferior da bacia é representada pelos locais de amostragem 4 a 13. Nas proximidades dos locais 4 a 12, o uso e ocupação do solo é caracterizado por extensas áreas urbanizadas e por criação de rebanhos. Nas proximidades do local 13, existe solo exposto, criação de rebanhos e uma estação petrolífera, além de áreas utilizadas para a aquicultura. A parte inferior da bacia, representada pelo local 14, que é

uma área estuarina, apresenta áreas urbanizadas, pequenas criações de rebanhos, indústrias salineiras e estação petrolífera.

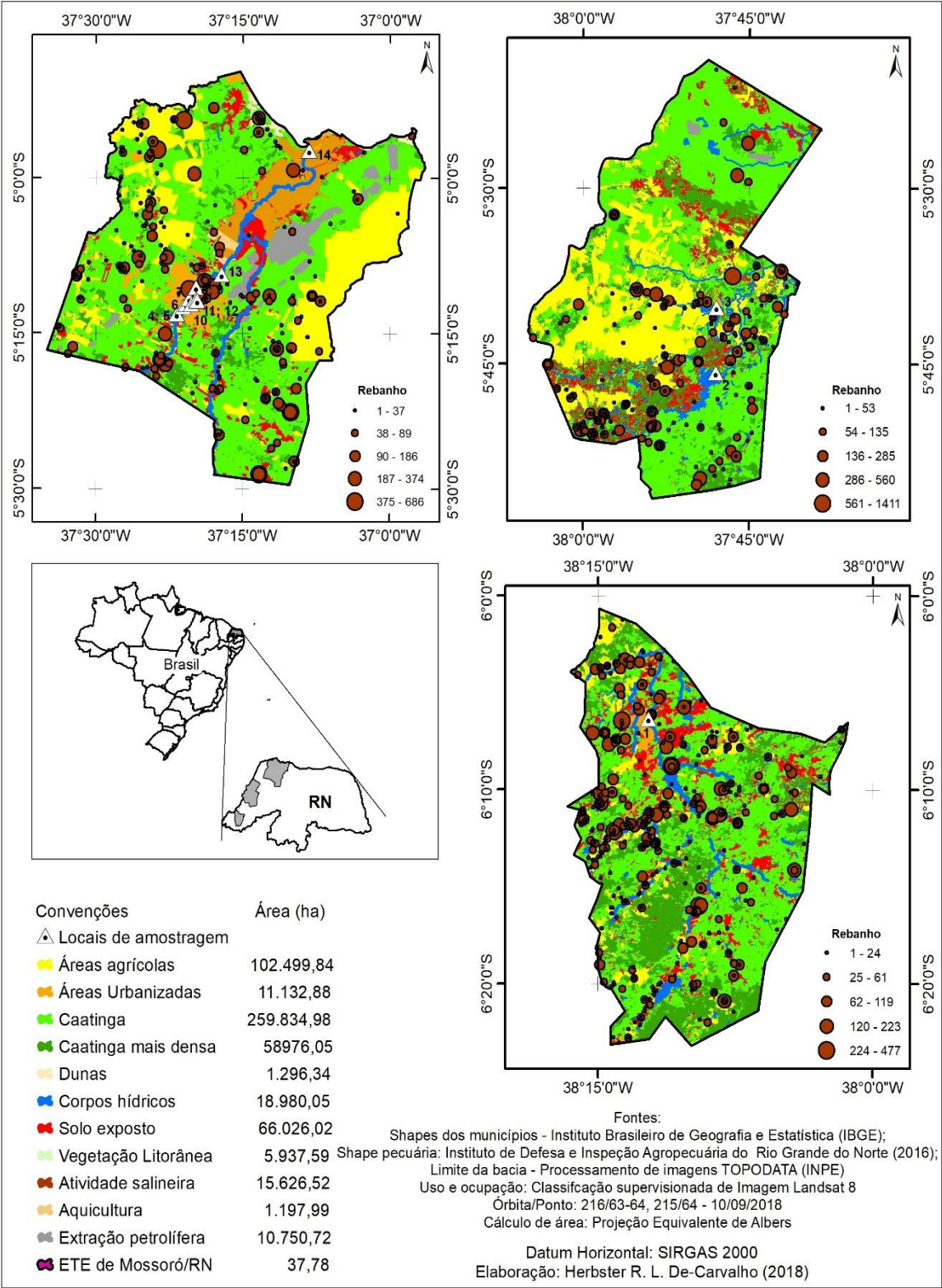


Figura 1. Caracterização do uso e ocupação e indicação dos locais de amostragem na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

2.2 Procedimento de amostragens

Nós realizamos amostragem em 14 locais (Tabela 1) ao longo da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, em outubro de 2017, durante o período seco.

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos locais de amostragem das coletas realizadas durante o período seco, ao longo da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

Locais de amostragem	Coordenadas geográficas
1	6° 6'20.61"S e 38°12'14.61"O
2	5°45'46.81"S e 37°48'1.96"O
3	5°40'11.12"S e 37°47'58.40"O
4	5°13'10.02" S e 37°21'44.43"O
5	5°12'26.67"S e 37°21'4.95"O
6	5°12'11.91"S e 37°20'44.88"O
7	5°11'41.23"S e 37°20'27.03"O
8	5°10'36.49"S e 37°19'46.71"O
9	5°10'36.18"S e 37°19'46.51"O
10	5°12'11.50"S e 37°20'13.86"O
11	5°11'45.60"S e 37°19'45.17"O
12	5°11'52.70"S e 37°19'37.45"O
13	5° 9'19.37"S e 37°17'8.90"O
14	4°57'21.40"S e 37° 8'12.99"O

2.2.1 Água

Em cada local de amostragem, com auxílio de um multisensor da marca Horiba, modelo U10, foram obtidas as variáveis condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, pH e salinidade in situ, na sub-superfície a 15 cm de profundidade, na proximidade da margem do rio. Nos mesmos locais, nós coletamos 500 ml e 150 ml de água para as análises de nutrientes e de metais, respectivamente.

No laboratório, filtramos 200 ml das amostras de água com auxílio de membranas Whatman GF/C, sendo posteriormente armazenadas em frascos de polietileno e congeladas a -20°C, para a análise dos seguintes nutrientes: nitrogênio amoniacal, pelo método descrito por Koroleff (1976), nitrato e nitrito pelo método descrito por Mackereth et al. (1978) e ortofosfato pelo método de Golterman et al. (1978).

As amostras de água não filtradas (300 ml) também foram congeladas a -20°C para as determinações de nitrogênio e fósforo total, obtidas através dos métodos descrito por Mackereth et al. (1978) e Golterman et al. (1978), respectivamente. Para obtenção dos valores de carbono orgânico total (COT) e carbono inorgânico total (CIT), foram separados 10 ml de água, das amostras não filtradas e levadas para um Analisador de carbono, marca Elementar, modelo Vario TOC cube.

Para a determinação de metais, foram coletados 150 ml de água em cada local de amostragem, sendo armazenadas em garrafas de vidro, previamente esterilizadas e lavadas com ácido nítrico (HNO₃) para evitar contaminação, tendo sido adicionado, 2 ml de HNO₃ as amostras de água coletadas. As concentrações dos metais cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), níquel (Ni), cromo (Cr), chumbo (Pb) e cádmio (Cd) foram realizadas em duplicata e determinadas com auxílio de um espectrôfotometro de absorção atômica, marca Varian, modelo AA240FS, no Laboratório de Solos, Água e Plantas (LASAP), localizado na Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA). A análise laboratorial foi baseada no método 3015a (Element, 2007) e dispensou a filtração prévia das amostras.

2.2.2 Sedimento

Nós coletamos uma amostra de sedimento em cada local de amostragem com auxílio de um coletor de sedimento do tipo testemunhador manual, que consiste em um tubo circular de aço galvanizado, que adentra no sedimento por tração manual. As amostras foram coletadas na superfície, e armazenadas em sacos plásticos etiquetados. Posteriormente, o material foi encaminhado para laboratório, onde foram armazenados a -20 °C visando a sua conservação até o momento do processamento.

As concentrações de nitrogênio total e fósforo total nos sedimentos foram obtidas através do método descrito por Mackereth et al. (1978) e pelo método de Golterman et al. (1978), respectivamente. Para obtenção dos valores de carbono total (CT) e carbono orgânico total (COT), foram utilizados de 20 mg a 40 mg de sedimento, sendo que, para a obtenção do carbono orgânico total, as amostras foram previamente tratadas com ácido clorídrico a 10%. A leitura foi realizada através de um Analisador de carbono orgânico total, marca Elementar, modelo Vario TOC cube. A determinação da matéria orgânica (MO) foi obtida através do procedimento de forno mufla, realizada

seguindo o método descrito por Goldin (1987). A análise de metais nos sedimentos foi realizada baseada no método 3050b (Arsenic, 1996), tendo sido obtidas em duplicata.

2.3 Processamento de dados

Aplicamos os testes de Shapiro-Wilk e de Bartlett para avaliar a normalidade e a homocedasticidade dos dados, respectivamente (Zar, 1999), com nível de significância de $p < 0,05$. A partir dos resultados obtidos pelos testes, verificamos que os dados referentes aos metais contidos na água e sedimentos não possuem distribuição normal e são heterogêneos, de modo que, para a realização das análises de correlação, foi utilizado o teste não paramétrico de Spearman entre os teores de metais na água e sedimentos com as variáveis físicas e químicas presente nesses compartimentos para verificar a influência dessas variáveis sobre a distribuição de metais no ecossistema aquático.

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi utilizada para hierarquizar os locais de amostragem para o conjunto de dados referentes aos metais contidos nos sedimentos (Ludwig; Reynolds, 1988). A partir da hierarquização, inferimos sobre as possíveis fontes de contaminantes metálicos. Antes da aplicação da ACP, os valores foram padronizados, com o objetivo de minimizar a influência decorrente da variância entre os parâmetros e das diferenças nas suas unidades de medida (Singh et al. 2005; Zhou; Guo; Liu 2007). Toda a análise estatística foi realizada no software livre R Core Team (2018).

3 RESULTADOS

3.1 Água

Os resultados das variáveis físico-químicas da água encontram-se na Tabela 2. Em todos os locais amostrados, o pH foi alcalino. A condutividade elétrica variou de 0,4 mS.cm no local 2, localizado na porção média da bacia, a 4,5 mS.cm no local 13, situado próximo a foz da bacia, com valores mais elevados próximos a foz do rio. Os valores de salinidade foram baixos na maioria dos locais de amostragem, exceto para o local 13, com 2,4 e o local 14, situado na região da foz da bacia, com 32. Os sólidos totais dissolvidos (STD) foram semelhantes em todos os locais, com exceção do 14, que apresentou 29,9 g.L.

A quantidade de oxigênio dissolvido variou entre 15,9 mg.L⁻¹, no local 1, próximo a parte superior da bacia, e 0,7 mg.L⁻¹ no local 9, localizado na região média da bacia hidrográfica. A concentração de carbono orgânico e inorgânico totais, atingiram seus valores máximos no local 1, com 48,68 mg.L⁻¹ e 87,47 mg.L⁻¹, respectivamente. A quantidade de ortofosfato (4,183 mg.L⁻¹), fósforo total (8,445 mg.L⁻¹), nitrogênio total (16,814 mg.L⁻¹), nitrogênio amoniacal (0,585 mg.L⁻¹), nitrato (8,589 mg.L⁻¹) e nitrito (0,687 mg.L⁻¹) foram maiores no local 1. O local 1 apresentou valores mais altos para todas as variáveis analisadas, exceto sólidos totais dissolvidos e salinidade.

Tabela 2. Variáveis físico-químicas das águas superficiais do Rio Apodi-Mossoró. CE: condutividade elétrica; Salin: salinidade; STD: sólidos totais dissolvidos; OD: oxigênio dissolvido; COT: carbono orgânico total; CIT: carbono inorgânico total; PO43-:

Locais de amostragem	pH	CE (mS.cm)	Salin.	STD (g.L)	OD (mg.L ⁻¹)	COT (mg.L ⁻¹)	CIT (mg.L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	PT (mg.L ⁻¹)	NT (mg.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)
Local 1	8,9	1,4	0,7	0,9	15,9	48,68	87,47	4,183	8,445	16,814	0,585	8,589	0,687
Local 2	8,6	0,4	0	0,2	10,7	15,45	32,28	0,044	0,051	0,754	0,048	0,212	0,003
Local 3	8,5	0,9	0,5	0,6	8,1	14,59	32,69	0,017	0,129	0,938	0,019	0,337	0,001
Local 4	8,4	2,2	1,1	1,4	11,8	14,64	54,44	0,015	0,124	2,569	0,099	0,270	0,002
Local 5	7,8	2,6	1,3	1,7	1,8	7,38	50,34	0,016	0,713	1,738	0,035	0,567	0,036
Local 6	7,9	2,6	1,3	1,6	1,8	7,30	50,07	0,114	0,318	1,708	0,142	0,705	0,003
Local 7	7,7	1,9	1	1,2	0,9	12,33	65,72	0,438	1,720	7,661	0,034	0,249	0,002
Local 8	8,4	2,5	1,3	1,6	3,1	9,71	44,69	0,020	0,258	1,661	0,019	0,305	0,001
Local 9	7,9	2,6	1,4	1,7	0,7	9,90	45,89	0,277	1,066	6,169	0,445	0,305	0,002
Local 10	8,6	2,2	1,1	1,4	12,0	6,19	56,33	0,203	0,815	2,046	0,223	4,045	0,172
Local 11	8,8	2,6	1,3	1,7	11,5	7,30	48,96	0,022	0,300	1,308	0,016	0,266	0,001
Local 12	8,5	2,6	1,3	1,6	8,8	9,43	66,04	0,036	0,291	1,215	0,044	1,166	0,007
Local 13	8,5	4,5	2,4	2,9	12,1	13,48	64,52	0,028	2,202	1,831	0,154	0,716	0,045
Local 14	7,8	4,3	32	29,9	6,1	5,54	28,98	1,422	0,080	0,538	0,021	0,569	0,001

3.2 Sedimento

As variáveis químicas dos sedimentos superficiais podem ser visualizadas na Tabela 3. Em todos os locais de amostragem, as concentrações de nitrogênio total foram mais elevadas do que a quantidade de fósforo total. O local 5, localizado na parte média da bacia, apresentou maiores concentrações de nitrogênio total (5982,8 mg.kg⁻¹), assim como percentuais mais elevados de carbono orgânico total (7,09%), carbono total (10,33%) e matéria orgânica (16%) em comparação com os demais locais. No local 7, situado na região média da bacia, foi obtido a maior concentração de fósforo total (931,8 mg.kg⁻¹), enquanto o menor valor foi observado no local 1 (60 mg.kg⁻¹).

Tabela 3. Variáveis químicas dos sedimentos superficiais do rio Apodi-Mossoró. PT: fósforo total; NT: nitrogênio total; COT: carbono orgânico total; CT: carbono total; MO; Matéria orgânica.

Locais de amostragem	PT (mg.kg ⁻¹)	NT (mg.kg ⁻¹)	COT (%)	CT (%)	MO (%)
Local 1	60	4030,7	2,19	2,20	6
Local 2	171,7	1377,3	0,04	0,07	1
Local 3	108,3	1133,9	0,79	0,47	0
Local 4	195,2	2999,1	0,07	3,53	5
Local 5	142,9	5982,8	7,09	10,33	16
Local 6	188,5	1846,8	0,95	1,34	1
Local 7	931,8	2674,7	1,47	2,34	6
Local 8	152,6	2314,9	0,05	0,14	0
Local 9	679,3	2592,1	1,01	1,25	2
Local 10	570,9	5740	2,16	0,57	7
Local 11	280,7	2061,9	2,65	2,84	2
Local 12	361,8	1707,6	0,04	0,61	3
Local 13	568,7	1681	0,85	1,29	1
Local 14	369,2	1642,2	2,19	2,53	4

3.3 Metais

Os resultados das análises de metais nos sedimentos superficiais e na água do Rio Apodi-Mossoró por local de amostragem são encontrados na Figura 2. A concentração de Cu na água foi maior no local 14 ($0,07 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto nos sedimentos a maior concentração ocorreu no local 7 ($87,89 \text{ mg.kg}^{-1}$). Para o Mn as maiores concentrações na água ocorreram no local 6 ($0,24 \text{ mg.L}^{-1}$) e nos sedimentos a quantidade mais elevada foi obtida no local 4 ($208,70 \text{ mg.kg}^{-1}$), sendo ambos os locais de amostragem pertencentes a parte média da bacia.

O Fe apresentou concentrações mais elevadas na água no local 4 ($1,39 \text{ mg.L}^{-1}$), e nos sedimentos no local 14 ($14880,23 \text{ mg.kg}^{-1}$). A quantidade de Zn foi maior no local 13 ($0,12 \text{ mg.L}^{-1}$) na água e 7 ($208,70 \text{ mg.kg}^{-1}$) nos sedimentos. Para Cr as maiores concentrações na água e sedimentos foram encontradas nos locais 12 ($0,09 \text{ mg.L}^{-1}$) e 14 ($36,63 \text{ mg.kg}^{-1}$), respectivamente. A quantidade mais elevada de Ni na água ocorreu no local 11 ($2,22 \text{ mg.L}^{-1}$) e nos sedimentos no 2 ($163,03 \text{ mg.kg}^{-1}$). O local 14 apresentou concentrações mais elevadas de Cd e Pb, com valores de $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ de Cd e $0,47 \text{ mg.L}^{-1}$ de Pb na água, enquanto nos sedimentos, os valores foram de $26,72 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Cd e $99,20 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Pb.

As concentrações médias de metais encontrados nos sedimentos foram maiores do que as detectadas na água (Figura 3). As concentrações de metais nos sedimentos diminuíram na seguinte sequência: $\text{Fe} > \text{Mn} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Zn} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Cd}$, enquanto os valores de metais nas águas superficiais decresceram na seguinte ordem: $\text{Fe} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Mn} = \text{Zn} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Cd}$.

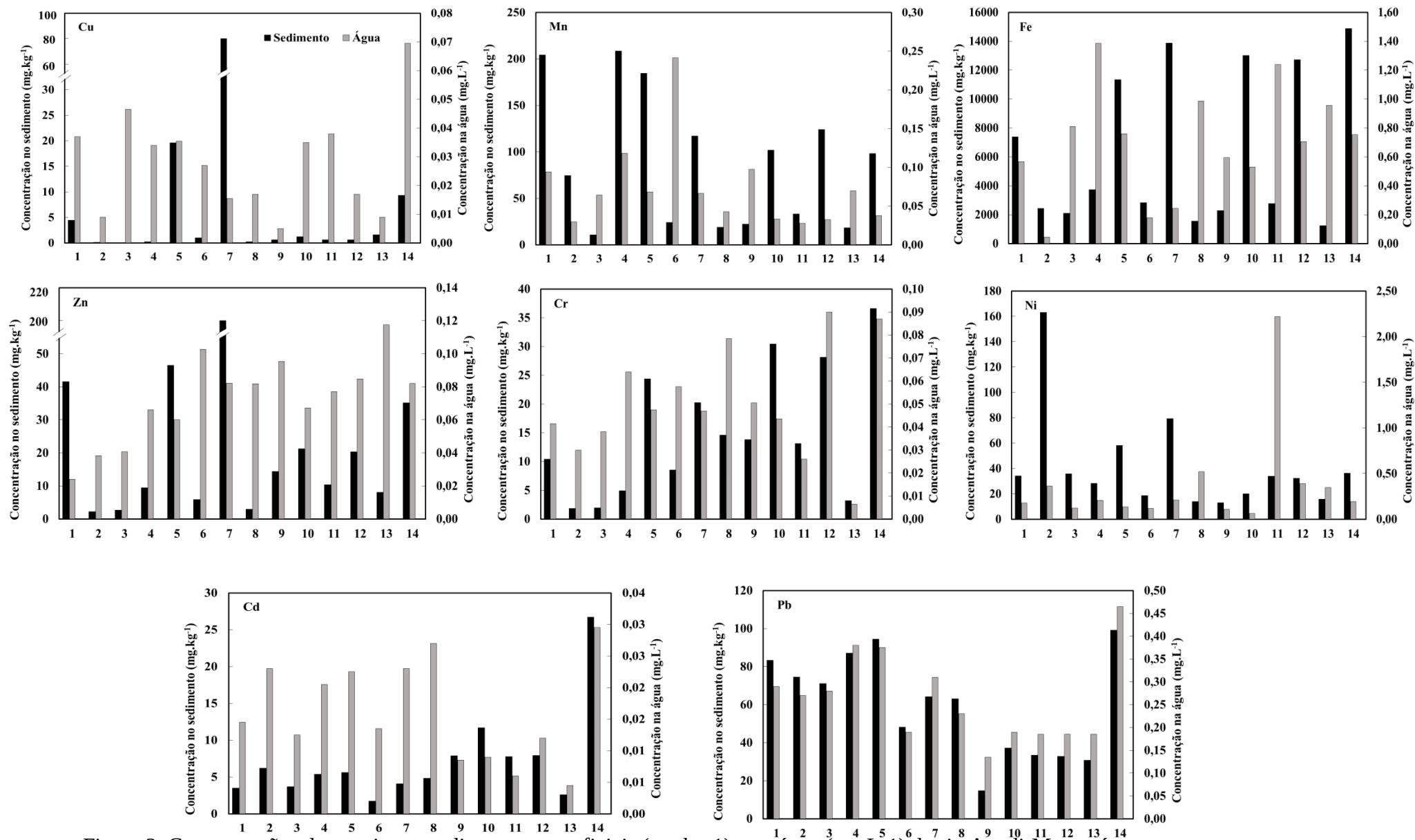


Figura 2. Concentrações de metais nos sedimentos superficiais (mg.kg⁻¹) e na água (mg.L⁻¹) do rio Apodi-Mossoró.

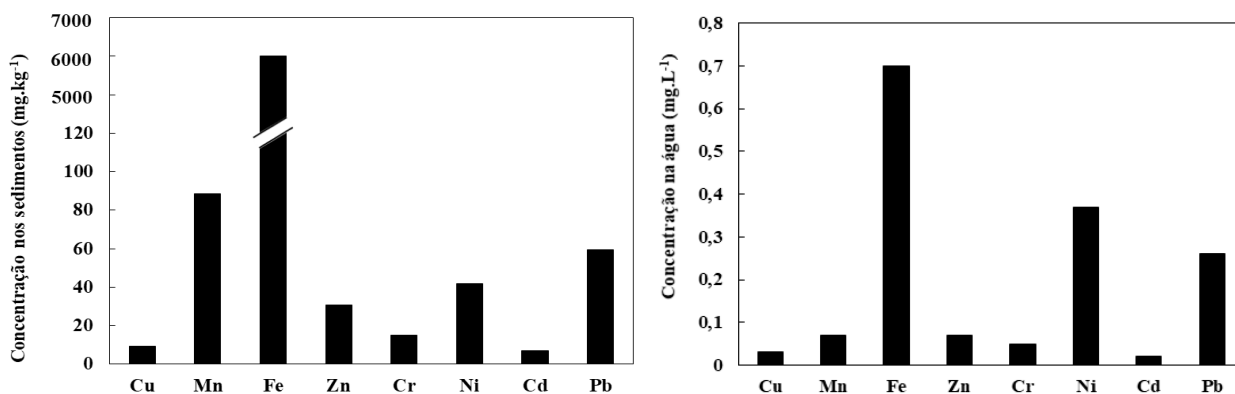


Figura 3. Média das concentrações de metais nos sedimentos (mg.kg-1) e na água (mg.L-1) na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró.

Os resultados do presente estudo revelam que as médias das concentrações de Fe, Ni, Cd e Pb na água estavam acima do limite permitido pela World Health Organization (WHO) 2008 e outros como Environment Conservation Rules (ECR) 1997, Environmental Protection Agency (EPA) 2002, United States Environmental Protection Agency (USEPA) 2012 e Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005. O metal Cu estava abaixo dos limites estabelecidos por WHO 2008, ECR 1997, EPA 2002 e USEPA 2012, porém acima do permitido para a resolução CONAMA nº 357/2005 para água doce, classe 2 e para água salina, classe 2, no caso do local 14, que se localiza em um trecho estuarino. O Mn estava acima do limite admissível somente para EPA 2002 e USEPA 2012 (Tabela 4).

Tabela 4. Concentrações de metais (mg.L-1) na água do rio Apodi-Mossoró, e sua comparação com padrões internacionais e com a Resolução CONAMA nº 357/2005 para água doce, classe 2 e para água salina, classe 2. WHO: World Health Organization; ECR: Environm

Metais	ECR 1997	EPA2002	WHO 2008	USEPA 2012	CONAMA 2005 (água doce)	CONAMA 2005 (água salina)	Presente estudo (água doce)	Presente estudo (água salina)
Cu	1	1,3	2	1,3	0,009	0,0078	0,03	0,07
Mn	0,1	0,05	0,4	0,05	0,1	-	0,08	0,04
Fe	0,3-1,0	0,3	0,3	0,3	0,3	-	0,69	0,75
Zn	5	5	3	5	0,18	0,12	0,07	0,08
Cr	0,05	0,05	0,05	0,1	0,05	1,1	0,05	0,09
Ni	0,1	-	-	-	0,025	0,074	0,38	0,20
Cd	0,005	0,01	0,003	0,005	0,001	0,04	0,02	0,03
Pb	0,05	0,05	0,01	0,015	0,01	0,21	0,25	0,47

No sedimento, a média geral da concentração de Mn, Fe, Ni, Cd e Pb excedeu o limite permitido estabelecido pela WHO 2004 e outros (USEPA 1999 e CONAMA nº 454/2012), entretanto as concentrações detectadas de Cu, Zn e Cr estavam abaixo dos limites admissíveis (Tabela 5).

Tabela 5. Comparação dos valores observados de metais nos sedimentos superficiais (mg.kg-1) do rio Apodi-Mossoró com os padrões internacionais e a Resolução CONAMA nº 454/2012. USEPA: United States Environmental Protection Agency; WHO: World Health Organization; CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente.

Metais	USEPA 1999	WHO 2004	CONAMA 2012 (nível 1)	CONAMA 2012 (nível 2)	Presente estudo
Cu	16	25	35,7	197	9,11
Mn	30	-	-	-	88,64
Fe	30	-	-	-	6580,39
Zn	110	123	123	315	30,68
Cr	25	25	37,3	90	15,16
Ni	16	20	18	35,9	41,64
Cd	0,6	0,6	0,6	3,5	7,12
Pb	40	-	35	91,3	59,57

A análise de correlação de Spearman entre as concentrações de metais com as variáveis físico químicas da água são apresentadas na Tabela 6. O nitrogênio total demonstrou correlação positiva com o Mn. O nitrogênio amoniacal foi correlacionado positivamente com Mn e negativamente com Ni. A condutividade elétrica, salinidade e sólidos totais dissolvidos apresentaram correlação positiva com o Zn.

Tabela 6. Coeficientes de correlação de Spearman dos teores de metais com as variáveis físicas e químicas nas águas superficiais do Rio Apodi-Mossoró. Cu: cobre; Mn: mangânes; Fe: Ferro; Zn: zinco; Cr: cromo; Ni: níquel; Cd: cádmio; Pb: chumbo; PO_4^{3-} : ortofosfato; PT: fósforo total; NT: nitrogênio total; NH_4^+ : nitrogênio amoniacal; NO_3^- : nitrato; NO_2^- : nitrito; CE: condutividade elétrica; Salin: salinidade; STD: sólidos totais dissolvidos; OD: oxigênio dissolvido; CIT: carbono inorgânico total; COT: carbono orgânico total.

	Cu	Mn	Fe	Zn	Cr	Ni	Cd	Pb
PO_4^{3-}	-0,079	0,015	-0,683	0,169	0,041	-0,270	0,099	-0,035
PT	-0,215	0,402	-0,191	0,274	-0,323	-0,283	-0,466	-0,324
NT	-0,279	0,617	-0,098	0,059	-0,112	-0,336	-0,220	-0,030
NH_4^+	-0,390	0,536	-0,433	0,092	-0,085	-0,536	-0,337	-0,232
NO_3^-	0,278	0,187	-0,112	0,121	0,136	-0,396	-0,308	-0,141
NO_2^-	-0,244	0,248	-0,336	-0,041	-0,156	-0,243	-0,290	-0,170
CE.	-0,026	0,182	0,358	0,683	0,208	0,010	-0,281	-0,271
pH	0,116	-0,387	0,026	-0,448	-0,506	0,244	-0,442	-0,356
Salin.	-0,045	0,126	0,330	0,733	0,346	0,045	-0,200	-0,290
STD	0,018	0,136	0,356	0,657	0,270	0,017	-0,229	-0,228
OD	0,240	-0,189	0,224	-0,360	-0,442	0,195	-0,332	-0,032
CIT	-0,149	0,257	-0,094	0,120	-0,050	0,002	-0,341	-0,128
COT	-0,338	0,309	-0,032	-0,406	-0,345	0,120	0,055	0,139

Correlações entre metais e as características químicas do sedimento podem ser visualizadas na Tabela 7. Relações positivas foram observadas entre a matéria orgânica (MO) e os elementos Cu, Mn, Fe, Zn e Cr. Também foram observadas correlações entre carbono orgânico total (COT), Cu e Zn e entre carbono total (CT) e os metais Cu, Mn e Zn. Correlações positivas também ocorreram entre os elementos Fe e Cu, Fe e Mn, Zn e Fe, Cr e Zn. O Cd apresentou correlação positiva somente com Cr, enquanto Pb se correlacionou positivamente com Ni.

Tabela 7. Coeficientes de correlação de Spearman para metais e características químicas dos sedimentos superficiais do Rio Apodi-Mossoró. Cu: cobre; Mn: manganês; Fe: Ferro; Zn: zinco; Cr: cromo; Ni: níquel; Cd: cádmio; Pb: chumbo; MO: matéria orgânica; PT: fósforo total; COT: carbono orgânico total; CT: carbono total.

	Cu	Mn	Fe	Zn	Cr	Ni	Cd	Pb
Cu	1,000							
Mn	0,345	1,000						
Fe	0,578	0,727	1,000					
Zn	0,832	0,648	0,780	1,000				
Cr	0,551	0,353	0,718	0,718	1,000			
Ni	0,217	0,393	0,476	0,279	0,002	1,000		
Cd	-0,019	0,239	0,468	0,279	0,639	0,107	1,000	
Pb	0,164	0,490	0,410	0,208	0,041	0,661	-0,002	1,000
MO	0,692	0,815	0,802	0,898	0,621	0,257	0,314	0,301
PT	0,318	-0,054	0,283	0,318	0,402	-0,235	0,397	-0,507
NT	0,463	0,621	0,371	0,639	0,406	-0,120	0,050	0,116
COT	0,749	0,265	0,424	0,705	0,432	0,186	0,112	0,204
CT	0,582	0,547	0,446	0,608	0,248	0,213	-0,002	0,375

Os componentes principais 1 e 2 explicaram conjuntamente 49,05 % da variabilidade dos dados, sendo o eixo x responsável por 32,02 % e o eixo y por 17,03 %. As variáveis que apresentaram maior importância para a ordenação dos locais de amostragem no eixo 1 foram manganês, ferro, cromo e chumbo nos sedimentos e cádmio e chumbo na água. No eixo 2 as variáveis com maior importância foram cobre e níquel nos sedimentos e ferro na água. As demais variáveis estiveram pouco correlacionadas com os dois eixos, pelo valor estabelecido de $|0,6|$ (Tabela 8).

Tabela 8. Correlação das variáveis dos sedimentos no rio Apodi-Mossoró com os componentes principais 1 e 2 da ACP. Valores em negrito indicam alta correlação entre as variáveis e os componentes principais 1 e 2. Cu: cobre; Mn: mangânes; Fe: Ferro; Zn: zinco; Cr: cromo; Ni: níquel; Cd: cádmio; Pb: chumbo.

Variável	Componente Principal 1	Componente Principal 2
Metais nos sedimentos		
Cu	-0.437	0.616
Mn	-0.642	0.112
Fe	-0.782	-0.041
Zn	-0.471	0.582
Cr	-0.619	-0.391
Ni	-0.279	0.644
Cd	-0.584	-0.575
Pb	-0.781	0.088
Metais na água		
Cu	-0.580	-0.543
Mn	0.248	0.183
Fe	0.113	-0.665
Zn	0.368	-0.220
Cr	-0.522	-0.399
Ni	0.317	-0.290
Cd	-0.775	0.133
Pb	-0.864	-0.042

A distribuição dos locais de amostragem através da ACP é apresentada na Figura 4. O local 7 apresentou concentrações mais elevadas de Cu, Ni, Mn, Fe, Cr e Pb nos sedimentos e de Cd e Pb na água. O local 14 apresentou altas concentrações de Mn, Fe, Cr e Pb nos sedimentos e de Cd e Pb na água, porém baixos valores de Cu e Ni nos sedimentos. O local 2 apresentou maiores concentrações de Ni nos sedimentos, e valores reduzidos dos demais metais nos dois compartimentos estudados. Os demais locais amostrados apresentaram concentrações de elementos metálicos similares entre si.

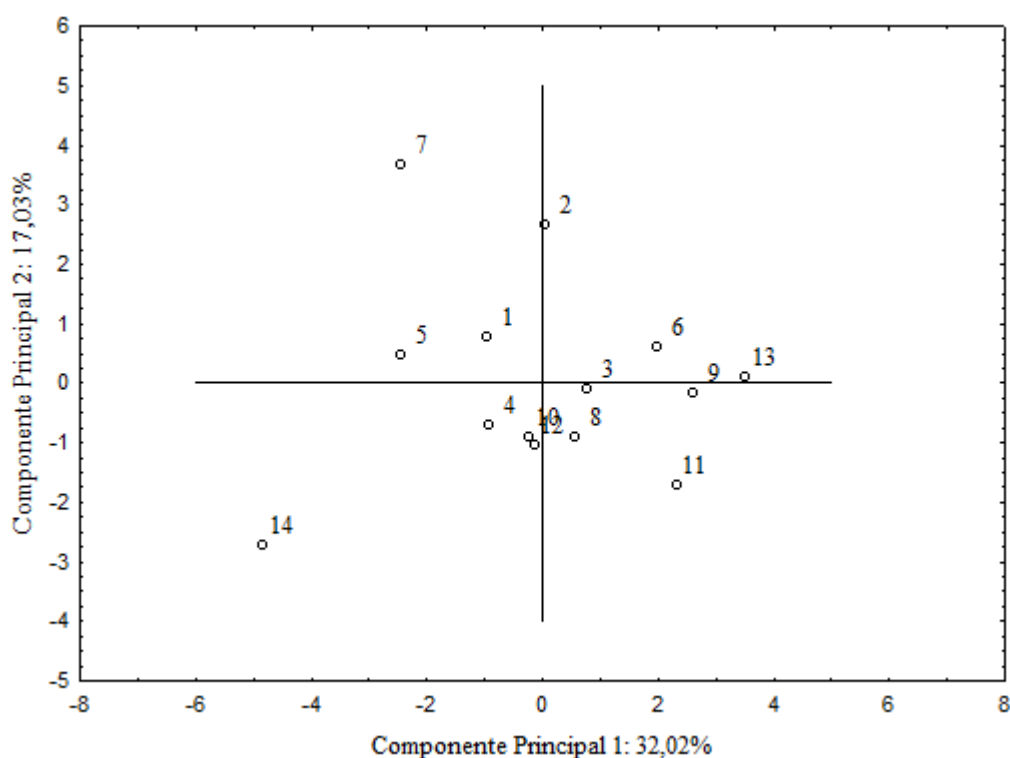


Figura 4. Análise de componentes principais de metais nos sedimentos demonstrando a ordenação dos locais de amostragem.

Correlações entre metais na água e as variáveis químicas dos sedimentos são descritas na Tabela 9. O Cr, nos sedimentos e na água, mostrou correlação positiva entre si. A mesma relação positiva ocorreu com Pb, presente em ambos compartimentos. Ocorreram correlações negativas entre Ni, Cd, Pb e os elementos Mn e Zn. O Pb mostrou correlação positiva com Cu e Cd. O nitrogênio total (NT), matéria orgânica (MO) e carbono total (CT) não mostraram nenhuma correlação com os metais contidos na água.

Tabela 9. Coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis químicas dos sedimentos superficiais e com os metais na água do Rio Apodi-Mossoró. Cu: cobre; Mn: mangânes; Fe: Ferro; Zn: zinco; Cr: cromo; Ni: níquel; Cd: cádmio; Pb: chumbo; MO: matéria orgânica; PT: fósforo total; COT: carbono orgânico total; CT: carbono total.

	Água							
	Cu	Mn	Fe	Zn	Cr	Ni	Cd	Pb
Sedimento								
Cu	0,154	0,169	-0,226	0,226	-0,006	-0,182	0,116	0,256
Mn	0,182	0,076	-0,107	-0,375	0,309	-0,015	0,294	0,506
Fe	0,352	-0,151	-0,345	-0,085	0,415	-0,195	0,354	0,481
Zn	0,226	0,072	-0,151	0,015	0,208	-0,208	0,114	0,307
Cr	0,233	-0,261	-0,059	0,221	0,573	-0,107	0,202	0,108
Ni	0,316	-0,380	-0,287	-0,564	-0,195	0,147	0,501	0,627
Cd	0,121	-0,595	0,006	-0,046	0,340	0,019	-0,055	-0,041
Pb	0,534	0,063	0,024	-0,643	0,186	-0,072	0,776	0,959
PT	-0,418	-0,068	-0,160	0,674	0,085	-0,059	-0,277	-0,329
NT	0,030	0,323	0,010	-0,186	0,120	-0,305	0,006	0,167
MO	0,195	0,138	-0,173	-0,138	0,204	-0,331	0,110	0,377
COT	0,536	0,076	0,032	-0,112	-0,195	-0,318	-0,099	0,194
CT	0,404	0,323	0,327	0,024	0,103	-0,024	0,052	0,426

4 DISCUSSÃO

As concentrações de metais na água e sedimentos variaram espacialmente, devido possivelmente as diferentes formas de uso e ocupação do solo ao longo da bacia hidrográfica. O local de amostragem 1, que se encontra próximo a parte superior da bacia, apresentou altas concentrações de Cu na água e de Mn e Zn nos sedimentos, além de maiores concentrações de

Pb em ambos compartimentos. Este local possui área urbanizada e pequenas porções de solo utilizadas na agricultura, deste modo, este corpo hídrico recebe diariamente efluentes domésticos, sanitários, industriais e agrícolas, além da disposição de lixo dentro do sistema fluvial. O local também apresentou elevadas concentrações de nutrientes, como PT, NT, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- na água, fato que comprova a origem dos metais a partir de fontes antrópicas, tendo em vista que, nutrientes e elementos metálicos podem ter as mesmas fontes (Deng et al. 2018; Mendiguchía et al. 2007; Li; Zhang, 2010; Kumar et al. 2013).

No local 2, situado na parte média superior da bacia, as concentrações de elementos metálicos foram baixas, com exceção dos metais Ni, Cd e Pb. Isso ocorreu possivelmente devido ao local estar distante de centros urbanos, e consequentemente não receber efluentes domésticos e industriais, além de urbanos. Entretanto, os valores elevados de Ni, Cd e Pb podem ser provenientes de fontes agrícolas, uma vez que, nas proximidades da área existe esse tipo de atividade. O local 3 também apresentou as menores concentrações de metais, exceto para o Pb nos sedimentos e Pb, Cu e Fe na água. Este resultado está relacionado ao fato da área ser pouco urbanizada, sendo o solo predominantemente utilizado na criação de rebanhos e para fins agrícolas, o que pode explicar as maiores concentrações dos contaminantes Cu, Fe e Pb. Souza et al. (2016) ao analisar a água do rio São Francisco, localizado no Brasil, também obteve altos valores de Cd ($0,03 \text{ mg.L}^{-1}$), Ni ($0,09 \text{ mg.L}^{-1}$) e Pb ($0,05 \text{ mg.L}^{-1}$) em locais impactados por substâncias químicas utilizadas na agricultura.

Os locais 4 a 12, localizados na parte média inferior da bacia, apresentaram valores similares entre si de metais, tanto na água quanto nos sedimentos. Os valores elevados de metais nestes locais esta relacionada a urbanização existente na área. Uma vez que, esses contaminantes são provenientes de efluentes domésticos e industriais, de marcenarias, tinturarias, oficinas de automoveis, vazamentos de fluidos de motor, ressuspensão do pó das estradas, desgaste de freios e de pneus de veículos (Davis; Shokouhian; Ni 2001; Wang; Liu; Tang 2004; Kríbek et al. 2010; Mohiuddin et al., 2011; Adamiec et al., 2016; Belkhiri et al. 2017).

O local 13, também localizado na parte média inferior da bacia, apresentou valores reduzidos de Cu, Cr e Cd quando comparados ao demais locais. Entretanto, apresentou concentrações de Mn, Fe, Zn, Ni e Pb similares aos locais 4 a 12 que são altamente urbanizados. As baixas concentrações dos elementos Cu, Cr e Cd esta possivelmente relacionada a ausência de áreas urbanizadas no local, entretanto os valores altos de Mn, Fe, Zn, Ni e Pb foram provavelmente influenciados pela estação petrolífera e pela aquicultura existente nas

proximidades. Xia et al. (2018), ao estudar a piscicultura em lagos na bacia do rio Yangtze, na China, encontrou uma relação positiva entre a maioria das concentrações de metais e a intensidade da cultura de peixes. Ramos et al. (2012) e Lacerda et al. (2013) apontaram que os efluentes da plataforma de exploração, fluidos de perfuração, águas produzidas e refinarias de petróleo também podem ser fontes de metais.

O local 14 se destacou dos demais, por apresentar valores mais elevados de Fe, Cr, Cd e Pb nos sedimentos e de Cu, Cd e Pb na água. Este local, situado mais próximo à foz da bacia, é uma área estuarina com constante tráfego de embarcações. A quantidade e o tipo de metais depositados nos sedimentos dos portos marítimos estão relacionados com o número de navios ancorados, e com a quantidade de tráfego de barcos de pesca (Radke et al. 2013). Tupan e Uneputty (2017) encontraram maiores concentrações de Cd e Pb em área estuariana com rotas e ancoragem de navios e barcos de pesca. Segundo Drapeau et al. (2017) e Garnier et al. (2006) outros fatores que contribuem para os elevados valores de metais em corpos hídricos é a condutividade elétrica e salinidade. De fato, essas variáveis foram maiores neste local.

Na ciência ambiental, a ACP é usada principalmente para identificar fontes de metais poluentes em sedimentos para distinguir contribuições naturais das antrópicas (Loska; Wiechuła 2003; Yalcin et al. 2010; Machado et al. 2017). De acordo com a distribuição dos locais de amostragem pela ACP, o local 7 apresentou concentrações mais elevadas de Cu, Ni, Mn, Fe, Cr e Pb nos sedimentos e de Cd e Pb na água. O local 14 apresentou altas concentrações de Mn, Fe, Cr e Pb nos sedimentos e de Cd e Pb na água, enquanto o local 2 apresentou valores reduzidos dos demais metais nos dois compartimentos estudados. O local 7 está localizado em uma área urbanizada, enquanto o 14 pertence a um trecho estuarino. Com base nestes resultados, podemos inferir que os metais no local 7, provavelmente se originaram a partir de efluentes domésticos e industriais provenientes dos centros urbanos, enquanto os elementos metálicos do local 14 são provenientes das embarcações. As reduzidas concentrações de metais no local 2, ocorreram devido a ausência de fontes desses contaminantes, uma vez que o local não está situado em área urbanizada.

As concentrações de metais nos sedimentos foram maiores do que na coluna de água em todos os locais amostrados, evidenciando que os sedimentos funcionam como sumidouro de metais (Bermejo; Beltrán; Ariza, 2003). Isso acontece porque os íons metálicos interagem com a matéria orgânica em fase aquosa e se instalam no fundo do sistema fluvial, resultando em uma alta concentração de metais no sedimento (Begum et al. 2009; Rubio; Álvarez-Iglesias;

Vilas, 2010). Além disso, a redução do fluxo da água em decorrência da falta de chuva, possivelmente contribuiu para a deposição dos elementos metálicos nos sedimentos.

Outro fator que controla a solubilidade de metais em águas superficiais é o pH da água, uma vez que a diminuição do mesmo pode dissolver complexos de carbonato ligados a metais, liberando íons metálicos para a coluna de água (Papafilippaki et al. 2008). Tendo em vista que, o pH da água foi alcalino em todos os locais de amostragem, isso possivelmente também contribuiu para a deposição dos metais nos sedimentos. A alcalinidade em todos os locais de amostragem está relacionada a geologia da área de estudo, uma vez que a mesma é constituída em grande parte por rochas calcárias (IGARN, 2009).

O local 5, que está situado na região média da bacia, apresentou maiores percentuais de carbono total, carbono orgânico total e matéria orgânica nos sedimentos devido provavelmente a presença de macrófitas aquáticas e ao elevado descarte de resíduos domésticos. A matéria orgânica determina diretamente a mobilidade de metais, uma vez que as substâncias húmicas se ligam aos elementos metálicos e os retêm nos sedimentos (Peng et al. 2009; Drapeau et al. 2017). Apesar disso, o local 5 não apresentou as maiores concentrações de metais nos sedimentos e na água, em comparação aos demais locais. Isso possivelmente ocorreu devido as fontes dos diferentes elementos metálicos serem mais abundantes nos demais locais.

Dentre os metais estudados, o Fe ocorreu em concentrações mais elevadas, enquanto Cd, apresentou concentrações mais reduzidas na água e nos sedimentos. A quantidade de Fe nos compartimentos abióticos pode ser explicada pelas elevadas descargas antrópicas deste metal no sistema aquático, como demonstrado por Kaushik et al. (2009). O Cd foi o contaminante com menores concentrações, provavelmente devido as reduzidas fontes antrópicas do elemento na região que são provenientes de oficinas de automoveis (Petta; Melo; Rezende, 2010). Concentrações reduzidas de metais sugerem origem natural do elemento (Guo et al. 2018).

Chiba et al. (2011) ao analisarem as concentrações de metais nos sedimentos em uma sub-bacia do sudeste do Brasil, durante o período seco, encontraram valores máximos de 2508,23 mg.kg⁻¹ de Fe e 26,58 mg.kg⁻¹ de Pb. Em nosso estudo, a concentração de Fe (14880,23 mg.kg⁻¹) e Pb (99,20 mg.kg⁻¹), foram maiores, excedendo o limite admissível pela WHO 2004, USEPA 1999 e CONAMA nº 454/2012. Estes resultados demonstram que as diferentes fontes antrópicas, influenciam diretamente nas concentrações de metais nos sistemas fluviais, uma vez que os locais com maiores concentração de Fe e Pb no rio do sudeste brasileiro recebem efluentes industriais e domésticos, enquanto o local com maiores valores desses mesmos

elementos metálicos no rio Apodi-Mossoró, além de receber efluentes industriais e domésticos, possui tráfego constante de embarcações.

Souza et al. (2016) realizaram um estudo sobre as concentrações de metais na água do Rio São Francisco, situado na região oeste dos estados de Pernambuco e Bahia no Brasil. Foram detectados, durante o período seco, os valores máximos dos metais Cd ($0,02 \text{ mg.L}^{-1}$), Ni ($0,05 \text{ mg.L}^{-1}$) e Pb ($0,006 \text{ mg.L}^{-1}$) em uma área urbana industrializada. No nosso estudo ao considerar somente a água doce, os valores máximos dos metais Cd ($0,03 \text{ mg.L}^{-1}$), Ni ($2,22 \text{ mg.L}^{-1}$) e Pb ($0,47 \text{ mg.L}^{-1}$) foram mais elevados, em locais situados em área urbana que recebe diariamente efluentes industriais e domésticos, estando acima do limite permitido pela WHO 2008 e outros (ECR 1997, EPA 2002, USEPA 2012 e CONAMA nº 357/2005). Este resultado evidencia que, apesar do Rio São Francisco e do Rio Apodi-Mossoró se situarem em uma região semiárida, o uso e a ocupação do entorno desses corpos hídricos, influência nas concentrações de contaminantes metálicos, mais do que as condições climáticas.

A análise de correlação das concentrações de metais na água com as demais variáveis também da água demonstrou que a presença de nutrientes influenciou fracamente a concentração de metais, assim como a condutividade elétrica, salinidade e sólidos totais dissolvidos que apresentaram correlação somente com Zn. A ausência de correlações, demonstraram que os valores das variáveis físicas e químicas da água contribuíram para sedimentar os metais. Isso pode ser facilmente evidenciado pela inexistência de correlação entre o pH e metais. O pH alcalino favorece a sedimentação dos íons metálicos (Tiwari et al. 2017), por isso não foi estabelecido correlação entre esta variável e os contaminantes presentes na coluna de água.

As correlações entre as variáveis dos sedimentos evidenciaram associações entre COT, Cu e Zn sugerindo que o COT foi um sequestrador de Cu e Zn nos sedimentos. O COT influencia no comportamento geoquímico e na distribuição de metais depositados no sedimento (Armid et al. 2014), devido as ligações com os metais, que pode ser através da adsorção, troca iônica ou do efeito quelato do húmus nos metais (Wang et al. 2011). A matéria orgânica pode regular o comportamento geoquímico de metais através da adsorção, dessorção e complexação (Bermejo et al. 2003). Em nosso estudo, Cu, Mn, Fe, Zn e Cr nos sedimentos apresentaram correlação positiva com a MO, o que indicou que a adsorção ou complexação da matéria orgânica pode controlar a distribuição dos metais nos sedimentos. Entretanto, Cd, Ni e Pb não apresentaram correlação positiva com a matéria orgânica, sugerindo que outros fatores, como

o pH do sedimento podem estar afetando o processo de adsorção ou dessorção dos metais devido à hidrólise ácida ou alcalina (Yim; Leung, 1987).

Através das relações entre as concentrações dos elementos Fe e Cu, Fe e Mn, Zn e Fe, Cr e Zn nos sedimentos é possível presumir que esses metais possuem fontes similares, dependência mútua ou comportamento idêntico durante o transporte e ressuspensão no meio aquático como observado em outros trabalhos (Vicente-Martorell et al. 2009; Suresh et al. 2011; Li et al. 2013; Gargouri et al. 2018). Segundo Bai et al. (2014) e Barzegar et al. (2017) a correlação positiva entre Ni e Pb pode ser atribuída à origem similar desses elementos.

Fatores como o percentual de matéria orgânica e condições alcalinas do pH, favorecem a retenção dos metais nos sedimentos, e consequentemente impedem a liberação dos mesmos para a coluna de água (Rubio et al. 2010; Violante et al. 2010; Tiwari et al. 2017; Covarrubias, et al. 2018; Sun, et al. 2018). Desta forma, as correlações entre metais na água e sedimentos demonstraram que apenas as concentrações de Cr e Pb nos sedimentos estão associadas a quantidade desses contaminantes na coluna de água, ou seja, a medida que as concentrações dos dois contaminantes aumentam na água, se elevam também nos sedimentos. Os demais metais não apresentaram o mesmo tipo de correlação, provavelmente devido as influências exercidas pelas variáveis físico-químicas da água e dos sedimentos.

5 CONCLUSÃO

A concentração de metais na água e sedimentos variaram ao longo da bacia hidrográfica de acordo com o uso e ocupação da mesma. Os locais de amostragem situados em áreas urbanizadas, que recebem efluentes industriais e domésticos, assim como a área estuarina, apresentaram as maiores concentrações de metais, entretanto os locais com pouca ou nenhuma área urbanizada, apresentaram concentrações menores dos contaminantes metálicos. Deste modo, as diferenças de concentrações de elementos metálicos ao longo da bacia hidrográfica, são influenciadas pelo uso e ocupação do solo, demonstrando que esses contaminantes têm diversas fontes antrópicas.

As concentrações de metais foram maiores nos sedimentos do que na coluna de água, devido possivelmente a influência da matéria orgânica, como evidenciada pela relação positiva existente entre a matéria orgânica e os metais Zn, Cu, Mn, Fe e Cr presente nos sedimentos. Além disso, o pH alcalino da água e o carbono orgânico total presente nos sedimentos também contribuíram para a deposição dos contaminantes metálicos nos sedimentos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMIEC, E.; JAROSZ-KRZEMIŃSKA, E.; WIESZALA, R. Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 6, p. 369, 2016.
- ARMID, A.; SHINJO, R.; ZAENI, A.; SANI, A.; RUSLAN, R. The distribution of heavy metals including Pb, Cd and Cr in Kendari Bay surficial sediments. **Marine pollution bulletin**, v. 84, n. 1-2, p. 373-378, 2014.
- ARSENIC, A.M. Method 3050b. **Acid Digestion Of Sediments, Sludges, And Soils**. p. 12, 1996.
- BAI, J.; XIAO, R.; ZHAO, Q.; LU, Q.; WANG, J.; REDDY, K.R. Seasonal dynamics of trace elements in tidal salt marsh soils as affected by the flow-sediment regulation regime. **PLOS ONE**, v. 9, n. 9, p. 1-11, 2014.
- BARZEGAR, R.; MOGHADDAM, A.A.; TZIRITIS, E.; FAKHRI, M.S.; SOLTANI, S. Identification of hydrogeochemical processes and pollution sources of groundwater resources in the Marand plain, northwest of Iran. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 7, p. 297, 2017.
- BEGUM, A.; RAMAIAH, M.; KHAN, I.; VEENA, K. Heavy metal pollution and chemical profile of Cauvery River water. **Journal of Chemistry**, v. 6, n. 1, p. 47-52, 2009.
- BELKHIRI, L.; MOUNI, L.; NARANY, T.S.; TIRI, A. Evaluation of potential health risk of heavy metals in groundwater using the integration of indicator kriging and multivariate statistical methods. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 4, p. 12-22, 2017.
- BERMEJO, J.C.S.; BELTRÁN, R.; ARIZA, J.L.G. Spatial variations of heavy metals contamination in sediments from Odiel river (Southwest Spain). **Environment International**, v. 29, n. 1, p. 69-77, 2003.
- BRASIL, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA, 2005. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. 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. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 mar. de 2005.
- BRASIL, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 454, de 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 08 nov. 2012.
- CALMANO, W.; AHLF, W.; FÖRSTNER, U. Exchange of heavy metals between sediment components and water. In: Metal speciation in the environment. **Springer**, Berlin, Heidelberg, p. 503-522, 1990.

CARVALHO, R.G.; SOARES KELTING, F.M.; DA SILVA, E.V. Indicadores socioeconômicos e gestão ambiental nos municípios da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN. **Sociedade & Natureza**, v. 23, n. 1, p. 143-159, 2011.

CASTILLO, M.A.; TRUJILLO, I.S.; ALONSO, E.V.; DE TORRES, A.G.; PAVÓN, J.C. Bioavailability of heavy metals in water and sediments from a typical Mediterranean Bay (Málaga Bay, Region of Andalucía, Southern Spain). **Marine pollution bulletin**, v. 76, n. 1-2, p. 427-434, 2013.

ÇEVIK, F.; GÖKSU, M.Z.L.; DERICI, O.B.; FINDIK, O. An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 152, n. 1-4, p. 309-317, 2009.

COVARRUBIAS, S.A.; FLORES T.J.A.; MALDONADO V.M.; AVELAR GONZÁLEZ, F. J.; PEÑA CABRIALES, J.J. Spatial Variability of Heavy Metals in Soils and Sediments of “La Zacatecana” Lagoon, Mexico. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2018, p.1-8, 2018.

CHEN, M.; DING, S.; ZHANG, L.; LI, Y.; SUN, Q.; ZHANG, C. An investigation of the effects of elevated phosphorus in water on the release of heavy metals in sediments at a high resolution. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 330-337, 2017.

CHIBA, W.A.C.; PASSERINI, M.D.; BAILO, J.A.F.; TORRES, J.C.; TUNDISI, J.G. Seasonal study of contamination by metal in water and sediment in a sub-basin in the Southeast of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 4, p. 833-843, 2011.

DAVIS, A.P.; SHOKOUHIAN, M.; NI, S. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. **Chemosphere**, v. 44, n. 5, p. 997-1009, 2001.

DENG, A.; YE, C.; LIU, W. Spatial and Seasonal Patterns of Nutrients and Heavy Metals in Twenty-Seven Rivers Draining into the South China Sea. **Water**, v. 10, n. 50, p. 1-15, 2018.

DUODU, G.O.; GOONETILLEKE, A.; AYOKO, G.A. Comparison of pollution indices for the assessment of heavy metal in Brisbane River sediment. **Environmental pollution**, v. 219, p. 1077-1091, 2016.

DHANAKUMAR, S.; SOLARAJ, G.; MOHANRAJ, R. Heavy metal partitioning in sediments and bioaccumulation in commercial fish species of three major reservoirs of river Cauvery delta region, India. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 113, p. 145-151, 2015.

DRAPEAU, C.; DELOLME, C.; CHATAIN, V.; GAUTIER, M.; BLANC, D.; BENZAAZOUA, M.; LASSABATÈRE, L. Spatial and Temporal Stability of Major and Trace Element Leaching in Urban Stormwater Sediments. **Open Journal of Soil Science**, v. 7, n. 11, p. 347-365, 2017.

ELEMENT, C.A.S. Method 3015a. **Microwave Assisted Acid Digestion Of Aqueous Samples And Extracts**. p. 1-25, 2007.

ENVIRONMENT CONSERVATION RULES (ECR). **Government of the People's Republic of Bangladesh Ministry of Environment and Forest**, p. 205–207, 1997.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Risk assessment: technical background information. RBG table. 2002. Disponível em: http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb_concentration_table/index.Htm.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G.T.W. Metal pollution in the aquatic environment. **Springer Science E Business Media**, p. 475, 2012.

GAO, X.; CHEN, C.T.A. Heavy metal pollution status in surface sediments of the coastal Bohai Bay. **Water research**, v. 46, n. 6, p. 1901-1911, 2012.

GARNIER, J.M.; CIFFROY, P.; BENYAHYA, L. Implications of short and long term (30 days) sorption on the desorption kinetic of trace metals (Cd, Zn, Co, Mn, Fe, Ag, Cs) associated with river suspended matter. **Science of the Total Environment**, v. 366, n. 1, p. 350-360, 2006.

GARGOURI, D.; AZRI, C.; SERBAJI, M.M.; JEDOUI, Y.; MONTACER, M. Use of sediment quality indicators for heavy metals contamination and ecological risk assessment in urbanized coastal zones. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 10, p. 1-8, 2018.

GAUR, V. K.; GUPTA, S. K.; PANDEY, S.D.; GOPAL, K.; MISRA, V. Distribution of heavy metals in sediment and water of river Gomti. **Environmental monitoring and assessment**, v. 102, n. 1-3, p. 419-433, 2005.

GOLDIN, A. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 18, n. 10, p. 1111-1116, 1987.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHMSTAD, M.A.M. Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters. Blackwell, Oxford. p. 213. 1978.

GUO, B.; LIU, Y.; ZHANG, F.; HOU, J.; ZHANG, H.; LI, C. Heavy metals in the surface sediments of lakes on the Tibetan Plateau, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 4, p. 3695-3707, 2018.

INSTITUTO DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO RIO GRANDE DO NORTE (IGARN). Bacia Apodi/Mossoró. Disponível em: < <http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/IGARN/doc/DOC00000000028892.PDF> >. Acesso em: 17 de setembro de 2018.

INTERNATIONAL PLANT NUTRITION INSTITUTE (IPNI). Nutri-Fatos: Informação agronômica sobre nutrientes para as plantas, níquel. N. 16. 2016. Disponível em: <[http://www.ipni.net/publication/nutrifactsbrasil.nsf/0/B85DA38ED175D78983258186004F494/\\$FILE/NutriFacts-BRASIL-16.pdf](http://www.ipni.net/publication/nutrifactsbrasil.nsf/0/B85DA38ED175D78983258186004F494/$FILE/NutriFacts-BRASIL-16.pdf) >. Acesso em: 04 de abril 2019.

JAIN, C.K.; GUPTA, H.; CHAKRAPANI, G.J. Enrichment and fractionation of heavy metals in bed sediments of River Narmada, India. **Environmental monitoring and assessment**, v. 141, n. 1-3, p. 35-47, 2008.

JUSTO, A.; SANTOS, W.L.A.; SOUZA, F.C.S. A bacia do Rio Apodi Mossoró (RN) como objeto de pesquisa em programas de pós-graduação. **Revista Principia**. João Pessoa, n. 31, p. 97-105, 2016.

KAUSHIK, A.; KANSAL, A.; KUMARI, S.; KAUSHIK, C.P. Heavy metal contamination of river Yamuna, Haryana, India: assessment by metal enrichment factor of the sediments. **Journal of hazardous materials**, v. 164, n. 1, p. 265-270, 2009.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In Grasshoff, K. (ed.), *Methods of Seawater Analysis*. **Verlag Chemie Weinheim**, New York, p. 117–181, 1976.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World Map of Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

KUMAR, R.N.; SOLANKI, R.; KUMAR, J.I.N. Seasonal variation in heavy metal contamination in water and sediments of river Sabarmati and Kharicut canal at Ahmedabad, Gujarat. **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, n. 1, p. 359-368, 2013.

KŘÍBEK, B.; MAJER, V.; VESELOVSKÝ, F.; NYAMBE, I. Discrimination of lithogenic and anthropogenic sources of metals and sulphur in soils of the central-northern part of the Zambian Copperbelt Mining District: a topsoil vs. subsurface soil concept. **Journal of geochemical Exploration**, v. 104, n. 3, p. 69-86, 2010.

LACERDA, L. D.; CAMPOS, R. C.; SANTELLI, R. E. Metals in water, sediments, and biota of an offshore oil exploration area in the Potiguar Basin, Northeastern Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, n. 5, p. 4427-4447, 2013.

LI, S.; ZHANG, Q. Spatial characterization of dissolved trace elements and heavy metals in the upper Han River (China) using multivariate statistical techniques. **Journal of Hazardous Materials**, v. 176, n. 1-3, p. 579-588, 2010.

LI, F.; HUANG, J.; ZENG, G.; YUAN, X.; LI, X.; LIANG, J.; WANG, X.; TANG, X.; BAI, B. Spatial risk assessment and sources identification of heavy metals in surface sediments from the Dongting Lake, Middle China. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 132, p. 75-83, 2013.

LIANG, P.; WU, S.C.; ZHANG, J.; CAO, Y.; YU, S.; WONG, M.H. The effects of mariculture on heavy metal distribution in sediments and cultured fish around the Pearl River Delta region, south China. **Chemosphere**, v. 148, p. 171-177, 2016.

LOSKA, K.; WIECHULA, D. Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybník Reservoir. **Chemosphere**, v. 51, n. 8, p. 723-733, 2003.

LU, H.; REN, L.; CHEN, Y.; TIAN, P.; LIU, J. A cloud model based multi-attribute decision making approach for selection and evaluation of groundwater management schemes. **Journal of Hydrology**, v. 555, p. 881-893, 2017.

LUDWIG, J. A.; REYNOLDS, J.F. **Statistical Ecology**. A primer on Methods and Computing Jonh Wiley & Sons Inc., New Youk, p. 360, 1988.

MACHADO, S.A.A.; SPENCER, K.; KLOAS, W.; TOFFOLON, M.; ZARFL, C. Metal fate and effects in estuaries: a review and conceptual model for better understanding of toxicity. **Science of the Total Environment**, v. 541, p. 268-281, 2016.

MACHADO, K.S.; AL FERREIRA, P.A.; RIZZI, J.; FIGUEIRA, R.; FROEHNER, S. Spatial and Temporal Variation of Heavy Metals Contamination in Recent Sediments from Barigui River Basin, South Brazil. **Environ. Pollut. Climate Change**, v. 1, p. 108, 2017.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.F. Water Analysis: Some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, **Scientific Publication**. p. 36-121. 1978.

MENDIGUCHÍA, C.; MORENO, C.; GARCÍA-VARGAS, M. Evaluation of natural and anthropogenic influences on the Guadalquivir River (Spain) by dissolved heavy metals and nutrients. **Chemosphere**, v. 69, n. 10, p. 1509-1517, 2007.

MOHIUDDIN, K.M.; OGAWA, Y.Z.H.M.; ZAKIR, H.M.; OTOMO, K.; SHIKAZONO, N. Heavy metals contamination in water and sediments of an urban river in a developing country. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 8, n. 4, p. 723-736, 2011.

OLIVEIRA, T.M.B.F.; DI SOUZA, L.; DE CASTRO, S.S.L. Dinâmica da série nitrogenada nas águas da bacia hidrográfica Apodi/Mossoró-RN-Brasil. **Eclética Química Journal**, v. 34, n. 3, p. 17-26, 2009.

PAPAFILIPPAKI, A.K.; KOTTI, M.E.; STAVROULAKIS, G.G. Seasonal variations in dissolved heavy metals in the Keritis River, Chania, Greece. **The international journal**, v. 10, n. 3, p. 320-325, 2008.

PENG, J.F.; SONG, Y.H.; YUAN, P.; CUI, X.Y.; QIU, G. L. The remediation of heavy metals contaminated sediment. **Journal of hazardous materials**, v. 161, n. 2-3, p. 633-640, 2009.

PETTA, R.A.; DE MELO, A.C.; DE REZENDE NASCIMENTO, P.S. Subsídio à gestão ambiental do rio Apodi-Mossoró na área urbana de Mossoró-RN. **GEOGRAFIA (Londrina)**, v. 19, n. 2, p. 127-144, 2010.

R CORE TEAM (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RADKE, B.; PIKETH, S.; WASIK, A.; NAMIEŚNIK, J.; DEMBSKA, G.; BOLAŁEK, J. Aspects of pollution in Gdansk and gdynia Harbours at the coastal zone of the South Baltic Sea. **Trans Nav: International Journal on Marine Navigation and Safety of Sea Transportation**, v. 7, n. 1, p. 11-18, 2013.

RAMOS, R.; BASTIDAS, C.; GARCÍA, E. Toxicity assays of marine sediments from western Venezuela. **Ciencias Marinas**, v. 38, n. 1A, p. 119-127, 2012.

RUBIO, B.; ÁLVAREZ-IGLESIAS, P.; VILAS, F. Diagenesis and anthropogenesis of metals in the recent Holocene sedimentary record of the Ría de Vigo (NW Spain). **Marine pollution bulletin**, v. 60, n. 7, p. 1122-1129, 2010.

SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS do ESTADO do RIO GRANDE DO NORTE. (SEMARH) Bacias hidrográficas do Rio Grande do Norte. Plano Estadual de Recursos Hídricos. 2017. Disponível em:< <http://servicos.semarh.rn.gov.br/semarh/sistemadeinformacoes/consulta/cBaciaDetalhe.asp?CodigoEstadual=01>>. Acesso em: 17 de setembro de 2018.

SINGH, K.P.; MALIK, A.; SINHA, S.; SINGH, V.K.; MURTHY, R.C. Estimation of source of heavy metal contamination in sediments of Gomti River (India) using principal component analysis. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 166, n. 1-4, p. 321-341, 2005.

SOUZA, A.M.; SALVIANO, A.M.; MELO, J.F.B.; FELIX, W.P.; BELÉM, C.S.; RAMOS, P. N. Seasonal study of concentration of heavy metals in waters from lower São Francisco River basin, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 4, p. 967-974, 2016.

SUN, X.; FAN, D.; LIU, M.; TIAN, Y.; PANG, Y.; LIAO, H. Source identification, geochemical normalization and influence factors of heavy metals in Yangtze River Estuary sediment. **Environmental Pollution**, v. 241, p. 938-949, 2018.

SURESH, G.; RAMASAMY, V.; MEENAKSHISUNDARAM, V.; VENKATACHALAPATHY, R.; PONNUSAMY, V. Influence of mineralogical and heavy metal composition on natural radionuclide concentrations in the river sediments. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 69, n. 10, p. 1466-1474, 2011.

TUPAN, C.I.; UNEPUTTY, P.A. Concentration of heavy metals lead (Pb) and cadmium (Cd) in water, sediment and seagrass *Thalassia hemprichii* in Ambon Island waters. **Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation-International Journal of the Bioflux Society (AACL Bioflux)**, v. 10, n. 6, p. 1610-1616, 2017.

TIWARI, J.; DWIVEDI, N.; BARMAN, S.C.; SINGH, D.P.; KUMAR, N. Metal distribution in the sediments, water and naturally occurring macrophytes in the river Gomti, Lucknow, Uttar Pradesh, India. **Current Science**, v. 113, n. 8, p. 1578-1585, 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories**; EPA 822-S-12-001; Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 2012.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Screening level ecological risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities**. Appendix E Toxicity, 1999.

VICENTE-MARTORELL, J.J.; GALINDO-RIAÑO, M.D.; GARCÍA-VARGAS, M.; GRANADO-CASTRO, M.D. Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments and fish species from a polluted estuary. **Journal of Hazardous Materials**, v. 162, n. 2-3, p. 823-836, 2009.

VIOLANTE, A.; COZZOLINO, V.; PERELOMOV, L.; CAPORALE, A.G.; PIGNA, M. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. **Journal of soil science and plant nutrition**, v. 10, n. 3, p. 268-292, 2010.

Xia, W.; QU, X.; Zhang, Y.; Wang, R.; Xin, W., Guo, C.; Bowker, J.; Chen, Y. Effects of Aquaculture on Lakes in the Central Yangtze River Basin, China, III: Heavy Metals. **North American Journal of Aquaculture**, v. 80, n. 4, p. 436-446, 2018.

XU, Y.; WU, Y.; HAN, J.; LI, P. The current status of heavy metal in lake sediments from China: Pollution and ecological risk assessment. **Ecology and evolution**, v. 7, n. 14, p. 5454-5466, 2017.

WAN, L.; XU, L.; FU, Y. Contamination and risk assessment of heavy metals in lake bed sediment of a large lake scenic area in China. **International journal of environmental research and public health**, v. 13, n. 7, p. 741, 2016.

WANG, G.; LIU, J.; TANG, J. Historical variation of heavy metals with respect to different chemical forms in recent sediments from Xianghai Wetlands, Northeast China. **Wetlands**, v. 24, n. 3, p. 608-619, 2004.

WANG, Y.; YANG, Z.; SHEN, Z.; TANG, Z.; NIU, J.; GAO, F. Assessment of heavy metals in sediments from a typical catchment of the Yangtze River, China. **Environmental monitoring and assessment**, v. 172, n. 1-4, p. 407-417, 2011.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for Drinking-Water Quality, Recommendations Incorporating 1st and 2nd Addenda**, 13th ed.; World Health Organization: Geneva, Switzerland, 2008.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for drinking water**. Quality, 3rd Edition, World Health Organization, 2004.

YALCIN, M.G.; TUMUKLU, A.; SONMEZ, M.; ERDAG, D.S. Application of multivariate statistical approach to identify heavy metal sources in bottom soil of the Seyhan River (Adana), Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 164, n. 1-4, p. 311-322, 2010.

YANG, Y.A.N.G.; ZHENGCHAO, Z.H.O.U.; YANYING, B.A.I.; YIMIN, C.A.I.; WEIPING, C. H. E. N. Risk assessment of heavy metal pollution in sediments of the Fenghe River by the fuzzy synthetic evaluation model and multivariate statistical methods. **Pedosphere**, v. 26, p. 326-334, 2016.

YI, Y.; YANG, Z.; ZHANG, S. Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 10, p. 2575-2585, 2011.

YIM, W.W.S.; LEUNG, W.C. Sedimentology and geochemistry of sea-floor sediments in Tolo Harbour, Hong Kong—implications for urban development. **Geol. Soc. Hong Kong Bull**, v. 3, p. 493-510, 1987.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Prentice Hall, New Jersey, p. 663, 1999.

ZHANG, L.; LIAO, Q.; SHAO, S.; ZHANG, N.; SHEN, Q.; LIU, C. Heavy metal pollution, fractionation, and potential ecological risks in sediments from Lake Chaohu (Eastern China) and the surrounding rivers. **International journal of environmental research and public health**, v. 12, n. 11, p. 14115-14131, 2015.

ZHANG, L.; SHI, Z.; ZHANG, J.; JIANG, Z.; WANG, F.; HUANG, X. Toxic heavy metals in sediments, seawater, and molluscs in the eastern and western coastal waters of Guangdong Province, South China. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 5, p. 1-14, 2016.

ZHAO, J.; HU, B.; LI, J.; YANG, J.; BAI, F.; DOU, Y.; YIN, X. One hundred-year sedimentary record of heavy metal accumulation in the southeastern Liaodong Bay of China. **Environmental earth sciences**, v. 71, n. 3, p. 1073-1082, 2014.

ZHOU, F.; GUO, H.; LIU, L. Quantitative identification and source apportionment of anthropogenic heavy metals in marine sediment of Hong Kong. **Environmental geology**, v. 53, n. 2, p. 295-305, 2007.

ZOUMIS, T.; SCHMIDT, A.; GRIGOROVA, L.; CALMANO, W. Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. **Science of the total environment**, v. 266, n. 1-3, p. 195-202, 2001.

FATOR DE BIOCONCENTRAÇÃO E DE TRANSLOCAÇÃO DE METAIS EM MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM UM RIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

A poluição dos ambientes aquáticos por metais tem despertado atenção mundial devido a sua persistência na natureza. O rio Apodi-Mossoró, situado no estado do Rio Grande do Norte, Brasil, recebe diariamente efluentes industriais, domésticos e escoamento agrícola e urbano, causando a poluição deste ecossistema aquático. Neste corpo hídrico, a ocorrência de macrófitas aquáticas é comum, podendo ser observadas em vários locais do rio. Assim, os objetivos deste estudo foram (a) determinar as concentrações de metais em quatro espécies de macrófitas aquáticas, (b) avaliar através do Fator de Bioconcentração (BioConcentration Factor - BCF) a capacidade das plantas aquáticas em acumular contaminantes metálicos, e (c) examinar através do Fator de Translocação (Translocation Factor -TF) a habilidade de *Eichhornia crassipes* em translocar metais da raiz para a parte aérea. Para isso, coletamos amostras de água, sedimentos e macrófitas aquáticas em 10 locais de amostragem. A bioacumulação foi avaliada para as espécies *Salvinia molesta*, *Pistia stratiotes*, *Ludwigia helminthorrhiza* e *Eichhornia crassipes*. Os BCFs demonstraram que as quatro espécies de plantas aquáticas acumularam maiores concentrações de Cu, Mn e Zn. Os TFs demonstraram que *E. crassipes* absorve e transporta o Ni da raiz para a parte aérea, entretanto retém Fe, Mn e Cr nas raízes. Os BCFs da água foram maiores para os metais Cu, Mn, Fe e Zn, enquanto os BCFs dos sedimentos foram maiores para Cu, Mn e Zn, sugerindo que este índice depende da concentração dos metais biodisponíveis e da tolerância que as macrófitas possuem para cada elemento. Diante dos resultados, é possível concluir que as quatro espécies de macrófitas estudadas têm a capacidade de acumular metais, podendo servir como bioindicadoras da contaminação da água por metais, uma vez que, as quatro espécies estudadas apresentaram BCFs elevados para os compartimento abiótico água e sedimentos. E que *E. crassipes* tem a capacidade de translocar metais, como Ni, Zn, Cd e Pb da raiz para a parte aérea.

Palavras-chave: Contaminantes metálicos; Poluição aquática; Ecossistema Fluvial.

FACTOR OF BIOCONCENTRATION AND TRANSLOCATION OF METALS IN AQUATIC MACROPHYTES IN A BRAZILIAN SEMI-ARID RIVER

ABSTRACT

Pollution of aquatic environments by metals has attracted worldwide attention because of its persistence in nature. The Apodi-Mossoró River, located in the state of Rio Grande do Norte, Brazil, receives daily industrial, domestic and agricultural and urban effluents, causing pollution of this aquatic ecosystem. In this water body, the occurrence of aquatic macrophytes is common, and can be observed in several places of the river. Thus, the objectives of this study were (a) to determine the concentrations of metals in four species of aquatic macrophytes, (b) to evaluate through the Bioconcentration Factor (BCF) the ability of aquatic plants to accumulate metallic contaminants, and) to examine through Translocation Factor (TF) the ability of *Eichhornia crassipes* to translocate metals from the root to the shoot. For this, we collected samples of water, sediments and aquatic macrophytes at 10 sampling sites. Bioaccumulation was evaluated for *Salvinia molesta*, *Pistia stratiotes*, *Ludwigia helminthorrhiza* and *Eichhornia crassipes*. BCFs show that the four species of aquatic plants accumulated higher concentrations of Cu, Mn and Zn. TFs demonstrated that *E. crassipes* absorbs and transports Ni from root to shoot, but retains Fe, Mn and Cr in the roots. The water BCFs were higher for the metals Cu, Mn, Fe and Zn, while the BCFs of the sediments were larger for Cu, Mn and Zn, suggesting that this index depends on the concentration of bioavailable metals and the tolerance that the macrophytes have for the metals. each element. Considering the results, it is possible to conclude that the four species of macrophytes studied have the capacity to accumulate metals and can serve as bioindicators of the water contamination by metals, since the four species studied presented high values of BCF for the abiotic compartment water and sediments . And that *E. crassipes* has the ability to translocate metals like Ni, Zn, Cd and Pb from root to shoot.

Keywords: Metal contaminants; Water pollution; River Ecosystem.

1 INTRODUÇÃO

A poluição dos ambientes aquáticos por metais tem despertado atenção mundial devido a sua persistência na natureza, ampla variedade de fontes, incapacidade de serem destruídos biologicamente e pela possibilidade de serem incorporados na cadeia alimentar, aumentando sua ampliação biológica (Guo et al. 2012; Yu et al. 2014; Aydın-Onen; Oztürk, 2017). Além disso, possuem alta toxicidade, sendo prejudiciais a todos os organismos, podendo inclusive, causar danos irreversíveis a saúde humana (Chowdhury et al. 2016; Ali et al. 2016; Antoniadis et al. 2017).

Os metais que alcançam a coluna de água podem se depositar nos sedimentos, e posteriormente serem novamente liberados para a coluna de água (Huang et al. 2012). Tais metais, presentes na água e nos sedimentos, poderão ser absorvidos pelos organismos através de processos biológicos e eventualmente se acumular em seus tecidos atingindo toda a cadeia trófica (Said et al. 2009; Fazio et al. 2014; Krishnamurti et al. 2015; Shakouri et al. 2018). Na base da cadeia alimentar estão as macrófitas aquáticas (Azaizeh et al. 2006). Essas plantas contaminadas podem servir como fonte de alimento para uma ampla variedade de herbívoros e detritívoros, levando à bioacumulação de metais nos níveis tróficos superiores da cadeia alimentar (Devi et al. 1996; Tiwari et al. 2017).

Macrófitas são plantas de ecossistemas aquáticos que desempenham papéis importantes na biogeoquímica de ambientes aquáticos através do transporte ativo e passivo de elementos (Yoon et al. 2006). Diversos estudos demonstraram a capacidade das plantas aquáticas em remover poluentes (Henry-Silva; Camargo, 2006; Ugya, 2015; Mishra; Maiti, 2017), através de sua ação como reservatório de nutrientes, por meio da imobilização de contaminantes nos tecidos vegetais (Kadlec; Wallace, 2008). Deste modo, as macrófitas aquáticas podem ser utilizadas para avaliar a contaminação por metais nos ecossistemas aquáticos (Griboff et al. 2017), pois possuem uma ampla capacidade de acumular esses elementos, podendo ser utilizadas como remediadoras da poluição (Hassan et al. 2010; Jutsz; Gnida, 2015; Kumar et al. 2017). Estudos revelam que estas plantas podem acumular 100.000 vezes mais metais do que a água (Mishra; Tripathi, 2008).

A possibilidade de utilizar vegetais aquáticos para avaliar a contaminação dos sistemas fluviais por elementos metálicos tem sido demonstrada principalmente através do Fator de Bioconcentração e do Fator de Translocação (Sijakova-Ivanova et al. 2017; Hesami et al. 2018; Zhang et al. 2018). Portanto, macrófitas aquáticas têm sido consideradas organismos úteis para

monitorar os impactos das atividades humanas em ambientes aquáticos (Pejman et al. 2015). O potencial de fitorremediação das plantas aquáticas flutuantes, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* foi avaliado por Wickramasinghe e Jayawardana (2018) que observaram BCFs maiores que 1 para os metais Cd, Ni e Zn, demonstrando que estas espécies tem a capacidade de acumular metais.

O Fator de Translocação de *E. crassipes* em zonas úmidas tropicais foi estudado por Núñez et al. (2011) que identificou que esta espécie retém os metais Cu, Zn, Pb e Cd nas raízes, possuindo reduzida capacidade de translocar os metais para a parte aérea. Segundo Mishra e Tripathi (2008), as plantas aquáticas podem remover metais, através da sua translocação restrita para a parte aérea, os acumulando nas raízes ou podem acumular esses contaminantes por toda a extensão da planta, sendo assim, consideradas hiperacumuladoras.

Desta forma, este estudo teve como hipótese que *Salvinia molesta*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* e *Ludwigia helminthorrhiza* tem capacidade de acumular metais e que *E. crassipes* tem a capacidade de translocar metais da raiz para a parte aérea. Os objetivos desta pesquisa foram: (a) determinar as concentrações de metais em quatro espécies de macrófitas aquáticas, (b) avaliar através do Fator de Bioconcentração (BioConcentration Factor - BCF) a capacidade das plantas aquáticas em acumular contaminantes metálicos, e (c) examinar através do Fator de Translocação (Translocation Factor -TF) a habilidade de *Eichhornia crassipes* em translocar metais da raiz para a parte aérea.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Descrição da Área de Estudo

Nós realizamos amostragens em 10 locais da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró (Figura 1) em outubro de 2017, durante o período seco. Nestes locais, fizemos coletas de água, sedimentos e de espécies de macrófitas aquáticas com maiores ocorrências nos locais amostrados, totalizando quatro espécies (Tabela 1).

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos locais de amostragem e indicação das espécies de macrófitas aquáticas analisadas.

Locais de amostragem	Coordenadas geográficas	Espécie de macrófita
1	6°6'20.61"S 38°12'14.61"O	<i>Eichhornia crassipes</i>
2	5°45'46.81"S 37°48'1.96"O	<i>Ludwigia helminthorrhiza</i> e <i>Salvinia molesta</i>
3	5°40'10.67"S 37°47'58.43"O	<i>Pistia stratiotes</i> , <i>Ludwigia helminthorrhiza</i> e <i>Salvinia molesta</i>
4	5°13'10.02"S 37°21'44.43"O	<i>Eichhornia crassipes</i>
5	5°12'26.61"S 37°21'5.57"O	<i>Pistia stratiotes</i> , <i>Ludwigia helminthorrhiza</i> e <i>Eichhornia crassipes</i>
6	5°12'11.91"S 37°20'44.88"O	<i>Eichhornia crassipes</i>
7	5°11'41.23"S 37°20'27.03"O	<i>Eichhornia crassipes</i>
8	5°10'36.18"S 37°19'46.51"O	<i>Eichhornia crassipes</i>
9	5°12'11.50"S 37°20'13.86"O	<i>Salvinia molesta</i> , <i>Pistia stratiotes</i> , <i>Ludwigia helminthorrhiza</i> e <i>Eichhornia crassipes</i>
10	5°11'52.49"S 37°19'37.79"O	<i>Pistia stratiotes</i> e <i>Eichhornia crassipes</i>

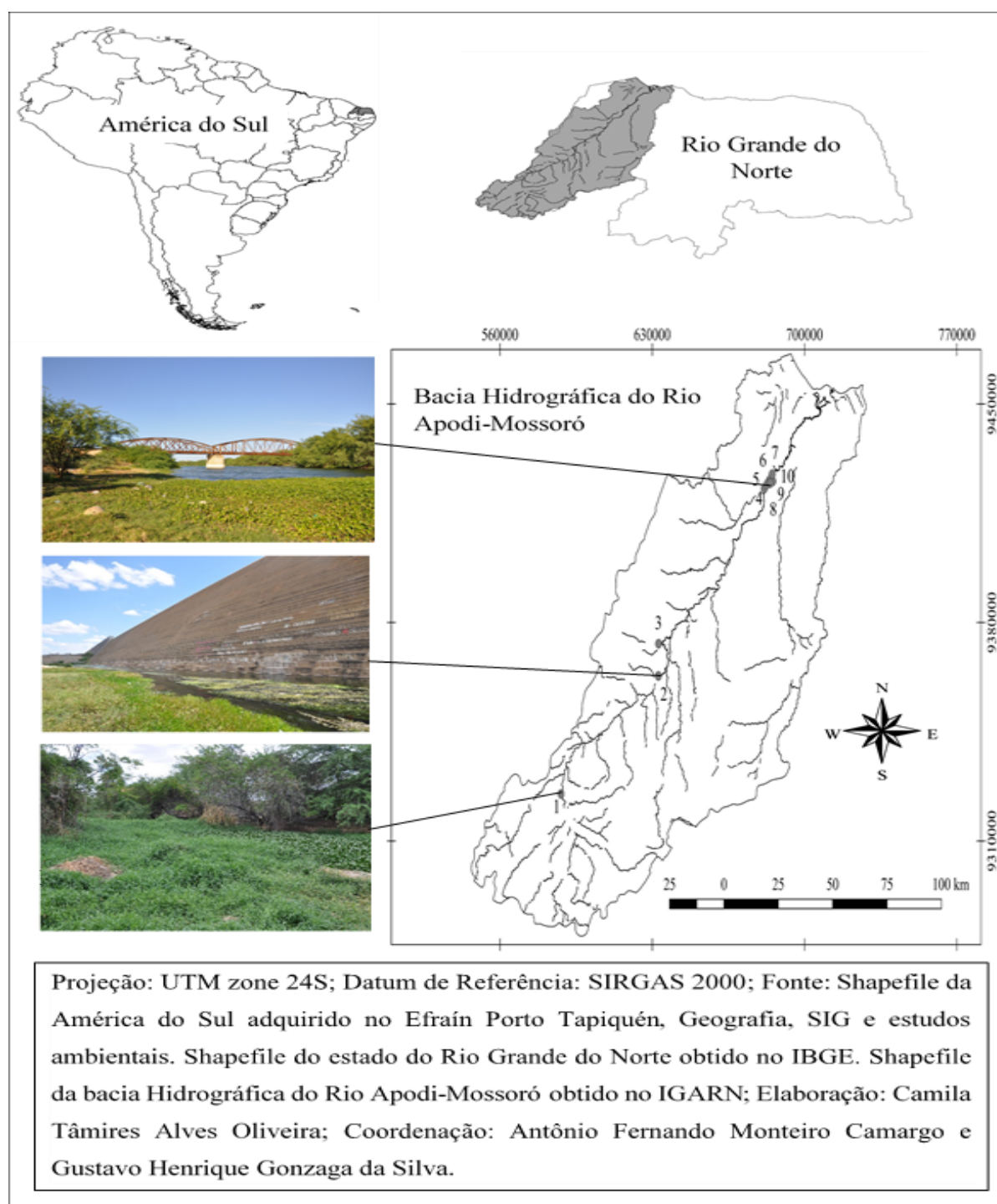


Figura 1. Localização da área de estudo, com os números indicando a quantidade de locais de amostragem situados na bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró, no estado do Rio Grande do Norte, Brasil.

2.2 Procedimento de amostragem

2.2.1 Água

Em cada local de coleta, nas proximidades da margem do rio, foram obtidas as variáveis condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, pH e salinidade in situ, na sub-superfície a 15 cm de profundidade, com auxílio de um multisensor da marca Horiba, modelo U10. Coletamos uma amostra de água de 500 ml, em cada local de amostragem para as análises de nutrientes e de 150 ml para as análises de metais.

Em laboratório, filtramos 200 ml das amostras de água com auxílio de membranas Whatman GF/C, sendo posteriormente armazenadas em frascos de polietileno e congeladas a -20°C, para a análise dos seguintes nutrientes: nitrogênio amoniacal, pelo método descrito por Koroleff (1976), nitrato e nitrito pelo método descrito por Mackereth et al. (1978) e ortofosfato pelo método de Golterman et al. (1978). As amostras de água não filtradas (300 ml) também foram congeladas a -20°C para as determinações de nitrogênio e fósforo total, obtidas através dos métodos descritos por Mackereth et al. (1978) e Golterman et al. (1978), respectivamente.

Para a determinação de metais, foram coletados 150 ml de água em cada local de amostragem, sendo armazenadas em garrafas de vidro, previamente esterilizadas e lavadas com ácido nítrico (HNO_3) para evitar contaminação, tendo sido adicionado, 2 ml de HNO_3 as amostras de água coletadas. As concentrações dos metais cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), níquel (Ni), cromo (Cr), chumbo (Pb) e cádmio (Cd) foram realizadas em duplicata e determinadas com auxílio de um espectrofotômetro de absorção atômica, marca Varian, modelo AA240FS, no Laboratório de Solos, Água e Plantas (LASAP), localizado na Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA). A análise laboratorial foi baseada no método 3015a (Element, 2007) e dispensou a filtração prévia das amostras.

2.2.2 Sedimento

Nós coletamos uma amostra de sedimento em cada local de amostragem com auxílio de um coletor de sedimento do tipo testemunhador manual, que consiste em um tubo circular de aço galvanizado, que adentra no sedimento por tração manual. As amostras foram coletadas da superfície, e armazenadas em sacos plásticos etiquetados. Posteriormente, o material foi encaminhado para laboratório, onde foram armazenados a -20 °C visando a sua conservação até o momento do processamento.

Para a realização da análise granulométrica, as amostras de sedimento foram secas em estufa a 60°C e depois desagregadas com almofariz e pistilo. Posteriormente, a análise foi realizada com base no método de peneiramento descrito por Suguio (1973). O quantitativo de 100 grama de sedimento foi homogeneizado e peneirado em um jogo de peneiras de diferentes aberturas e classificados segundo a descrição de Shepard (1954). A determinação da matéria orgânica (MO) foi obtida através do procedimento da mufla, realizada seguindo o método descrito por Goldin (1987). A análise de metais nos sedimentos foi realizada baseada no método 3050b (Arsenic, 1996), tendo sido obtidas em duplicata.

2.2.3 Macrófitas aquáticas

Em cada local de amostragem coletamos espécies de macrófitas aquáticas com maiores ocorrências na bacia hidrográfica, recolhendo a planta em sua totalidade. Os exemplares dos vegetais foram armazenados em sacos plásticos para o transporte até laboratório. Em laboratório, os exemplares de *E. crassipes* foram separados em parte aérea, composta por limbo e pecíolo, e em raiz, devido a sua morfologia possibilitar essa divisão, enquanto as demais espécies permaneceram sem separação. Em seguida, todas as amostras foram lavadas abundantemente com água corrente e enxaguadas com água destilada, para remover completamente as partículas de sedimento aderido. Após este processo, as amostras foram secas em estufa a 60°C, durante sete dias. Posteriormente, os exemplares foram triturados com auxílio de um moinho tipo Willey e armazenados em potes de plástico etiquetados.

Para análise de metais, 2 g das amostras de macrófitas aquáticas previamente trituradas foram colocados em um cadinho e levados para forno mufla por 2 horas, a uma temperatura de 560°C, para eliminação da matéria orgânica. Em seguida, foram adicionados 10 ml de ácido clorídrico (HCl) e 3 ml de ácido nítrico (HNO₃) as amostras, ambos na concentração 1:1, e posteriormente a solução foi aquecida a 300°C com auxílio de um bloco aquecedor. Após o resfriamento as amostras foram transferidas para balões volumétricos de 100 ml e o volume completado com água deionizada. A leitura das concentrações de metais foram obtidos através do espectrofotômetro de absorção atômica, marca Varian, modelo AA240FS. Todas as análises foram realizadas em duplicata.

2.3 Processamento de dados

O Fator de Bioconcentração (BioConcentration Factor - BCF) indica a capacidade da planta para acumular metais em relação à concentração destes elementos nos compartimentos abióticos, água e sedimento, sendo um parâmetro adimensional (Baker, 1981; Wang; Lewis, 1997; Zayed; Gowthaman; Terry, 1998; Juárez-Santillan et al. 2010).

BCF foi analisado com base nas concentrações de metais nos tecidos vegetais das macrófitas aquáticas, na água e sedimentos, segundo as equações 1 e 2, respectivamente (Jain; Vasudevan; Jha, 1990; Zayed; Gowthaman; Terry, 1998; Tupan; Uneputti, 2017; Ephraim; Ajayi; Ugbaja, 2018).

$$BCF = C_{\text{vegetal}} / C_{\text{água}} \quad (1)$$

$$BCF = C_{\text{vegetal}} / C_{\text{sedimento}} \quad (2)$$

Onde:

C_{vegetal} é a concentração de metal nos tecidos vegetais; $C_{\text{água}}$ é a concentração de metal na água;

$C_{\text{sedimento}}$ é a concentração de metal no sedimento.

O Fator de Translocação foi obtido dividindo a concentração de metal na parte aérea de *E. crassipes* pela concentração de metal na raiz (Mattina et al. 2003; Ali et al. 2013):

$$TF = C_{\text{parte área}} / C_{\text{raiz}}$$

Onde:

$C_{\text{parte área}}$ é a concentração de metal na parte aérea, composta por limbo e pecíolo; e C_{raiz} é a concentração de metal na raiz.

Aplicamos os testes de Shapiro-Wilk e de Bartlett para avaliar, respectivamente, a normalidade e a homocedasticidade dos dados de metais obtidos na água, sedimento e plantas (Zar, 1999), com nível de significância de $p < 0,05$. A partir dos resultados obtidos pelos testes, verificamos que os valores das concentrações de metais não possuem distribuição normal e são heterogêneos, de modo que, para a realização da análise de correlação, o teste não paramétrico de Spearman foi aplicado, com as variáveis de metais na água, sedimento e nas plantas aquáticas. Toda a análise estatística foi realizada no software livre R Core Team (2018).

3 RESULTADOS

3.1 Variáveis da água

Os resultados das análises físico-químicas na água são apresentados na Tabela 2. No presente estudo, o pH da água variou entre 6,9 no local 1 a 8,6 no local 2, tendo sido predominantemente alcalino em todos os locais de amostragem, exceto no local 1, situado na região média da bacia hidrográfica, cujo pH foi levemente ácido. Nós observamos amplas variações da concentração de oxigênio dissolvido (OD) com menor valor de 0,7 mg.L⁻¹ no local 8 e 11,9 mg.L⁻¹ no local 9, situados na porção média da bacia. Em todos os locais de amostragem, os valores de sólidos totais dissolvidos (STD) foram baixos, variando entre 0,23 g.L no local 2 e 1,70 g.L no local 8. Por sua vez, a condutividade elétrica foi elevada na maioria dos locais de amostragem, com valores mínimo e máximo de 0,37 mS.cm no local de amostragem 2 e 2,6 mS.cm nos locais 5, 8 e 10.

Quanto as concentrações de nutrientes, foram encontrados valores mais elevados de fósforo total em relação aos demais nutrientes, variando de 0,051 mg.L⁻¹ no local 2, a 6,608 mg.L⁻¹ no local 1. O nitrogênio total, apresentou concentrações entre 0,723 mg.L⁻¹ no local 10, e 28,520 mg.L⁻¹ no 2. A quantidade de ortofosfato variou entre 0,015 mg.L⁻¹ no local 4 a 5,018 mg.L⁻¹ no local 1. As concentrações de nitrito foram baixas em todos os locais de amostragem quando comparada aos demais nutrientes. Não foi detectado nitrogênio amoniacal no local 5, situado na parte média da bacia hidrográfica, porém, o quantitativo de 1,063 mg.L⁻¹ foi encontrado no local 1. As concentrações de nitrato ocorreram entre 0,212 mg.L⁻¹ no local 2 e 0,600 mg.L⁻¹ no local 1.

Tabela 2. Variáveis físico-químicas das águas superficiais do Rio Apodi-Mossoró. CE: condutividade elétrica; STD: sólidos totais dissolvidos; OD: oxigênio dissolvido; PO_4^{3-} : ortofosfato; PT: fósforo total; NT: nitrogênio total; NH_4^+ : nitrogênio amoniacal; NO_3^- : nitrato; NO_2^- : nitrito.

Locais de amostragem	CE (mS.cm)	pH	STD (g.L)	OD (mg.L ⁻¹)	PO_4^{3-} (mg.L ⁻¹)
Local 1	1,42	6,9	0,91	8,6	5,018
Local 2	0,37	8,6	0,23	10,7	0,044
Local 3	0,95	8,4	0,60	8,1	0,017
Local 4	2,2	8,4	1,41	11,7	0,015
Local 5	2,6	7,7	1,68	1,8	0,232
Local 6	2,5	7,9	1,64	1,8	0,114
Local 7	1,9	7,7	1,24	0,9	0,438
Local 8	2,6	7,8	1,70	0,7	0,277
Local 9	2,1	8,5	1,38	11,9	0,203
Local 10	2,6	8,4	1,66	6,9	0,044
	PT (mg.L ⁻¹)	NT (mg.L ⁻¹)	NH_4^+ (mg.L ⁻¹)	NO_3^- (mg.L ⁻¹)	NO_2^- (mg.L ⁻¹)
Local 1	6,608	28,520	1,063	0,600	0,007
Local 2	0,051	0,754	0,048	0,212	0,003
Local 3	0,129	0,938	0,019	0,337	0,001
Local 4	0,124	2,569	0,099	0,270	0,002
Local 5	0,541	1,477	ND	0,242	0,002
Local 6	0,318	1,708	0,142	0,705	0,003
Local 7	1,720	7,661	0,034	0,249	0,002
Local 8	1,066	6,169	0,445	0,305	0,002
Local 9	0,815	2,046	0,223	4,045	0,172
Local 10	0,558	0,723	0,060	0,296	0,016

3.2 Características dos sedimentos

A distribuição espacial do tamanho dos grãos nos sedimentos superficiais do Rio Apodi-Mossoró (Figura 2a) foram predominantemente do tipo silte argiloso, com exceção do local de amostragem 2, cuja textura dominante foi composta por 36% de areia média e apenas 7% de silte e argila. O percentual de matéria orgânica (Figura 2b) variou de 0,4% no local 3 a 25,7% no local 1, localizado próximo da região de cabeceira da bacia.

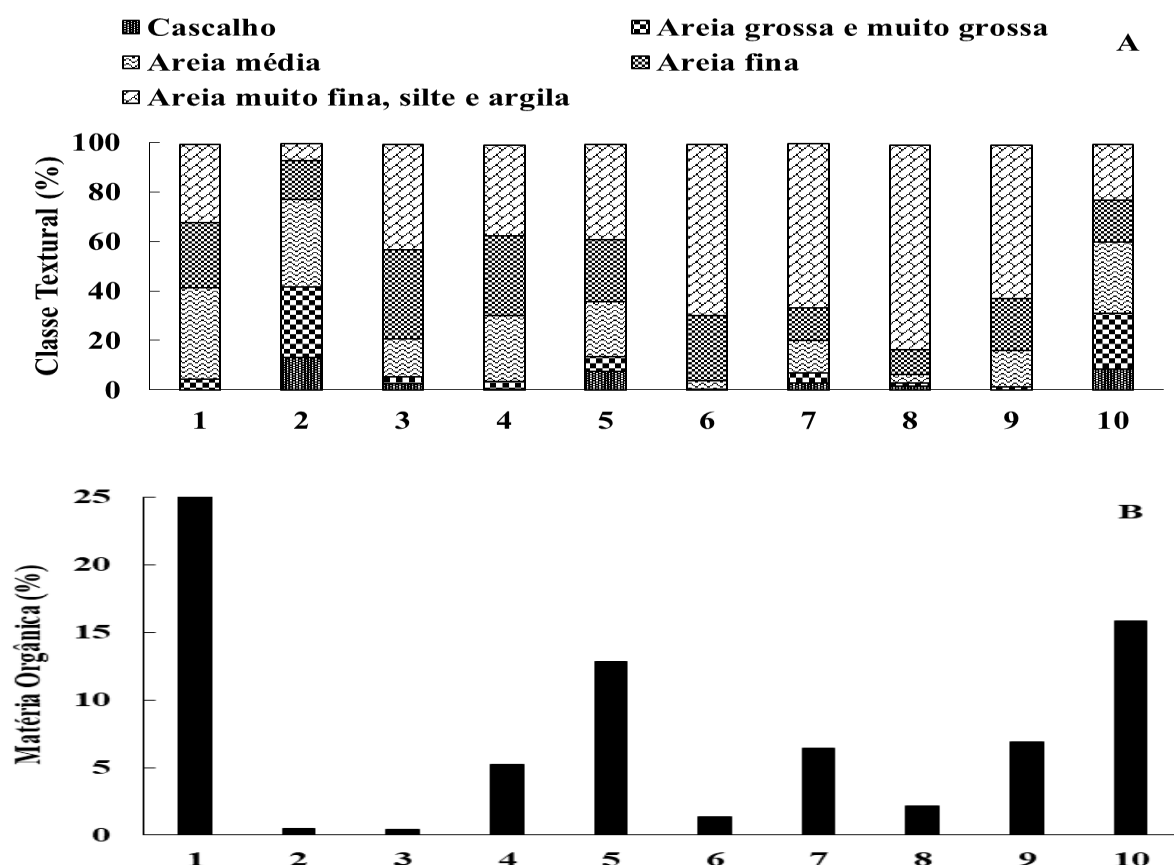


Figura 2. Características dos sedimentos superficiais do rio Apodi-Mossoró. (a) Distribuição da classe textural e; (b) matéria orgânica nos sedimentos.

3.3 Metais

3.3.1 Água e Sedimento

Os valores de metais encontrados nos sedimentos superficiais e na água em diferentes locais são apresentados na Figura 3. Os resultados da análise de metais nos sedimentos do rio

Apodi-Mossoró mostraram que as concentrações de todos os metais foram maiores nos sedimentos quando comparado com a água. Nos sedimentos, o metal com maiores concentrações foi o Fe, com valor de 16244,91 mg.kg⁻¹ no local 10, enquanto o Cd apresentou menores valores, com mínimo de 1,73 mg.kg⁻¹ no local 6. As maiores concentrações de metais na água ocorreram no local 5, com valores de 0,049 mg.L⁻¹ de Cu; 1,143 mg.L⁻¹ de Zn; 0,066 mg.L⁻¹ de Cr; 0,486 mg.L⁻¹ de Ni; 0,025 mg.L⁻¹ de Cd e 0,485 mg.L⁻¹ de Pb. Exceto o metal Fe, com valor de 1,386 mg.L⁻¹ no local 4, e Mn com 0,242 mg.L⁻¹ no local 6.

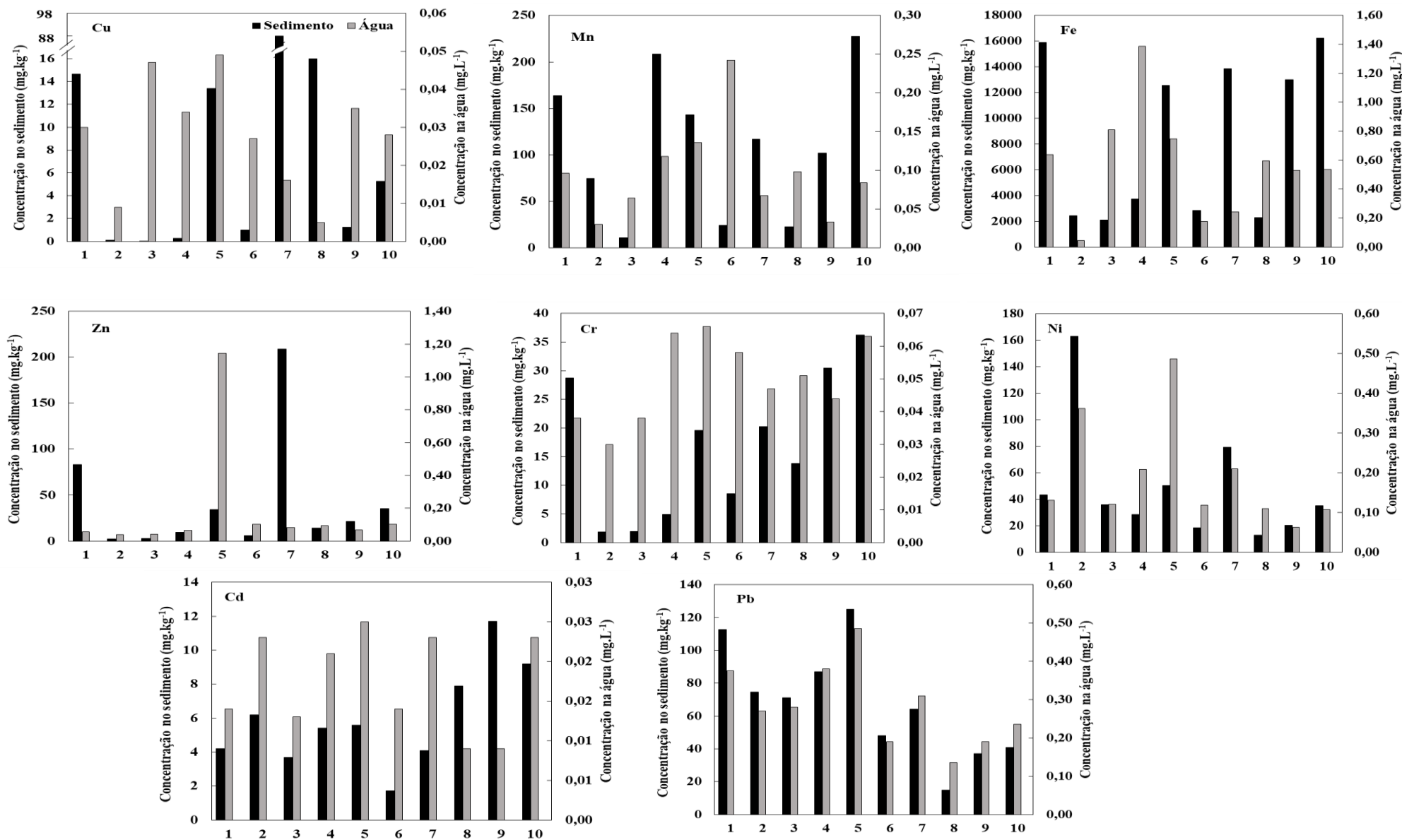


Figura 3. Concentrações de metais nos sedimentos superficiais (mg.kg⁻¹) e na água (mg.L⁻¹) do rio Apodi-Mossoró.

3.3.2 Macrófitas aquáticas

As concentrações de metais nos tecidos das macrófitas aquáticas são mostradas na Tabela 3. Os metais predominantes nos tecidos vegetais foram Fe e Mn, enquanto as menores concentrações corresponderam aos metais Cd e Cr. As maiores concentrações de Cu foram observadas em *S. molesta* com 31,35 mg.kg⁻¹. O metal Mn apresentou concentrações mais elevadas em *L. helminthorrhiza* com 17827,31 mg.kg⁻¹. As maiores concentrações de Fe, Zn, Pb, Cr e Cd ocorreram em *P. stratiotes*, com valores de 10909,53 mg.kg⁻¹; 219,82 mg.kg⁻¹; 73,13 mg.kg⁻¹; 10,17 mg.kg⁻¹ e 1,45 mg.kg⁻¹, respectivamente. *E. crassipes* apresentou o maior valor de Ni, correspondendo a 18,80 mg.kg⁻¹.

Tabela 3. Concentrações de metais nas macrófitas aquáticas coletadas no Rio Apodi-Mossoró. Cu: cobre; Mn: manganês; Fe: ferro; Zn: zinco; Cr: cromo; Ni: níquel; Cd: cádmio; Pb: chumbo.

Espécies de macrófitas	Local	Cu (mg.kg ⁻¹)	Mn (mg.kg ⁻¹)	Fe (mg.kg ⁻¹)	Zn (mg.kg ⁻¹)	Cr (mg.kg ⁻¹)	Ni (mg.kg ⁻¹)	Cd (mg.kg ⁻¹)	Pb (mg.kg ⁻¹)
<i>L.helminthorrhiza</i>	2	4,47	17827,31	3188,30	15,47	1,39	5,82	0,55	12,73
	3	22,28	1357,17	2593,96	31,91	3,74	9,75	0,42	10,73
	5	27,30	840,83	1081,76	36,93	1,80	8,31	0,85	18,97
	9	1,67	445,53	502,86	32,29	0,90	2,07	1,27	19,91
<i>S. molesta</i>	2	6,94	2715,18	945,57	14,96	0,99	3,60	0,75	11,74
	3	31,35	3158,55	9155,04	35,35	6,64	8,74	0,72	11,74
	9	5,29	484,47	2144,20	34,04	4,62	4,19	1,17	16,47
<i>P.stratiotes</i>	3	15,15	3813,17	10909,53	55,12	10,17	14,60	1,12	18,94
	5	4,09	1390,33	912,46	27,80	2,22	7,53	1,27	19,95
	9	1,58	692,24	1282,48	219,82	1,91	1,36	1,08	73,13
	10	4,24	2269,26	2272,07	25,51	4,12	3,44	1,45	18,47
<i>E.crassipes</i>	1	6,79	260,37	834,98	20,13	1,60	9,55	0,39	8,60
	4	7,27	2564,08	1204,89	17,54	1,50	6,44	0,69	15,92
	5	18,23	987,32	1772,13	34,05	4,68	12,27	1,16	24,32
	6	4,95	700,02	324,13	8,79	1,22	11,76	1,43	14,28
	7	22,43	508,82	310,32	9,91	1,51	12,93	0,90	15,01
	8	5,41	627,79	1348,95	15,91	2,81	18,80	1,06	17,15
	9	20,65	1015,28	2077,21	33,52	4,20	5,28	1,10	21,31
	10	1,02	326,66	340,05	12,47	0,96	11,24	0,39	10,79

Os maiores valores do Fator de Bioconcentração (BCF) em relação a água, foram registrados na espécie *L. helminthorrhiza* no local 2, para Mn e Fe, com valores máximos de 599237 e 70851, respectivamente (Tabela 4). Menores valores de BCFs dos elementos Cr, Ni, Cd e Pb foram observados para as quatro espécies de plantas estudadas, sendo o menor valor observado para o metal Ni, com BCF de 9 em *S. molesta* no local 2.

Tabela 4. Fator de Bioconcentração (BCF) de diferentes macrófitas aquáticas em relação a água. Cu: cobre; Mn: manganês; Fe: ferro; Zn: zinco; Cr: cromo; Ni: níquel; Cd: cádmio; Pb: chumbo.

Espécie	Cu	Mn	Fe	Zn	Cr	Ni	Cd	Pb
Local 1								
<i>E. crassipes</i>	230	2705	1307	361	42	73	27	22
Local 2								
<i>L. helminthorrhiza</i>	496	599237	70851	403	46	16	23	47
<i>S. molesta</i>	771	91266	21012	390	32	9	32	43
Local 3								
<i>L. helminthorrhiza</i>	479	21123	3199	783	98	80	33	38
<i>P. stratiotes</i>	325	59349	13456	1352	267	121	89	67
<i>S. molesta</i>	674	49160	11292	867	174	72	57	41
Local 4								
<i>E. crassipes</i>	213	21683	869	265	23	30	33	41
Local 5								
<i>E. crassipes</i>	372	7246	2369	29	71	25	46	50
<i>L. helminthorrhiza</i>	557	6171	1446	32	27	17	33	39
<i>P. Stratiotes</i>	83	10204	1220	24	33	15	50	41
Local 6								
<i>E. crassipes</i>	183	2898	1823	85	21	99	105	75
Local 7								
<i>E. crassipes</i>	1447	7651	1279	120	32	61	39	48
Local 8								
<i>E. crassipes</i>	1082	6438	2272	166	55	173	124	127
Local 9								
<i>E. crassipes</i>	589	30534	3928	498	96	85	121	112
<i>L. helminthorrhiza</i>	47	13399	951	480	20	33	141	104
<i>P. stratiotes</i>	45	20819	2425	3271	43	22	120	384
<i>S. molesta</i>	151	14570	4055	506	106	68	130	86
Local 10								
<i>E. crassipes</i>	37	3877	635	121	15	105	16	45
<i>P. stratiotes</i>	154	26934	4244	248	65	32	62	78

O Fator de Bioconcentração (BCF) para os sedimentos podem ser observados na Tabela 5. Os menores BCFs foram registrados para Fe, Cr, Ni, Cd e Pb, enquanto os maiores que 1 foram observados para Cu, Mn e Zn. As concentrações de todos os metais variaram nos diferentes locais de amostragem para as quatro espécies de macrófitas estudadas. Os BCFs no local 3, foram maiores que 1 para os metais Cu, Mn, Fe, Zn e Cr nas espécies *L. helminthorrhiza*, *P. stratiotes* e *S. molesta*. Em contrapartida, o local 9, que apresentou as quatro espécie de macrófitas aquáticas, *E. crassipes*, *L. helminthorrhiza*, *P. stratiotes* e *S. molesta*, apresentaram BCFs maiores que 1 somente para Cu, Mn e Zn.

Tabela 5. Fator de Bioconcentração (BCF) de diferentes macrófitas aquáticas em relação ao sedimento. Cu: cobre; Mn: manganês; Fe: ferro; Zn: zinco; Cr: cromo; Ni: níquel; Cd: cádmio; Pb: chumbo.

Espécie	Cu	Mn	Fe	Zn	Cr	Ni	Cd	Pb
Local 1								
<i>E. crassipes</i>	0,46	1,59	0,05	0,24	0,06	0,22	0,09	0,08
Local 2								
<i>L. helminthorrhiza</i>	36,03	239,02	1,31	6,97	0,74	0,04	0,09	0,17
<i>S. molesta</i>	56,00	36,40	0,39	6,75	0,53	0,02	0,12	0,16
Local 3								
<i>L. helminthorrhiza</i>	1113,77	127,29	1,24	11,84	1,91	0,27	0,12	0,15
<i>P. stratiotes</i>	757,74	357,65	5,21	20,44	5,19	0,41	0,31	0,27
<i>S. molesta</i>	1567,31	296,25	4,37	13,11	3,39	0,24	0,20	0,17
Local 4								
<i>E. crassipes</i>	29,65	12,29	0,32	1,86	0,30	0,23	0,13	0,18
Local 5								
<i>E. crassipes</i>	1,36	6,89	0,14	0,99	0,24	0,24	0,21	0,19
<i>L. helminthorrhiza</i>	2,04	5,87	0,09	1,08	0,09	0,17	0,15	0,15
<i>P. stratiotes</i>	0,31	9,70	0,07	0,81	0,11	0,15	0,23	0,16
Local 6								
<i>E. crassipes</i>	5,00	28,94	0,11	1,50	0,14	0,63	0,82	0,30

Local 7

<i>E. crassipes</i>	0,26	4,35	0,02	0,05	0,07	0,16	0,22	0,23
---------------------	------	-------------	------	------	------	------	------	------

Local 8

<i>E. crassipes</i>	8,75	28,12	0,59	1,11	0,20	1,45	0,13	1,16
---------------------	-------------	--------------	------	-------------	------	-------------	------	-------------

Local 9

<i>E. crassipes</i>	16,68	9,95	0,16	1,57	0,14	0,26	0,09	0,57
---------------------	--------------	-------------	------	-------------	------	------	------	------

<i>L. helminthorrhiza</i>	1,35	4,37	0,04	1,52	0,03	0,10	0,11	0,53
---------------------------	-------------	-------------	------	-------------	------	------	------	------

<i>P. stratiotes</i>	1,28	6,79	0,10	10,33	0,06	0,07	0,09	1,96
----------------------	-------------	-------------	------	--------------	------	------	------	-------------

<i>S. molesta</i>	4,27	4,75	0,16	1,60	0,15	0,21	0,10	0,44
-------------------	-------------	-------------	------	-------------	------	------	------	------

Local 10

<i>E. crassipes</i>	0,19	1,44	0,02	0,36	0,03	0,32	0,04	0,26
---------------------	------	-------------	------	------	------	------	------	------

<i>P. stratiotes</i>	0,80	9,97	0,14	0,73	0,11	0,10	0,16	0,45
----------------------	------	-------------	------	------	------	------	------	------

De acordo com os resultados obtidos, os metais foram pouco translocados da raiz para a parte aérea de *E. crassipes* (Tabela 6). Exceções ocorreram para Zn, Ni, Cd e Pb, que apresentaram valores de TF maiores que 1. TF maior que 1 de Zn ocorreram nos locais 4, 7 e 10, para Ni nos locais 1, 6, 7, 8 e 10, para Cd nos locais 6, 7 e 9 e para Pb apenas nos locais 6 e 7.

Tabela 6. Fator de Translocação de *Eichhornia crassipes* coletada no rio Apodi-Mossoró. Cu: cobre; Mn: manganês; Fe: ferro; Zn: zinco; Cr: cromo; Ni: níquel; Cd: cádmio; Pb: chumbo.

	Cu	Mn	Fe	Zn	Cr	Ni	Cd	Pb
Local 1	0,272	0,439	0,072	0,289	0,233	1,082	0,738	0,617
Local 4	0,434	0,183	0,117	1,076	0,382	0,307	0,750	0,940
Local 5	0,269	0,248	0,194	0,882	0,147	0,938	0,754	0,790
Local 6	0,122	0,138	0,167	0,716	0,367	1,309	1,292	1,036
Local 7	0,394	0,511	0,364	1,781	0,506	1,672	1,334	1,502
Local 8	0,805	0,209	0,088	0,629	0,261	1,281	0,725	0,905
Local 9	0,111	0,193	0,177	0,705	0,301	0,531	1,258	0,583
Local 10	0,072	0,263	0,294	1,324	0,334	1,842	0,184	0,543

A análise de correlação de Spearman foi realizada para identificar as relações de concentração de metais entre a água e os tecidos vegetais, assim como entre os sedimentos e macrófitas aquáticas (Tabela 7). Concentrações de metais acumuladas em macrófitas aquáticas apresentaram poucas correlações com aquelas contidas na água e nos sedimentos superficiais.

O Cu presente na água apresentou correlação positiva com Zn e Cr contido nas macrófitas aquáticas. O Mn nas amostras de água demonstrou correlação positiva com Ni nas plantas. O elemento Fe apresentou correlação positiva com Zn e Cr, enquanto o Zn se correlacionou positivamente com Cd e Pb. O Cr foi correlacionado positivamente com Pb e o Pb, por sua vez, apresentou correlação positiva com Cu. Quanto as correlações entre os metais presente nas macrófitas e sedimentos, o Cu apresentou correlação negativa com Mn e Fe. Os metais Fe e Zn contidos nos sedimentos se relacionaram negativamente com Mn e Fe presente nas plantas. O Cd se relacionou negativamente com Cu e Ni, enquanto o Cr dos sedimentos apresentou correlação negativa somente com o Mn nas plantas.

Tabela 7. Correlações de Spearman entre as concentrações de metais na água, sedimentos e macrófitas aquáticas.

	Macrófitas aquáticas							
	Cu	Mn	Fe	Zn	Cr	Ni	Cd	Pb
Água								
Cu	0,303	0,122	0,278	0,786	0,532	-0,019	0,187	0,451
Mn	0,098	-0,189	-0,361	-0,144	0,038	0,536	0,176	0,093
Fe	0,390	0,214	0,354	0,466	0,507	0,338	-0,187	0,040
Zn	-0,199	-0,419	-0,423	-0,008	0,019	0,176	0,488	0,490
Cr	-0,110	-0,248	-0,377	-0,010	-0,005	0,165	0,387	0,469
Ni	0,402	0,392	-0,078	-0,138	-0,051	0,332	-0,247	-0,127
Cd	0,082	0,231	-0,245	-0,235	-0,194	0,115	-0,078	-0,066
Pb	0,461	0,276	-0,030	0,130	0,128	0,261	-0,272	-0,061
Sedimento								
Cu	-0,146	-0,617	-0,602	-0,092	-0,152	0,017	0,178	0,270
Mn	-0,307	-0,357	-0,446	-0,160	-0,270	-0,219	0,003	0,138
Fe	-0,422	-0,642	-0,503	-0,142	-0,267	-0,320	0,139	0,152
Zn	-0,149	-0,656	-0,510	-0,046	-0,046	0,069	0,134	0,208

Cr	-0,443	-0,688	-0,337	0,105	-0,040	-0,299	0,313	0,350
Ni	0,328	0,385	0,022	-0,089	-0,065	0,084	-0,355	-0,240
Cd	-0,542	-0,313	-0,016	0,161	-0,129	-0,647	0,224	0,444
Pb	0,354	0,377	-0,023	0,032	0,000	0,184	-0,276	-0,141

4 DISCUSSÃO

As concentrações de Cu, Fe, Mn e Zn nos tecidos vegetais foram maiores quando comparadas aos demais metais estudados. Este resultado está associado ao fato de que os elementos Cu, Fe, Mn e Zn são micronutrientes essenciais para as plantas. As macrófitas acumularam baixas concentrações de Cd, Pb e Cr devido sua toxicidade, mesmo em pequenas quantidades (Zayed; Terry, 2003; Bonanno; Giudice, 2010; Alfadul; Al-Fredan, 2013; Gómez-Bernal et al. 2017). O Ni, apesar de ser um micronutriente essencial para as plantas, apresentou baixas concentrações nos tecidos vegetais, isso ocorreu porque altas concentrações dos elementos metálicos Cu, Zn e Fe inibem a absorção do Ni, por serem metais competidores (IPNI, 2016).

No presente estudo, todos os BCFs na água, foram maiores que 1, apresentando valores mais elevados para os metais Cu, Mn, Fe e Zn, indicando maior potencial para o acúmulo e tolerância destes elementos metálicos pelas macrófitas. Segundo Juárez-Santillan et al., (2010) vegetais com BCFs maiores que 1, possuem ampla capacidade de absorver metais do sistema contaminado. Portanto, as quatro espécies de macrófitas estudadas parecem ser capazes de acumular em seus tecidos, os diferentes metais contidos na água.

Os valores de BCFs na água foram maiores para Cu, Mn, Fe e Zn, enquanto BCFs dos sedimentos foram maiores que 1 somente para Cu, Mn e Zn. Esses metais são acumulados nas macrófitas aquáticas porque são essenciais ao seu metabolismo, contrariamente, os metais Cd, Pb e Cr, que são tóxicos mesmo em pequenas quantidades, foram pouco acumulados nos tecidos das plantas, devido possivelmente a uma estratégia de defesa das plantas (Tangahu et al. 2011; Sheoran et al. 2011).

Os nossos resultados dos BCFs na água são diferentes de outros estudos. Ephraim, Ajayi e Ugbaja (2018) ao analisar a capacidade acumulativa de *E. crassipes* em relação aos metais, em um rio na Nigéria, encontraram valores de BCFs para Cu, Zn, Ni e Pb superiores a 4000. Nossos resultados estão abaixo desse valor, devido aos níveis desses metais na água do rio Apodi-Mossoró, com médias de Cu (0,03 mg.L⁻¹), Zn (0,18 mg.L⁻¹), Ni (0,19 mg.L⁻¹) e Pb (0,29 mg.L⁻¹) serem mais elevados em comparação ao rio Nigeriano, onde encontraram médias

reduzidas de Cu ($0,0015 \text{ mg.L}^{-1}$), Zn ($0,0207 \text{ mg.L}^{-1}$), Ni ($0,0012 \text{ mg.L}^{-1}$) e Pb ($0,0009 \text{ mg.L}^{-1}$).

Sanches et al. (2015) ao estudarem BCFs de macrófitas em relação ao sedimento, em um rio localizado no sul do Brasil, encontraram valores máximos de 82,8 de Cu; 5,6 de Pb e 15,1 de Zn para *P. stratiotes*. Para *S. molesta*, foram encontrados valores máximos de 56,9 de Cu; 5,9 de Pb e 11,9 de Zn. Nossos resultados foram divergentes a este estudo, sendo os valores máximos dos BCFs de Cu e Zn maiores e o quantitativo de Pb menor para ambas as espécies. Essas diferenças ocorreram devido as variações nas concentrações de metais nos sedimentos entre os dois rios. No sul, as concentrações de metais nos sedimentos eram de $1,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Cu, $3,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Pb e $10,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Zn, enquanto no rio Apodi-Mossoró, o local com maiores BCFs, apresentou menores concentrações de Cu ($0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$) e Zn ($2,7 \text{ mg.kg}^{-1}$), e concentração mais elevada de Pb ($71,08 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Quando as concentrações de metais nos sedimentos e na água são elevadas, os valores de BCFs diminuem (Irfan; Alatawi, 2017). Isso pode ser evidenciado pelo BCF de Fe entre a relação macrófita/sedimento, uma vez que, apesar de apresentar altas concentrações de Fe nos sedimentos, com valores entre $2095,96 \text{ mg.kg}^{-1}$ a $16244,91 \text{ mg.kg}^{-1}$, os BCFs deste metal foram baixos, variando entre 0,02 e 5,21. O Fe é um elemento essencial para a fisiologia das plantas, entretanto, em elevadas concentrações pode causar toxicidade nas plantas. Deste modo, em um ambiente aquático com altas concentrações deste metal, as macrófitas o absorvem pouco como uma estratégia de defesa (Jutsz; Gnida, 2015).

Contrariamente, quando as concentrações de metais nos sedimentos são baixas, os valores de BCFs são maiores (Ephraim; Ajayi; Ugbaja, 2018). As espécies *L. Helminthorrhiza* e *S. molesta* apresentaram BCFs maiores que 1 para os metais Cu, Mn e Zn nos locais 2 e 3, por estas áreas possuírem as menores concentrações de metais nos sedimentos superficiais, justamente pela possível eficiência das macrófitas em absorver esses contaminantes quando em níveis toleráveis pelos vegetais.

Apesar dos locais 2 e 3 terem apresentado os maiores valores de BCFs nos sedimentos, as concentrações foram diferentes entre si para as mesmas espécies de macrófitas analisadas, isso ocorreu possivelmente devido a competição existente entre as espécies vegetais presentes nos locais amostrados. No local 2, além das espécies *L. Helminthorrhiza* e *S. molesta*, existiam várias espécies do tipo submersa enraizada e emersas, disputando os micronutrientes presentes no ecossistema. Enquanto no local 3, existiam somente as espécies *L. Helminthorrhiza*, *S. molesta* e *P. Stratiotes*. Estudos apontam que as macrófitas aquáticas competem entre si pelos nutrientes contidos nos sistemas e que algumas espécies são competidoras mais eficientes

(Henry-Silva; Camargo, 2005; Peeters; Neefjes; Zuidam, 2016; Kankanamge; Kodithuwakku, 2017). Deste modo, a maior competição por micronutrientes no local 2, pode ter contribuído para os menores valores de BCFs nos sedimentos neste local, em comparação ao local 3, com BCFs mais elevados.

Foi possível constatar que existe uma grande variação nos BCFs em uma mesma espécie de macrófita, em locais diferentes. Este resultado está relacionado principalmente com a concentração de metais na água e nos sedimentos, com a toxicidade dos íons metálicos aos vegetais e também devido a determinadas variáveis importantes para tornar os metais biodisponíveis, incluindo pH, matéria orgânica e oxigênio dissolvido (Gallego et al. 2012; Jutsz; Gnida, 2015; Verma; Suthar 2015; Liu et al. 2017; Vanhoudt et al. 2018; Abubakar et al. 2018). Como pode ser evidenciado pelo BCFs nos sedimentos para o local 1, cuja quantidade de matéria orgânica presente nos sedimentos era de 25%, o que provavelmente influenciou nos baixos BCFs no local, tendo em vista que os metais formam complexos estáveis com substâncias húmicas presentes na matéria orgânica, dificultando sua liberação para ser absorvido pelas macrófitas.

Nos BCFs da água, uma variável que provavelmente influenciou na variação entre estes resultados foi o pH, uma vez que, um pH alcalino dificulta a absorção de metais pelas macrófitas aquáticas, por sedimentar estes contaminantes (Tiwari et al. 2017), enquanto pH neutro ou próximo de neutro, favorecem a absorção de elementos metálicos por esses vegetais (Vanhoudt et al., 2018; Verma; Suthar 2015). De fato, os valores dos BCFs da água demonstraram que as macrófitas foram eficientes na absorção destes contaminantes, resultado que possivelmente foi favorecido pelo pH entre 6,9 e 8,5 dos locais amostrados.

Quanto ao fator de translocação, nossos resultados revelam que *E. crassipes* possui $TF > 1$ para Zn, Ni, Cd e Pb, em alguns locais de amostragem, sugerindo que estes metais foram translocados das raízes para a parte aérea. *E. crassipes* demonstrou sua capacidade de acumular os metais Zn, Cd, Pb e principalmente Ni, e se apresentou como uma excludora eficiente de Cu, Mn, Fe e Cr, uma vez que TFs maiores que 1 foram observados em espécies vegetais acumuladoras de metais, enquanto as plantas que apresentam TFs menores que 1, são excludentes de metais, sendo consideradas fitoestabilizadoras (Yanqun et al. 2005; Kumar et al. 2012). Os metais Zn, Ni, Cd e Pb foram translocados da raiz para a parte aérea devido as menores concentrações desses contaminantes nos compartimentos abióticos, uma vez que a capacidade de absorção de *E. crassipes* é mais eficiente em locais com concentrações reduzidas de metais (Das et al. 2016). Além disso, Cd e Pb podem ser translocados para a parte aérea da plantas como estratégia para reduzir o estresse (Wang et al. 2015).

Nosso estudo mostrou poucas correlações entre os metais contidos nos tecidos vegetais das macrófitas aquáticas e nos compartimentos água e sedimentos. Resultado semelhante foi demonstrado por outros trabalhos (Zhang et al. 2009; Lu et al. 2018). As fracas correlações registradas entre as macrófitas, água e sedimentos indicam que as concentrações de metais nas plantas não dependem apenas da concentração total de metais nesses compartimentos, uma vez que a absorção é influenciada pela biodisponibilidade dos metais e pela capacidade de absorção de cada planta (Gupta; Sinha, 2007; Núñez et al. 2011; Borisova et al. 2014; 2016).

Estes resultados mostraram que as concentrações de metais nos tecidos vegetais estão mais relacionadas com a capacidade de transformação e acumulação de tecidos vegetais do que com a situação de poluição dos ecossistemas fluviais. Portanto, a capacidade das plantas de remover metais é influenciada por diversos fatores como a redução do fluxo de água, mobilidade dos metais, utilização dos metais pelas plantas e quantidade de sais inorgânicos, açúcar e proteína nos vegetais (Borisova et al. 2014; 2016). Além disso, as poucas correlações podem ter ocorrido devido aos mecanismos de defesa das plantas, que diminuem a absorção dos metais para evitar prejuízos aos tecidos vegetais (Bonanno; Giudice, 2011; Vymazal, 2011).

5 CONCLUSÃO

As espécies *L. Helminthorrhiza*, *S. molesta*, *P. stratiotes* e *E. crassipes* acumularam metais em seus tecidos, sendo Fe e Mn os elementos metálicos predominantes nos tecidos vegetais, enquanto as menores concentrações corresponderam aos metais Cd e Cr, sendo que a distribuição de metais nas plantas aquáticas obedeceu a seguinte ordem: Fe>Mn>Zn>Pb>Cu>Ni>Cr>Cd.

Os BCFs da água foram maiores para os metais Cu, Mn, Fe e Zn, enquanto os BCFs dos sedimentos foram maiores para Cu, Mn e Zn, sugerindo que este índice depende da concentração dos metais biodisponíveis e da tolerância que as macrófitas possuem para cada elemento. Deste modo é possível concluir que as quatro espécies de macrófitas estudadas possuem capacidade de acumular metais, podendo servir como bioindicadoras da contaminação da água por metais, uma vez que, as quatro espécies estudadas apresentaram BCFs elevados para os compartimentos abióticos água e sedimentos. Quanto a translocação, ou seja, a capacidade de mover metais da raiz para a parte aérea, a espécie *E. crassipes* translocou eficientemente Ni, e em menores proporções os elementos Zn, Cd e Pb, evidenciando que a translocação está principalmente relacionada com a capacidade de resposta do vegetal para cada metal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABUBAKAR, U.S.; ZULKIFLI, S.Z.; ISMAIL, A. Heavy metals bioavailability and pollution indices evaluation in the mangrove surface sediment of Sungai Puloh, Malaysia. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 6, p. 225, 2018.

ALFADUL, S.M.S.; AL-FREDAN, M.A.A. Effects of Cd, Cu, Pb, and Zn combinations on *Phragmites australis* metabolism, metal accumulation and distribution. **Arabian Journal for Science and Engineering**, v. 38, n. 1, p. 11-19, 2013.

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M.A. Phytoremediation of heavy metals concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869-881, 2013.

ALI, M.M.; ALI, M.L.; ISLAM, M.S.; RAHMAN, M.Z. Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 5, p. 27-35, 2016.

ANTONIADIS, V.; LEVIZOU, E.; SHAHEEN, S.M.; OK, Y.S.; SEBASTIAN, A.; BAUM, C.; PRASAD, M. N.V.; WENZEL, W.W.; RINKLEBE, J. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review. **Earth-Science Reviews**, v. 171, p. 621-645, 2017.

ARSENIC, A.M. Method 3050b. **Acid Digestion Of Sediments, Sludges, And Soils**. 1996.

AYDIN-ÖNEN, S.; ÖZTÜRK, M. Investigation of heavy metal pollution in eastern Aegean Sea coastal waters by using *Cystoseira barbata*, *Patella caerulea*, and *Liza aurata* as biological indicators. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 8, p. 7310-7334, 2017.

AZAIZEH, H.; SALHANI, N.; SEBESVARI, Z.; SHARDENDU, S.; EMONS, H.. Phytoremediation of selenium using subsurface-flow constructed wetland. **International journal of phytoremediation**, v. 8, n. 3, p. 187-198, 2006.

BAKER, A.J.M. Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. **Journal of plant nutrition**, v. 3, n. 1-4, p. 643-654, 1981.

BONANNO, G.; GIUDICE, R.L. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. **Ecological indicators**, v. 10, n. 3, p. 639-645, 2010.

BONANNO, G. Trace element accumulation and distribution in the organs of *Phragmites australis* (common reed) and biomonitoring applications. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 74, n. 4, p. 1057-1064, 2011.

BORISOVA, G.; CHUKINA, N.; MALEVA, M.; KUMAR, A.; PRASAD, M.N.V.. Thiols as biomarkers of heavy metal tolerance in the aquatic macrophytes of Middle Urals, Russia. **International journal of phytoremediation**, v. 18, n. 10, p. 1037-1045, 2016.

BORISOVA, G.; CHUKINA, N.; MALEVA, M.; PRASAD, M.N.V. *Ceratophyllum demersum* L. and *Potamogeton alpinus* Balb. from Iset'river, Ural region, Russia differ in adaptive

strategies to heavy metals exposure—a comparative study. **International journal of phytoremediation**, v. 16, n. 6, p. 621-633, 2014.

CHOWDHURY, S.; MAZUMDER, M.J.; AL-ATTAS, O.; HUSAIN, T. Heavy metals in drinking water: occurrences, implications, and future needs in developing countries. **Science of the total Environment**, v. 569, p. 476-488, 2016.

DAS, S.; GOSWAMI, S.; TALUKDAR, A.D. Physiological responses of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, to cadmium and its phytoremediation potential. **Turkish Journal of Biology**, v. 40, n. 1, p. 84-94, 2016.

DEVI, M.; THOMAS, D.A.; BARBER, J.T., FINGERMAN, M. Accumulation and physiological and biochemical effects of cadmium in a simple aquatic food chain. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 33, n. 1, p. 38-43, 1996.

ELEMENT, C.A.S. Method 3015a. **Microwave Assisted Acid Digestion Of Aqueous Samples And Extracts**. 2007.

EPHRAIM, B.E.; AJAYI, I.O.; UGBAJA, A.N. Pb, Zn, Cu, Ni And Co Contents Of Water And Sediments, In Relation To Phytoremediation And Translocation By Water Hyacinth (*Eichhornia Crassipes* Mart. Solms.) At Some Creeks Of The Great Kwa River, Southeastern Nigeria. **International Journal of Environment and Pollution Research**, v.6, n.2, p.16-37, 2018.

FAZIO, F.; PICCIONE, G.; TRIBULATO, K.; FERRANTELLI, V.; GIANROSSO, G.; ARFUSO, F.; FAGGIO, C. Bioaccumulation of heavy metals in blood and tissue of striped mullet in two Italian lakes. **Journal of aquatic animal health**, v. 26, n. 4, p. 278-284, 2014.

GALLEGO, S.M.; PENA, L.B.; BARCIA, R.A.; AZPILICUETA, C.E.; IANNONE, M.F.; ROSALES, L.P.; ZAWOZNIKA, M.S.; GROPPA, M.D.; BENAVIDES, M.P. Unravelling cadmium toxicity and tolerance in plants: insight into regulatory mechanisms. **Environmental and Experimental Botany**, v. 83, p. 33-46, 2012.

GOLDIN, A. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 18, n. 10, p. 1111-1116, 1987.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHMSTAD, M.A.M. **Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters**. Blackwell, Oxford. P. 213. 1978.

GÓMEZ, B.J.M.; RUIZ, H.E.A.; ARMIENTA, H.M.A.; LUNA, P.V.M. Evaluation of the removal of heavy metals in a natural wetland impacted by mining activities in Mexico. **Environmental earth sciences**, v. 76, n. 23, p. 801, 2017.

GUO, G.; WU, F.; XIE, F.; ZHANG, R. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, n. 3, p. 410-418, 2012.

GUPTA, A. K.; SINHA, S. Phytoextraction capacity of the plants growing on tannery sludge dumping sites. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 9, p. 1788-1794, 2007.

GRIBOFF, J.; WUNDERLIN, D.A.; MONFERRAN, M.V. Metals, As and Se determination by inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS) in edible fish collected from three eutrophic reservoirs. Their consumption represents a risk for human health?. **Microchemical Journal**, v. 130, p. 236-244, 2017.

HASSAN, S.; SCHMIEDER, K.; BÖCKER, R. Spatial patterns of submerged macrophytes and heavy metals in the hypertrophic, contaminated, shallow reservoir Lake Qattienah/Syria. **Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters**, v. 40, n. 1, p. 54-60, 2010.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, v. 63, n. 5, p. 433-438, 2006.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. **Hoehnea**, v. 32, n. 3, p. 445-452, 2005.

HESAMI, R.; SALIMI, A.; GHADERIAN, S.M. Lead, zinc, and cadmium uptake, accumulation, and phytoremediation by plants growing around Tang-e Douzan lead-zinc mine, Iran. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 9, p. 8701-8714, 2018.

HUANG, J.; GE, X.; WANG, D. Distribution of heavy metals in the water column, suspended particulate matters and the sediment under hydrodynamic conditions using an annular flume. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, n. 12, p. 2051-2059, 2012.

IRFAN, S.; ALATAWI, A. *Eichhorio crassipes* (Mart.) Solms. Application of Macrophyte in Heavy Metals Removal. **Journal of Pure and Applied Microbiology**, v. 11, n. 4, p. 1737-1748, 2017.

JAIN, S.K.; VASUDEVAN, P.; JHA, N.K. *Azolla pinnata* R. Br. and *Lemna minor* L. for removal of lead and zinc from polluted water. **Water research**, v. 24, n. 2, p. 177-183, 1990.

JUÁREZ, S.L.F.; LUCHO, C.C.A.; VÁZQUEZ, R.G.A.; CERÓN-UBILLA, N.M.; BELTRÁN, H.R.I. Manganese accumulation in plants of the mining zone of Hidalgo, Mexico. **Bioresource technology**, v. 101, n. 15, p. 5836-5841, 2010.

JUTSZ, A.M.; GNIDA, A. Mechanisms of stress avoidance and tolerance by plants used in phytoremediation of heavy metals. **Archives of Environmental Protection**, v. 41, n. 4, p. 104-114, 2015.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S. **Treatment wetlands**. CRC press, 2008.

KANKANAMGE, C.E.; KODITHUWAKKU, H. Effect of interspecific competition on the growth and nutrient uptake of three macrophytes in nutrient-rich water. **Aquatic ecology**, v. 51, n. 4, p. 625-634, 2017.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In Grasshoff, K. (ed.), *Methods of Seawater Analysis*. **Verlag Chemie Weinheim**, New York, p. 117-181, 1976.

KUMAR, N.; BAUDDH, K.; DWIVEDI, N.; BARMAN, S. C.; SINGH, D.P. Accumulation of metals in selected macrophytes grown in mixture of drain water and tannery effluent and their phytoremediation potential. **Journal of Environmental Biology**, v. 33, n. 5, p. 923, 2012.

KUMAR, V.; CHOPRA, A.K.; SRIVASTAVA, S.; SINGH, J.; THAKUR, R.K. Irrigating okra with secondary treated municipal wastewater: Observations regarding plant growth and soil characteristics. **International journal of phytoremediation**, v. 19, n. 5, p. 490-499, 2017.

KRISHNAMURTI, G.S.; SUBASHCHANDRABOSE, S.R.; MEGHARAJ, M.; NAIDU, R. Assessment of bioavailability of heavy metal pollutants using soil isolates of *Chlorella* sp. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 12, p. 8826-8832, 2015.

LIU, J.; WANG, P.; WANG, C.; QIAN, J.; HOU, J. Heavy metal pollution status and ecological risks of sediments under the influence of water transfers in Taihu Lake, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 3, p. 2653-2666, 2017.

LU, G.; WANG, B.; ZHANG, C.; LI, S.; WEN, J.; LU, G.; ZHU, C.; ZHOU, Y. Heavy metals contamination and accumulation in submerged macrophytes in an urban river in China. **International journal of phytoremediation**, v. 20, n. 8, p. 839-846, 2018.

MACKERETH, F.J.H.; Heron, J.; Talling, J.F. Water Analysis: Some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, **Scientific Publication**. p. 36-121. 1978.

MATTINA, M.I.; LANNUCCI-BERGER, W.; MUSANTE, C.; WHITE, J.C. Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soil. **Environmental pollution**, v. 124, n. 3, p. 375-378, 2003.

MISHRA, V.K.; TRIPATHI, B.D. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. **Bioresource technology**, v. 99, n. 15, p. 7091-7097, 2008.

MISHRA, S.; MAITI, A. The efficiency of *Eichhornia crassipes* in the removal of organic and inorganic pollutants from wastewater: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 9, p. 7921-7937, 2017.

NÚÑEZ, S. R.; NEGRETE, J. M.; RIOS, J. A.; HADAD, H. R.; MAINE, M. A. Hg, Cu, Pb, Cd, and Zn accumulation in macrophytes growing in tropical wetlands. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 216, n. 1-4, p. 361-373, 2011.

PEETERS, E.T.; NEEFJES, R.R.; ZUIDAM, V.B.G. Competition between free-floating plants is strongly driven by previously experienced phosphorus concentrations in the water column. **Plos one**, v. 11, n. 9, p. 1-18, 2016.

PEJMAN, A.; BIDHENDI, G.N.; ARDESTANI, M.; SAEEDI, M.; BAGHVAND, A. A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: a case study. **Ecological indicators**, v. 58, p. 365-373, 2015.

R CORE TEAM (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

SAID, I.; JALALUDIN M. N.; UPE A.; WAHAB A.W. Determination of heavy metal Cr and Pb concentrations in estuary sediment of Matangpondo River Palu. **Jurnal Chemica**, v. 10, n. 2, p. 40-47. 2009.

SANCHES FILHO, P.J.; NUNES, L.; DA ROSA, N.; BETEMPS, G.R.; PEREIRA, R.S. Comparison among native floating aquatic macrophytes for bioconcentration of heavy metals. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 10, n. 1, p. 1-6, 2015.

SIJAKOVA-IVANOVA, T.; BOEV, B.; ZAJKOVA-PANEVA, V.; BOEV, I.; KARAKASEVA, E. Bioaccumulation and translocation factor of heavy metals in the plants *Linaria* sp., *Moricandia* sp. and *Viola lutea* Huds from the Alšar locality–Republic of Macedonia. **Geologica Macedonica**, v. 31, n. 2, p. 143-156, 2017.

SUGUIO, K. Introdução à sedimentologia. São Paulo: Edgard Blucher, 1973. 317 p.

SHAKOURI, A.; GHEYTASI, H. Bioaccumulation of heavy metals in oyster (*Saccostrea cucullata*) from Chabahar bay coast in Oman Sea: Regional, seasonal and size-dependent variations. **Marine pollution bulletin**, v. 126, p. 323-329, 2018.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A.S.; POONIA, P. Role of hyperaccumulators in phytoextraction of metals from contaminated mining sites: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 2, p. 168-214, 2010.

SHEPARD, F.P. Nomenclature based and sand-silt-clay ratios. **Journal of Sedimentary Research**, Boulder, v. 24, n. 3, p. 151- 158, 1954.

TANGAHU, B.V.; ABDULLAH, S.R.S.; BASRI, H.; IDRIS, M.; ANUAR, N.; MUKHLISIN, M. A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. **International Journal of Chemical Engineering**, v. 1, p. 1-31, 2011.

TIWARI, J.; DWIVEDI, N.; BARMAN, S.C.; SINGH, D.P.; KUMAR, N. Metal distribution in the sediments, water and naturally occurring macrophytes in the river Gomti, Lucknow, Uttar Pradesh, India. **Current Science**, v. 113, n. 8, p. 1578, 2017.

TUPAN, C.I.; UNEPUTTY, P.A. Concentration of heavy metals lead (Pb) and cadmium (Cd) in water, sediment and seagrass *Thalassia hemprichii* in Ambon Island waters. **Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation-International Journal of the Bioflux Society (AACL Bioflux)**, v. 10, n. 6, 2017.

UGYA, A.Y. The efficiency of *Lemna minor* L. in the phytoremediation of Romi stream: A case study of Kaduna refinery and petrochemical company polluted stream. **J. Applied Biol. Biotechnol**, v. 3, p. 11-14, 2015.

VANHOUDT, N.; VAN GINNEKEN, P.; NAUTS, R.; VAN HEES, M. Potential of four aquatic plant species to remove 60 Co from contaminated water under changing experimental conditions. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 27, p. 27187-27195, 2018.

VERMA, R.; SUTHAR, S. Lead and cadmium removal from water using duckweed–*Lemna gibba* L.: Impact of pH and initial metal load. **Alexandria Engineering Journal**, v. 54, n. 4, p. 1297-1304, 2015.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2010.

YANQUN, Z.; YUAN, L.; JIANJUN, C.; HAIYAN, C.; LI, Q.; SCHVARTZ, C. Hyperaccumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead–zinc mining area in Yunnan, China. **Environment International**, v. 31, n. 5, p. 755-762, 2005.

YOON, J.; CAO, X.; ZHOU, Q.; MA, L.Q. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the total environment*, v. 368, n. 2-3, p. 456-464, 2006.

YU, H.; NI, S.J.; HE, Z.W.; ZHANG, C.J.; NAN, X.; KONG, B.; WENG, Z.Y. Analysis of the spatial relationship between heavy metals in soil and human activities based on landscape geochemical interpretation. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 146, p. 136-148, 2014.

WANG, M.H.; ZHANG, S.; WANG, W.L.; GONG, L.P.; Li, D.S. The Accumulation and Transformation of Heavy Metal in Suaeda Salsa. **China Fruit Vegetable**. v. 35, n. 4, p. 44-48, 2015.

WANG W.; LEWIS M.A. **Metal accumulation by aquatic macrophytes, Plants for Environmental Studies** (Editors: W. Wang, J.W. Gorsuch, and J.S. Hughes), Lewis, Boca Raton, USA. p. 367-116, 1997.

WICKRAMASINGHE, S.; JAYAWARDANA, C.K. Potential Of Aquatic Macrophytes *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* And *Salvinia molesta* In Phytoremediation Of Textile Wastewater. **Journal of Water Security**, v. 4, 2018.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Prentice Hall, New Jersey, 1999.

ZAYED, A.M.; TERRY, N. Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. **Plant and soil**, v. 249, n. 1, p. 139-156, 2003.

ZAYED, A.; GOWTHAMAN, S.; TERRY, N. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. **Journal of environmental quality**, v. 27, n. 3, p. 715-721, 1998.

ZHANG, M.; CUI, L.; SHENG, L.; WANG, Y. Distribution and enrichment of heavy metals among sediments, water body and plants in Hengshuihu Wetland of Northern China. **Ecological engineering**, v. 35, n. 4, p. 563-569, 2009.

ZHANG, S.; BAI, J.; WANG, W.; HUANG, L.; ZHANG, G.; WANG, D. Heavy metal contents and transfer capacities of *Phragmites australis* and *Suaeda salsa* in the Yellow River Delta, China. **Physics and Chemistry of the Earth**, Parts A/B/C, v. 104, p. 3-8, 2018.