



Universidade Federal de Alagoas - UFAL
Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde - ICBS
Ciências Biológicas - Bacharelado

Ana Carolina Queiroz de Barros

**Revisão do biomonitoramento de metais tóxicos com
ênfase nas macroalgas.**

MACEIÓ-AL

2023

ANA CAROLINA QUEIROZ DE BARROS

**Revisão do biomonitoramento de metais tóxicos com
ênfase nas macroalgas.**

Trabalho de conclusão de curso
apresentado ao programa de
graduação em Ciências Biológicas
como requisito para obtenção do título
com o grau de Bacharel em Ciências
Biológicas.

Orientadora: Profa. Dra. Élica Amara Cecília Guedes

MACEIÓ-AL

2023

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico
Bibliotecária: Taciana Sousa dos Santos – CRB-4 – 2062

B277r Barros, Ana Carolina Queiroz de.

Revisão do biomonitoramento de metais tóxicos com ênfase nas
macroalgas / Ana Carolina Queiroz de Barros. – 2023.
79 f.

Orientadora: Élica Amara Cecília Guedes.

Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Ciências Biológicas:
Bacharelado) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências
Biológicas e da Saúde. Maceió, 2023.

Bibliografia: f. 49-79.

1. Poluição costeira. 2. Macroalgas. 3. Metais - Biomonitoramento. I.
Título.

CDU: 582.26 : 504.054

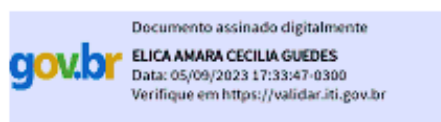
Folha de Aprovação

ANA CAROLINA QUEIROZ DE BARROS

REVISÃO DO BIOMONITORAMENTO DE METAIS TÓXICOS COM ÊNFASE NAS MACROALGAS

Trabalho de Conclusão de Curso
submetido à Banca Examinadora do ICBS
e CECA da Universidade Federal de
Alagoas como requisito parcial para a
obtenção do grau em Bacharel no Curso
de Ciências Biológicas, apresentado em
05/09/2023.

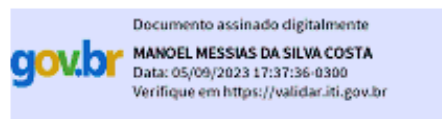
Banca Examinadora:



Profa. Dra. Élica Amara Cecília Guedes
(Universidade Federal De Alagoas)
(Orientadora)



Prof. Msc. Gabriel Louis Le Campion
(Universidade Federal de Alagoas)
(Examinador)



Prof. Dr. Manoel Messias Da Silva Costa
(Universidade Federal de Alagoas)
(Examinador)

Dedico esse trabalho a Deus que iluminou minha vida com uma família abençoada: meu marido Otávio e os meus filhos e nora, Uriel, Yuri, Gabriel e Janaina. Amores além-vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço antes de tudo a Deus por novamente ter o privilégio de mais uma experiência na existência terrena, pois a vida não cessa: a vida é fonte eterna e a morte é o jogo escuro das ilusões. Uma existência é um ato; um corpo - uma veste; um século - um dia; um serviço - uma experiência; um triunfo - uma aquisição; uma morte - um sopro renovador.

Agradeço aos meus pais Emília Aparecida Queiroz de Barros e Edson Miranda de Barros, aos meus avós Mariá Miranda de Barros, Oscar Fernandes de Barros, Dilermando Queiroz e Maria José Alves da Silva mesmo que alguns não se encontrem mais presentes entre nós, contudo me amaram até a última inspiração.

Agradeço ao meu marido Otávio David Assunção de Azevedo por todo amor e apoio, assim como os meus filhos: Uriel David Queiroz Assunção de Azevedo, Yuri David Queiroz Assunção de Azevedo e Gabriel David Queiroz Assunção de Azevedo e a minha mais nova filha, a nora Janaína Rodrigues de Miranda - seja bem vinda a família, o apoio e a paciência de vocês foi fundamental.

Agradeço à Profa. Élica Amara Cecília Guedes, minha orientadora, pela dedicação que só uma Profa. de coração teria, não somente comigo, mas com todos os alunos e que agora compartilhamos o mesmo amor pelas “algas”. Agradeço também aos Profs. da Banca Gabriel Louis Le Campion e Manoel Messias da Silva Costa por aceitarem participar, poucos seriam tão generosos em aceitá-la sob tais condições; e agradecendo também a quase todos os Profs do ICBS.

Enfim, agradeço à instituição UFAL que me proporcionou mais do que uma formação - principalmente sob a administração da Reitora Profa. Valéria Correia - e a todos os funcionários da PROEST que sempre foram atenciosos e prestativos nas horas em que mais precisei. Muito obrigada por tudo UFAL.

“Conheça-te a ti mesmo”

(Sócrates)

Inscrição na porta de entrada do Templo de Delfos - construído e destruído por 3 vezes (séc. VII - IV a.C.). Localizado na Grécia, o templo foi construído a fim de estimular a reflexão dos gregos antigos - originalmente dedicado a Apolo, deus da luz, da razão e do conhecimento verdadeiro, o patrono da sabedoria.

RESUMO

A região litorânea é um ecossistema dinâmico regido pela convergência tridimensional entre os processos terrestres, oceânicos e atmosféricos, sofrendo com a contaminação metálica que ocorrem mediante despejo de efluentes de origem industrial, doméstica e agrícola, decorrentes das pressões demográficas e econômicas no seu entorno. Esses fatores combinados geram degradação de habitats marinhos, ameaçando a vida de seus organismos, perturbando o equilíbrio sistêmico. O presente estudo analisou por meio de revisão bibliográfica o potencial uso de biomonitores no monitoramento de metais considerados tóxicos tanto essenciais quanto não essenciais apresentando a biomassa macroalgal como um dos mais promissores no biomonitoramento, pois é um recurso ecossistêmico abundante, de alto valor ecológico, biotecnológico, bioquímico e fisiológico. Ao longo da existência humana sempre tivemos sistemas produtivos numa essência metabólica garantindo a nossa própria existência, mas de um circuito metabólico cíclico se tornou um *continuum* em desequilíbrio e deterioração.

Palavras-Chave: Poluição; Costeiro; Sorção.

ABSTRACT

The coastal region is a dynamic ecosystem governed by the three-dimensional convergence between terrestrial, oceanic and atmospheric processes, suffering from metallic contamination that occurs through the dumping of effluents of industrial, domestic and agricultural origin, resulting from demographic and economic pressures in its surroundings. These factors combined generate degradation of marine habitats, threatening the lives of their organisms and disturbing the systemic balance. The present study analyzed, through a literature review, the potential use of biomonitors in monitoring metals considered toxic, both essential and non-essential, presenting macroalgal biomass as one of the most promising in biomonitoring, as it is an abundant ecosystem resource, of high ecological, biotechnological, biochemical and physiological value. Throughout human existence we have always had productive systems in a metabolic essence guaranteeing our own existence, but from a cyclical metabolic circuit it became a *continuum* of imbalance and deterioration.

Keywords: Poluição; Costeiro; Sorção.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	10
2. JUSTIFICATIVA.....	11
3. OBJETIVO GERAL.....	13
3.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	13
4. REFERENCIAL TEÓRICO.....	13
4.1. AMBIENTES COSTEIROS.....	13
4.2. METAIS.....	16
4.3. POLUIÇÃO.....	20
4.4. BIOMONITORAMENTO.....	22
4.5. ORGANISMOS BIOMONITORES.....	23
4.6. MACROALGAS.....	27
4.7. PARÂMETROS ABIÓTICOS.....	34
4.7.1. Ar.....	34
4.7.2. Água.....	36
4.7.3. Sedimentos.....	39
5. METODOLOGIA.....	42
5.1. ELABORAÇÃO DA QUESTÃO.....	43
5.2. PESQUISA DE LITERATURA.....	43
5.3. SELEÇÃO DE ESCRITOS.....	43
5.4. ANÁLISE DE ESCRITOS.....	43
6. RESULTADO E DISCUSSÃO.....	44
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	48
REFERÊNCIAS.....	50

1. INTRODUÇÃO

O planeta Terra é um imenso sistema interativo de vida definido por cinco esferas que deveriam funcionar em harmonia que inclui a biosfera, a atmosfera, a litosfera, a hidrosfera e a criosfera, envolvendo vários processos de relação, no qual organismos vivos dependem de seu ambiente (BRIFFA et al., 2020). Todos os metais presentes no meio ambiente, exceto aquelas pequenas quantidades que chegaram de forma extraterrestre ou foram criados em reações nucleares, estiveram presentes na Terra desde a sua formação há cerca de 4,5 bilhões de anos (DALZEIL, 1999).

Os metais são liberados por ciclos biogeoquímicos na forma de oligoelementos e distintos dos elementos principais tendo somente no século XX uma tecnologia que possibilitou um melhor entendimento daí o termo elementos-traço (mg/Kg/ppm) e conforme a modernização das técnicas, surgiu os termos microtraço ($\mu\text{g/Kg/ppb}$) e nanotraço (ng/Kg/ppt) (GARRETT, 2000; BULSKA & RUSZCZYŃKA, 2017).

Os oceanos são uma única massa salina, dividido em oceanos e mares sendo os derradeiros sorvedouros dos subprodutos (PEREIRA & SOARES-GOMES, 2009) gerados pelas atividades humanas e acolhem de forma direta ou indireta, uma grande variedade de poluentes provindos de resíduos ou rejeitos urbanos, agrícolas e industriais tendo a zona costeira caracterizada por um alto grau de impacto correlato à essa ação antrópica de sobreuso e sobreocupação causando intensa degradação e a relevante poluição metálica nesse ambiente. É importante que também esteja contextualizada nos distúrbios ecológicos e nas mudanças climáticas (GARRISON, 2010; CHAKRABORTY et al., 2014).

Um dos maiores poluentes costeiros são os metais tóxicos, pois mesmo metais essenciais quando em quantidade acima do necessário se acumulam e tornam-se tóxicos para a rede trófica causando sérios distúrbios à saúde orgânica e ambiental (FÖRSTNER & WITTMANN, 1981).

Um dos recursos ecossistêmicos mais abundantes e altamente disponíveis é a alga. Perante sua valorização ecológica e biotecnológica, baseado em sua rica composição bioquímica e fisiológica, a biomassa algal é um material funcional promissor no biomonitoramento de vários tipos de poluentes aquáticos (ALTENOR et al., 2012).

As macroalgas podem ser consideradas excelentes adsorventes em razão de sua área superficial específica e altamente porosa constituída por diferentes consorciações funcionais implicando numa estrutura com potenciais grupos de ligação favorecendo o campo de contato necessário às interações moleculares (SAÉZ et al. 2012; MOENNE et al., 2016; LAVERGNE et al., 2022). Além do mais, sendo elas bentônicas permitem que estejam sempre associadas com as concentrações locais de poluentes e contaminantes, assegurada pela interpretação do aumento da concentração na própria alga (BONANNO & BONACA, 2018). Possuem longo tempo de vida útil o que representa um período mais extenso de exposição à contaminação além da própria capacidade adsortiva permitindo que evidenciem de maneira mais categórica o perigo particular ao ambiente marinho em relação à toxicidade desses metais quando elas retiram do meio o que necessitam (BRYAN, 1971; SEYMORE et al., 1995). “Algas” são organismos que se apresentam cosmopolitas, com profusa diversidade incluindo até mesmo, as formas procarióticas (BICUDO & MENEZES, 2010).

A curadoria e síntese dos dados de literatura será sempre importante e necessário para que facilite o uso de informações para estudos e experimentos futuros. Neste sentido, o presente trabalho foi conduzido com o objetivo de sintetizar informações sobre biomonitoramento por meio de macroalgas mediante revisão de literatura.

2. JUSTIFICATIVA

Os ambientes costeiros passam por constantes interferências antrópicas que levam a alterações condicionando nocivamente a saúde ecossistêmica principalmente na comunidade bentônica tendo as macroalgas como a base estrutural e funcional desse sistema exercendo um papel ecobiológico fundamental seja pela fotossíntese (carbonato), alimentação, abrigo e/ou reprodução.

Mudanças em nível ecossistêmico raramente são resultado de um fator, existindo várias formas de estresse agindo conjuntamente mostrando que os impactos humanos superam forças naturais. A contaminação por metais merece atenção uma vez que, são capazes de modificar os ciclos biogeoquímicos por serem

elementos muito reativos físico-quimicamente. Além disso, são recalcitrantes tanto no ambiente quanto nos organismos de maneira a bioconcentrar e bioacumular.

Esse processo varia enormemente entre os seres vivos no que concerne ao enriquecimento de metais tóxicos na rede trófica pois, os produtores primários são os organismos de base a fornecerem a maior biomassa, sendo considerados importantes no que comporta à contaminação metálica não sendo excretados, mas sim, fixando-se em células e tecido algal, conferindo uma elevada meia vida biológica, favorecendo desta forma uma magnificação trófica.

Os efeitos da biomagnificação podem ser devastadores para a saúde de todos os seres vivos que participam dessa teia, principalmente os consumidores de topo. Assim, dados de monitoramento são necessários para compreender e avaliar situações.

3. OBJETIVO GERAL

Esta revisão de literatura foi desenvolvida com o propósito de compilar informações gerais.

3.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Levantar literatura com informações pertinentes.
- Contextualizar os dados mais relevantes.
- Discutir a relevância do biomonitoramento.

4. REFERENCIAL TEÓRICO

4.1. AMBIENTES COSTEIROS

O oceano contém aproximadamente 97% da água sendo um sistema de bacias interconectadas que cobrem 71% da superfície do nosso planeta. Os sistemas costeiros estendem-se em direção ao mar desde a marca da maré alta até a borda da plataforma continental e incluem costas sedimentares, rochosas, recifes, estuários, sistemas de plataformas e mares semifechados (FIELD et al., 1998).

Os sistemas oceânicos compreendem águas offshore a partir de 200 m a mais de 10.000 m de profundidade, com uma profundidade média de aproximadamente 3.700 m. Juntos, esses componentes do oceano global alimentam e empregam porções significativas da população mundial, desempenhando um papel central no sequestro carbono atmosférico, ciclagem de muitos elementos, e medeiam o sistema climático global redistribuindo calor e água (IPCC, 2013; BARANGE et al., 2018). Oferece uma riqueza de recursos estéticos e culturais e uma vasta biodiversidade, bem como abastecimento de alimentos, recreação e ciência sendo responsável por mais de 80% da produção primária na Terra, onde a qualidade do habitat e a saúde do sistema costeiro devem ser preservados em

função de sua grande relevância para a biosfera (BARBIER et al., 2011; APPELTANS et al., 2012; LÜ et al., 2015).

A zona costeira é definida como uma feição longa e estreita que consiste em continente, ilhas e áreas adjacentes, mares da plataforma, denotando a zona de transição entre o domínio terrestre e o marinho ocupando cerca de 20% da superfície terrestre, com mais de 45% da população global e 75% dos maiores aglomerados urbanos do mundo (TURNER, 2015). A costa é uma zona ou faixa de terra que margeia o mar até onde ascende a terra interior e seu limite é marcado pelo nível da maré alta, onde o litoral é a interface tridimensional de ar, terra e água (VIKAS, 2015). As zonas costeiras são afetadas por mudanças ambientais em uma gama de escalas temporais e espaciais, incluindo o *continuum* da bacia hidrográfica ao oceano costeiro (ELLIOTT & WHITFIELD, 2011).

O equilíbrio ecológico e a produtividade estão diretamente relacionados ao suprimento de nutrientes mediante várias fontes, por isso é um ambiente considerado heterogêneo, complexo e relativamente raso que recebe aportes consideráveis de matéria orgânica vinda do continente mediante escoamento superficial incluindo rios e estuários, onde ocorre troca costeira, fixação de nitrogênio, regeneração dos nutrientes, fluxo de águas subterrâneas ou de povoamentos mais profundos através da ressurgência (FLINT, 1985; GATTUSO et al, 1998). A heterogeneidade e a produtividade estão entre as principais razões desses ambientes possuírem comunidades altamente diversificadas e serem os sistemas mais produtivos e dinâmicos existentes (HALPERN et al., 2008).

A economia global impulsionada pelos fluxos financeiros e comerciais internacionais impactam toda a biosfera, especialmente os ambientes costeiros e marinhos, estão mais expostas devido a sua localização espacial e atributos (SIMÕES, 2016) No entanto, as atividades antrópicas intensivas tais como urbanização, escoamento agrícola, efluentes industriais, derrames de produtos químicos e sobre exploração costeira ameaçam seriamente, e podem prejudicar gravemente a saúde ecossistêmica comprometendo sua resiliência (HUANG et al., 2019).

Projeções recentes sugerem a possibilidade de um aumento dramático nas populações costeiras para os próximos quarto do século XXI (DUEDALL & MAUL, 2005). O aumento global da contaminação por metais nos ecossistemas marinhos tem sido impulsionado principalmente pelo desenvolvimento econômico e pela

industrialização acelerada, acompanhando o crescimento populacional (NRIAGU & PACYNA, 1988; ÇELIK et al., 2006). Essas ações vêm emitindo uma quantidade significativa de contaminantes nos mares e oceanos, sendo os metais os mais lançados nos últimos anos, poluindo as áreas costeiras principalmente pelas atividades industriais, superando rapidamente as emissões naturais (NRIAGU, 1989). Estes entram nos sistemas aquáticos que possuem uma dependência de processos físicos, químicos e biológicos, muitas vezes conectados e interdependentes e acumulam-se de várias maneiras alterando parâmetros físico-químicos, como salinidade, potencial redox, temperatura, pH e concentrações de ligantes que podem fazer com que os metais se transformem constantemente, desassociando-se em diferentes espécies químicas na presença dessas substâncias orgânicas, inorgânicas e material particulado tão logo serão remobilizados (GONTIJO et al., 2017). Como consequência, a toxicidade, mobilidade e biodisponibilidade dos metais são largamente determinadas pela dinâmica do ambiente (SANY et al., 2013). Esses elementos, quando presentes nos ecossistemas aquáticos, acabam por ser incorporados nos organismos marinhos, na coluna d'água e no sedimento, ocasionando preocupações sobre os seus possíveis efeitos adversos (KRAAL et al., 1995).

O transporte costeiro de metais ocorre por meio de várias fontes naturais e antropogênicas (MEE, 2012). As fontes naturais compreendem erupções vulcânicas, intemperismo, percolação, lixiviação natural de leitos rochosos e solos que entram nos sistemas de água continental como rios, lagoas, manguezais, salinas, pântanos, lagunas e estuários, enquanto as fontes antropogênicas incluem mineração, fundição e efluentes industriais tanto líquido quanto gasoso seguidos por escoamento agrícola e doméstico (HALPERN et al, 2013). O rápido crescimento econômico acelerou ainda mais o transporte desses metais tóxicos não somente nos ecossistemas costeiros, mas em todo o mundo (OECD, 2018).

Atualmente é reconhecido que os ecossistemas marinhos em todo o mundo sofrem distúrbios tornando-se suscetíveis a doenças induzidas pelos humanos, e os habitats costeiros bentônicos estão entre os mais vulneráveis (HALPERN, 2019). As comunidades podem ser modificadas pela perda de espécies sensíveis e seleção de espécies tolerantes e/ou oportunistas (BRANDER et al., 2010). Tais mudanças na composição de espécies alteram toda a estrutura do ecossistema, afetando as

características das comunidades como riqueza de espécies, uniformidade e diversidade funcional do sistema (HALPERN, 2015; EDIE et al., 2018).

Os oceanos são o habitat de cerca de 80% das espécies de vida existentes no planeta Terra, colaborando efetivamente para manter a biodiversidade mundial. Cada partícula penetra na base da cadeia alimentar oceânica e chega acumulada em tecidos dos consumidores de topo. Devemos lembrar que, a cada 2 respirações nossas, uma vem do mar e somente por isso, não haveria necessidade de discorrer sobre a relevância de onde surgiu toda a vida na Terra.

4.2. METAIS

Os metais são constituintes naturais existentes em toda a Terra, o que inclui a atmosfera, crosta terrestre, corpos d'água tal como organismos biológicos, incluindo plantas e animais (ENGWA et al., 2019). Eles têm a capacidade de conduzir calor em uma resistência elétrica que é diretamente proporcional à temperatura, maleabilidade, ductilidade e até brilho (HOUSECROFT & SHARPE, 2008). Essas propriedades físicas são perdidas posteriormente à transformação química configurando em uma nova espécie uma vez que são substâncias com alta condutividade elétrica que voluntariamente perderam um ou mais elétrons para formar cátions são toxicologicamente importantes, pois podem viabilizar reações em sistemas biológicos (VOUK, 1986; SHAW et al., 2004; BABY et al., 2019). Dos 10 elementos mais abundantes da crosta terrestre, sete são metais: alumínio (Al), Ferro (Fe), Cálcio (Ca), Sódio (Na), Potássio (K), Magnésio (Mg) e Titânio (Ti) (MASON, 1958).

No artigo de revisão fundamental escrito por Duffus (2002), foram citados 13 trabalhos diferentes onde usou limites mais baixos na densidade de um metal “pesado” variando de 3,5 a 7g/cm³. O autor afirmou que o limiar variava conforme o autor, por conseguinte sem um consenso e causando confusão concluiu-se que não é possível definir um metal com base em sua densidade, embora metade dos trabalhos citados sugeriram limites semelhantes inferiores a 4,5 ou 5g/cm³. O ponto importante é que concentrações muito pequenas de um grande número destes

elementos desempenham um papel importante nas reações inorgânicas e bioquímicas que ocorrem no ambiente marinho (STERN, 1975).

Atualmente, 14 elementos são conhecidos como essenciais para vida animal e regulados em concentrações de traço: Ferro (Fe), Zinco (Zn), Cobre (Cu), Manganês (Mn), Cobalto (Co), Iodo (I), Molibdênio (Mo), Selênio (Se), Cromo (Cr), Estanho (Sn), Níquel (Ni), Flúor (F), Silício (Si) e Vanádio (V). Os afuncionais como Chumbo (Pb), Arsênio (As), Estanho (Sn), Prata (Ag), Mercúrio (Hg), Cádmio (Cd) entre outros, não podem ser regulamentadas. Há ainda um outro oligoelemento, o Boro (B), que é essencial para vida vegetal.

Na tabela periódica são 75% dos elementos considerados metais (oito são metalóides), alguns deles já apresentaram toxicidade em organismos sendo metais sem função orgânica como Chumbo (Pb) e Cádmio (Cd), metais essenciais como Zinco (Zn) e Cobre (Cu), metais medicinais como Platina (Pt) e Bismuto (Bi) e metais de baixa toxicidade que inclui metais em tecnologias emergentes como Índio (In) e Urânio (U) (SINGH et al., 2014; CAMPS et al., 2020). Efeitos adversos de metais nos organismos só ocorrem quando relacionados com as formas biologicamente disponíveis de metais tais quais, são redistribuídos naturalmente no meio ambiente por ciclos biogeoquímicos (MacRAE et al., 1999).

As precipitações dissolvem rochas e minérios transportando materiais, incluindo metais, para corpos d'água e estes depositando e removendo materiais do solo, por sua vez carreando essas substâncias para o oceano e ser precipitado como sedimento, absorvidos/adsorvidos pela biota, parte desorvidos e parte diluídos na água para ser evaporado e novamente precipitado ou realocado em outro sítio. Os ciclos hidrobiológicos que movem os metais incluem bioampliação por algas, plantas e animais, resultando em incorporação nos ciclos alimentares (OPEKUNOVA et al., 2020). Em comparação, a atividade humana muitas vezes intencionalmente reduz o tempo de permanência dos metais nos depósitos de minério e rochas resultando na formação de novos compostos metálicos não naturais (REUTER et al., 2005).

Conforme Kibria et al. (2016), concentrações de Cádmio (Cd) e Cobre (Cu) na água ao redor das zonas de desmantelamento de minérios eram altas o suficiente para afetar a desova e morte dos peixes. Nas áreas costeiras, uma maior concentração de Mercúrio (Hg) e Estanho (Sn) retardou o desenvolvimento dos moluscos, e o Chumbo (Pb) reduziu a capacidade de nidificação das aves marinhas.

Os metais são certamente os tóxicos mais antigos conhecidos pelos seres humanos devido ao seu uso muito precoce. O uso humano de Chumbo (Pb) provavelmente começou antes de 2000 a.C., quando suprimentos abundantes foram obtidos de minérios como subproduto da fundição de prata. A primeira descrição de cólica abdominal em um homem que extraía metais é creditada a Hipócrates em 370 a.C. (HIPPOCRATES, trad. 1959), tanto que Arsênio (As) e Mercúrio (Hg) são discutidos por Teofrasto de Éreso (370–287 a.C.) (THEOPHRASTI, trad.1956) e Plínio o Velho (23–79 d.C.) (PLÍNY, trad. 1855).

O Arsênio (As) foi usado para decoração em tumbas egípcias e como um “veneno secreto”, ao passo que o Mercúrio (Hg) assumiu um caráter quase místico no início da ciência e foi um grande foco da Alquimia. Mesmo assim, a maior parte do uso dos metais ocorreu desde o início da Revolução Industrial (NAKAJIMA et al., 2018).

A Revolução Industrial permitiu que os materiais perigosos se espalhassem no ambiente aquático com velocidade. Curtume de couro, eletrônica, acabamento de metal, galvanoplastia e outras indústrias frequentemente descarregam grandes quantidades de águas residuais tóxicas e não tratadas no ambiente aquático. Os metais tóxicos provêm também da atmosfera contaminada, escoamentos agrícolas e urbanos (LIU et al., 2019). São eles, únicos entre os poluentes tóxicos, pois todos são oriundos e muitas vezes, onipresentes nos ambientes naturais (ELSHAZLY et al., 2015).

Muitos metais tornaram-se essenciais para vários processos biológicos e seu uso tem sido crítico para o progresso e sucesso da civilização humana e seria difícil imaginar uma sociedade avançada sem a utilização extensiva de compostos metálicos (BAILEY et al., 2013; CHASAPIS et al., 2012; WANG et al., 2021). Conforme Akgül et al. (2016) independentemente da segurança com que os metais são usados nos processos industriais ou produtos de consumo, algum nível de exposição humana e de outros organismos é inevitável.

Segundo AMYOT et al. (2005), o Mercúrio (Hg) passa por um ciclo global com níveis elevados sendo encontrados longe dos pontos de descarga como o encontrado no Oceano Ártico. O aumento da distribuição no ambiente aumenta a preocupação com os efeitos ecotoxicológicos (McCOMB et al., 2014). A essencialidade anda de mãos dadas com acúmulo intencional pelo transporte, armazenamento e mecanismos de uso seguro, no entanto mesmo os metais

essenciais se tornaram tóxicos com exposição crescente e contínua. Vários metais-traços podem ser essenciais para a vida dos organismos em alguma concentração mínima e ao mesmo tempo, ser tóxico em uma concentração mais alta. O Cobre (Cu) é um exemplo de elemento essencial para o crescimento de certas algas. Também é encontrado em outras plantas marinhas para aumentar a estabilidade dos cloroplastos (WATARI et al., 2021).

Uma das ocorrências mais conhecidas do Cu está na hemocianina, o pigmento respiratório em muitos invertebrados marinhos, como a lagosta e é necessário na formação da melanina. A concentração de Cu necessária para cada uma destas funções essenciais está na faixa de concentração de $\mu\text{g/L}$. Muitas vezes os metais não essenciais mimetizam metais essenciais, dessa forma obtêm acesso ao metabolismo sendo capaz de perturbar as principais funções celulares. Isso também pode contabilizar para bioacumulação de metais tóxicos. (ACHMAD, 2017; TIAN et al., 2017). Os compostos inorgânicos podem ser transformados em compostos organometálicos, mediante atividade bacteriana. Deste modo, o Selênio se comporta como um elemento ambíguo em sistemas biológicos, sendo considerada como essencial ou tóxica quando a dose é superior àquela requerida nutricionalmente (OLIVAS et al., 1994).

O Pb (chumbo) é um dos metais mais tóxicos, com um tempo de retenção no solo de 150 a 5.000 anos e um período de retenção da concentração relatado, de até 150 anos (YANG et al., 2005). Esta indestrutibilidade combinada com bioacumulação e biomagnificação configura uma grande preocupação dos metais como tóxicos. Nem toda toxicidade humana ocorre a partir de metais depositados na biosfera pela atividade humana. Intoxicação endêmica por excesso de Flúor, Selênio ou Tálcio são fáceis de ocorrer em altos níveis ambientais de forma natural (SARKAR et al., 2022).

Certos metais são necessários em pequenas quantidades por organismos como componentes de proteínas e enzimas (UNDERWOOD, 1974; BLEEKER et al. 1992). Para tal advento, ligação é um importante mecanismo químico pelo qual agentes metálicos exógenos exercem efeitos tóxicos que podem resultar em rearranjos estéricos que prejudicam a função de biomoléculas (TELLEZ-PLAZA et al., 2012). Os fatores padrão que afetam o potencial tóxico de todos os produtos químicos aplica-se também aos metais como os relacionados à exposição que incluem dose, via de exposição, duração e frequência de exposição. A maioria dos

animais pode regular a concentração de metais no corpo até um determinado limite. Concentrações de metais em ambientes aquáticos apresentam duas fases: dissolvido e particulado e nesse espectro, ocorrem mediante características físico-químicas do meio (BALLATORI, 2002).

Concentrações anormalmente altas de Zinco, Cádmio e Cobre foram encontradas em ostras de Ralphs Bay, perto de Hobart, em 1972 com alto teor sendo 21.000 ppm de peso úmido, 63 ppm de peso úmido e 450 ppm de peso úmido, respectivamente. Os níveis desses metais nas ostras excederam em muito o atual estado da Tasmânia e foram considerados suficientes para serem responsáveis por sintomas como náuseas e vômitos experimentados por pessoas que os consomem (EUSTACE, 1974; PHILLIPS, 1976).

Historicamente, a toxicologia de metais se preocupava muito com doenças agudas ou evidentes com efeitos de altas doses. Por causa dos avanços em nossa compreensão do potencial tóxico dos metais, e consequente melhoria na higiene industrial e padrões ambientais mais rigorosos, esses efeitos agudos de altas doses são agora incomuns. O foco mudou para efeitos sutis, crônicos e de baixa dose (mas constante), nos quais as relações de causa e efeito podem não ser imediatamente claras (LI et al., 2010; ZAYNAB et al., 2018).

A especiação afeta a biodisponibilidade e a biodisponibilidade é determinada tanto pelas condições ambientais externas quanto pelas características biofisiológicas dos organismos.

4.3. POLUIÇÃO

A contaminação em *stricto sensu*, descreve o fato de que um determinado composto químico se encontrar presente em determinado habitat e/ou nos organismos que ali vivem, numa concentração maior do que o normal por causas não naturais (CLARK, 2001; GLASBY 2000). Em vista disso, a poluição é a contaminação com impacto prejudicial de forma a alterar ou interferir na funcionalidade do sistema ambiental e seus agentes. Em *latu sensu*, os termos contaminação e poluição também incluem qualquer modificação física que altere o fluxo de energia ou radiação em um ambiente que pode ser uma fonte de calor, um

elemento radioativo ou mesmo a presença de uma espécie invasora (SILVA et al., 2023)

A palavra poluição do verbo poluir, significa tornar impuro. Segundo o Artigo 1.4 da UNCLOS (1982) A definição de poluição costeira pela Organização Mundial da Saúde profere que a introdução antrópica direta ou indireta, de substâncias e/ou energia no ambiente marinho, incluindo estuários, que resulte ou possa resultar em efeitos deletérios, tais como danos aos recursos vivos e à vida marinha, perigos à saúde humana, obstáculos às atividades marinhas, incluindo pesca e outros usos legítimos do mar, deterioração da qualidade da água do mar - incluindo seu uso e redução das comodidades (UN, 1982).

Os resíduos poluentes são de naturezas diversas: gasosas, líquidas ou sólidas que podem atingir o ambiente aquático. Resíduos de cervejarias, processamento de alimentos, plantas, curtumes, têxteis, fábricas de celulose, manufatura e uso de tintas, pesticidas e fertilizantes, mineração, operações, refino e queima de combustíveis, enfim uma infinidade de fontes (GRANT et al., 1989; FOWLER, 1990). Esse escoamento decorre das pressões demográficas e econômicas, assim como as atividades humanas realizadas no seu entorno. Esses fatores combinados degradam habitats marinhos, ameaçam a vida de seus organismos perturbando o equilíbrio sistêmico (OLIVEIRA et al., 1999).

Uma das principais vias pelas quais os poluentes são transportados para os oceanos é a entrada fluvial. A parcela de poluentes nas regiões costeiras é determinada pela combinação de três mecanismos: advecção por correntes; difusão turbulenta e interações químicas e biológicas (PAUCOT & WOLLAST, 1997).

Tem havido um aumento constante na quantidade e diversidade de descargas que atingem os ambientes aquáticos, entre orgânicos e inorgânicos, sintetizados ou mobilizados pelos humanos como resultado do alto crescimento populacional acompanhado pelo intenso modo da produção capitalista e subsequente sobre-exploração de recursos naturais. Isto levou ao aparecimento de vários tipos de poluentes (CESARANO et al., 2023). As águas interiores e costeiras têm sido as mais afetadas, já que a maioria populacional encontra perto de corpos d'água (DUAN et al., 2014). Qasim e Sen Gupta (1984), previram que em 1984, 5 milhões de toneladas de fertilizantes, 55.000 toneladas de pesticidas e 125.000 toneladas de detergentes sintéticos foram usadas na Índia. Em um em média, prevê-se que 25% de todos estes acabam no oceano todos os anos.

A presença no ambiente marinho desses metais tóxicos recalcitrantes além de pesticidas persistentes, plastificantes, compostos de troca de calor e outros materiais tóxicos têm implicações alarmantes para muitas formas de vida marinha (LUÍS et al., 2015). A necessidade de entender as especificidades da toxicidade de qualquer poluente em particular e a interação entre eles para espécies individuais e para sistemas ecológicos totais é imperativa, do mesmo modo o monitoramento ambiental. A maior parte dos problemas de poluição marinha situa-se na zona costeira, onde esgotos e resíduos industriais são descartados e estão mudando a configuração litorânea, na plataforma continental e nas áreas de ressurgência na zona da costa, constituindo 10% da fração oceânica e onde mais de 90% dos peixes marinhos do mundo são capturados (ROCHMAN et al., 2014). As espécies mais sensíveis à degradação pelo homem são as dependentes de córregos, lagos e estuários e mangues para desova e alimentação no início da vida e aqueles que habitam a zona intertidal (WALDICHUK, 1974). Quando as condições ambientais mudam, os poluentes podem ser dessorvidos e suspensos no sedimento com subsequente remobilização, causando poluição secundária (BAI et al., 2011).

Relatos de intoxicação por metais são comuns em plantas e organismos aquáticos, terrícolas, limícolas ou aéreos, vertebrados ou invertebrados. Envenenamento por Mercúrio pelo consumo de peixes contendo altos níveis de Metilmercúrio e Cádmio pelo consumo de arroz cultivado em solos contaminados por descargas industriais são algumas consequências da poluição metálica de origem antrópica (THAKER, et al., 1996; WU et al., 2009).

O seu impacto cumulativo no ambiente marinho costeiro, durante um longo período pode ser muito prejudicial. A prevenção é uma parte essencial para acabar com a poluição costeira, assim como em todos os habitats, mas exigirá mudanças radicais em todos os níveis da sociedade.

4.4. BIOMONITORAMENTO

Segundo Moulton (1998), existe uma grande controvérsia quanto à utilização de índices baseados na comunidade biológica e em algoritmos estatísticos, pondera que métodos incorporando informações biológicas são mais adequados que aqueles

que escapam à esta abordagem. Muitas vezes, a poluição da água tem sido mensurada através de parâmetros físico-químicos, mesmo quando se trata de um problema essencialmente biológico.

Os resultados de uma análise físico-química refletem as condições de uma amostra em determinado tempo, que o monitoramento biológico fornece um indicativo das condições passadas e atuais, sendo então, não somente uma medida instantânea, mas sim um registro do passado recente (PELLI, 2001). Os biomonitores são organismos que refletem a saúde ecossistêmica (KARTHICK et al., 2012).

4.5. ORGANISMOS BIOMONITORES

Dentro da biota residente existem organismos selecionados, que são designados por biomonitores. O termo biomonitores, aplica-se a espécies aquáticas que acumulam metais nos seus tecidos e podem então ser analisadas para monitorar a biodisponibilidade de tais contaminantes nos ecossistemas estuarinos ou costeiros (ZHENG, 2019). O termo biomonitor é utilizado preferencialmente em relação às alternativas: bioindicador, organismos sentinela, monitores biológicos e indicadores bioacumulativos. A preferência por este termo, deve-se ao fato de ser relativamente específico e oferecer menor possibilidade de ser mal interpretado (KEKE, 2020). O termo bioindicador deve ser utilizado para descrever espécies que indicam um efeito ecológico, simplesmente pela sua mera presença ou ausência, frequência de ocorrência e variação biológica ou comportamental (MEHANA et al., 2020). Por sua vez, biomonitor refere-se a organismos que apresentam diferentes graus de mudança ecológica através de diferentes respostas comportamentais, fisiológicas ou bioquímicas, tais como alterações no crescimento, taxa de respiração ou nível de latência das hidrolases lisossomais (CAKAJ et al., 2023).

Enquanto os bioindicadores, provêm informações sobre a qualidade do ambiente ou de suas modificações, as "respostas" dos biomonitores possibilitam quantificar tais modificações (WOLTERBEEK et al., 1995). Considera-se o biomonitoramento como uma das técnicas mais atuais dentro da química ambiental (BAUMANN et al., 2009). A possibilidade de medir elementos, sejam eles metais

tóxicos ou outro tipo de poluente usando organismos vivos é assunto muito discutido, porquanto não foi ainda possível estabelecer uma definição clara sobre esses aspectos (BONANNO & DI MARTINO 2016; BONANNO et al., 2020). Isto pode ser considerado, posto que se discute serem biomonitores os quais tiveram alta capacidade de acúmulo suficiente para monitorar, sendo o acúmulo de um poluente que inicia a baixos níveis e aumenta exponencialmente, mantendo-se estável após o nível de saturação (DEPLEDGE et al., 1995). Por isso, os biomonitores têm que ser empregados com cautela, verificando sua capacidade de resposta às condições/variações ambientais e obedecendo a certos requisitos quanto ao seu uso como: estar presente em quantidades suficientes para ensaios biológicos e químicos, facilmente identificáveis, e estarem amplamente distribuídos por outras áreas que possam ser consideradas para comparação (LAFABRIE et al., 2007; LIM et al., 2012).

Como referido, organismos biomonitores apresentam concentrações metálicas suficientemente altas, acumuladas nos seus tecidos possibilitando ser medidas sem risco de contaminação, e mais importante, proporcionam medidas integradas no tempo em função da quantidade de metal que vai sendo acumulada pelo organismo (todas vias de absorção) (SAWIDIS et al, 2001; BONANNO et al., 2020).

Acontece que, organismos diferentes podem refletir diferentes vias de absorção e também diferentes níveis de acumulação para o mesmo metal. Assim, teríamos uma biodisponibilidade relativa que se referiria a um organismo específico e a um dado metal (PERGENT-MARTINI & PERGENT, 2000; FERRAT et al., 2003). No entanto, existem com frequência, boas correlações entre a elevada biodisponibilidade de um mesmo metal para vários membros da biota residente num dado ambiente, e não é raro mencionar determinado habitat aquático ou costeiro como tendo uma elevada biodisponibilidade de um metal particular sem termos que referir um organismo específico (BRIX & LYNGBY et al., 1983; CHUA et al., 2018). Uma distinção mais precisa entre a biodisponibilidade relativa das diferentes fontes de metais (solução, suspenso, particulado) pode ser feita utilizando uma assembleia ou um conjunto de diferentes organismos biomonitores (SCHINTU et al., 2010).

Os critérios pelos quais organismos são aceitos como monitores biológicos para a avaliação de contaminação foram propostos há cerca de sessenta anos através de estudos da abundância de radionuclídeos em ecossistemas marinhos

(FOLSOM & YANG, 1963). A quantificação de radionuclídeos na própria água do mar foi muito impreciso ou impossível devido às baixas concentrações presentes, por outro lado, os biomonitores usados concentraram fortemente certos radionuclídeos, permitindo sua análise de forma relativamente simples (FOLSOM & YANG, 1965).

Trabalhos nas décadas 70 e 80, onde o objeto de estudo foram os sedimentos ricos em metais dos estuários no sudoeste inglês, fortemente explorados por mineração no século XIX. Após diversos estudos sobre o potencial de vários organismos estuarinos como biomonitores, concluiu-se que um programa de biomonitoramento deveria envolver a análise de várias espécies, ou seja, uma suite de organismos biomonitores. Esta deveria incluir um organismo que se alimenta a partir da solução, um organismo que se alimenta de partículas suspensas e outro que se alimenta de detritos e ainda um predador de topo relativo a esses níveis (BRYAN & GIBBS, 1983). Os seus estudos permitiram compreender as correlações das concentrações de metais entre diferentes biomonitores, ajudando a definir qual a fonte de metal que estava a ser refletida e quais metais estavam sendo acumulados.

Os ambientes bentônicos integram os efeitos da exposição a longo prazo aos ambientes naturais por distúrbios antropogênicos. Assim, o uso de comunidades bentônicas nas avaliações de poluição marinha baseia-se no conceito de que eles refletem não apenas condições no momento da amostragem, mas também as condições às quais a comunidade foi anteriormente exposta (DREUJOU et al., 2020; VENTURA et al., 2023).

Vários grupos bentônicos marinhos foram usados como indicadores de estresse e poluição. Os macroinvertebrados que vivem em comunidades bentônicas de fundo mole eram os grupos mais frequentemente usados em estudos de impacto e monitoramento (RYGG, 1985; ROS & CARDELL, 1991; DAUER, 1993) e vários índices bióticos foram propostos (MAJEED, 1987; GRALL & GLÉMAREC, 1997), algas bentônicas também são bons indicadores da qualidade da água (BOROWITZKA, 1972; SIMBOURA et al., 1995; GOROSTIAGA & DÍEZ, 1996).

Segundo Tao et al. (2012), existe um consenso na literatura acerca de fluxos chave que definem a interação de metais com organismos aquáticos. Os metais íons e seus complexos devem primeiro se difundir do meio externo para a superfície de organismos e sedimentos (transporte de massa). Complexos metálicos são

frequentemente dinâmicos, capazes de se dissociar e reassociar (complexação/dissociação) difundindo para a superfícies biológicas. Para ter efeito, o metal deve reagir com uma substância sensível ao local de membrana biológica (adsorção/dessorção) e muitas vezes, mas não necessariamente segue por transporte biológico (internalização) (HUDSON, 1998).

Devido às reações de sorção, mais de 90% das concentrações totais de metais tóxicos encontrados em cursos d'água urbanos estão imobilizados em sedimentos, representando um risco relativamente baixo para vida aquática (DUODU et al., 2017; FENG et al., 2017; VU et al., 2017; PANDEY et al., 2019; TOMCZAK et al., 2019). Todavia, a força de interação depende das frações geoquímicas dos sedimentos onde os metais são retidos e podem aumentar a ordem de frações trocáveis, redutíveis, oxidáveis e residuais dependendo do tipo e do acúmulo metálico (BUYANG et al., 2019; KESHAVARZIFARD et al., 2019).

A maioria dos estudos que tratam de monitores biológicos em ecossistemas aquáticos necessitam de uma coleta que represente o ambiente a ser estudado (CLARKE & WARWICK, 2001). Identificar, classificar e quantificar amostras são tarefas que consomem muito tempo e precisam de um grupo de apoio com habilidades taxonômicas (GARRABOU et al., 2002). Essa representatividade e o consumo de tempo são questões centrais no monitoramento de projetos. No entanto, a maioria das comunidades de macroalgas são facilmente identificáveis no campo com experiência fácil de adquirir e, portanto, permitem o monitoramento de amplas áreas com esforço relativamente baixo (DÍEZ et al., 1999).

É bem reconhecido que as concentrações de metais em organismos provavelmente não são relacionadas ao nível trófico na cadeia alimentar, mas alguns metais (Hg e Zn) podem ser potencialmente influenciados pelo número de interações tróficas envolvidas (MELVILLE & PULKOWNIK, 2006; FRANCO et al., 2010). Além disso, as complicadas estratégias na manipulação de metais encontradas em diferentes organismos marinhos claramente precisam ser apreciadas (WANG, 2002).

Programas de monitoramento e pesquisa de metais no meio ambiente estão se tornando amplamente estabelecidos devido às preocupações sobre acúmulo e efeitos tóxicos, particularmente em organismos de ambientes aquáticos (BOYDEN, 1974; FOWLER & OREGIONE, 1976; OTCHERE, 2019). Portanto, a análise desses

organismos tem sido cada vez mais utilizada como uma medida direta da abundância e disponibilidade de metais entre outros poluentes no ambiente.

4.6. MACROALGAS

Habitam nos oceanos cerca de 200.000 espécies de algas, plantas e invertebrados marinhos, além de milhões de microorganismos (WIJESEKARA et al., 2011). As “algas”, lato sensu, compreendem um agrupamento artificial de organismos sendo consideradas polifiléticas, tendo uma variedade desconcertante de morfologias celulares e ciclos de vida vivendo em uma infinidade de habitats (SOGIN et al., 1989; BHATTACHARYA & MEDLIN, 1998). Não sendo facilmente definidas, esse termo designa o complexo de todos fotossintetizadores oxigênicos, não embriófitos, indicando uma fotossíntese oxigenada em termos de substratos e produtos químicos, mas não de sua estequiometria (SCHOPF, 1993; BENNET et al., 2011).

Essa definição inclui cianobactérias e eucariotos em vários clados, com as algas eucarióticas originárias de uma simbiose entre uma célula eucariótica não fotossintética e uma cianobactéria fotossintética sendo organismos de linhagens que têm suas origens há mais de 3 bilhões de anos (HAN & RUNNEGAR, 1992). Como tal, as algas representam um grupo heterogêneo que pertencentes a muitas linhagens evolutivas e nas classificações modernas estão distribuídos em nada menos que quatro supergrupos eucarióticos (Archaeplastida, Alveolata, Discicristata, Stramenopila) (BALDAUF, 2008). As macroalgas ou talófitas - pela estrutura avascular multicelular denominada talo - são próprias de habitats marinhos, pertencentes a três grupos monofiléticos, extremamente diversificados (existem aproximadamente 10.000 espécies descritas) e estão subdivididos em três grandes filos, segundo a pigmentação de seus talos: filo Rhodophyta (algas vermelhas), filo Heterokontophyta (algas marrons) filo Chlorophyta (algas verdes); material de reserva, componentes da parede celular e construção e orientação de flagelos (LEE, 2008; RÉZIG, 2010; PENNESI et al., 2015).

Devido a esse vasto mergulho evolutivo, diferentes grupos de algas exibem diferenças marcantes em termos de morfologia, ultraestrutura, ecologia, bioquímica

e fisiologia e embora coexistam nos mesmos habitats costeiros, esses três grupos são filogeneticamente distintos e caracterizadas pelas diferenças, com importantes implicações (TUSSENBROEK et al., 2006; WAYCOTT et al., 2009).

Em função do processo fotossintético, são responsáveis pela estruturação da atmosférica, possibilitando a vida sobre a superfície do planeta de todos os seres vivos aeróbicos pela produção de oxigênio molecular e consequente formação da camada de ozônio que filtra os raios UV, deletérios para moléculas de DNA (KASTING, 1993; KIRSHNER, 1994; ALLÈGRE & SCHNEIDER, 1994; DUVE, 1996). O comprimento do talo pode variar de apenas poucos milímetros a mais de 60 m de comprimento apresentando estruturas reprodutivas simples (COPPEJANS et al., 2009; ROMARÍS-HORTA et al., 2010; FLEURENCE & LEVINE, 2016).

As algas têm maiores concentrações de elementos essenciais em comparação com os vegetais terrestres e sua riqueza de nutrientes engloba vitaminas, minerais, fibras dietéticas, proteínas e aminoácidos, polissacarídeos, vários polifenóis funcionais, ácidos graxos poliinsaturados e antioxidantes (MIEDICO et al., 2017; NGYYEN et al., 2018). Em função disso, há uma longa história de consumo em culturas de todo o mundo, tanto na alimentação humana como na alimentação animal devido a esse suporte nutricional (PAZ et al., 2018; SQUADRONE et al., 2018; KHANDAKER et al., 2021).

Aproximadamente 145 espécies de macroalgas são consumidas no mundo e seu consumo remonta a 700 a.C. (NISIZAWA et al., 1987; ZEMKE-WHITE & OHNO, 1999). Considerando a quantidade e variedade de macroalgas - e micro - consumidas, é surpreendente como existem poucos relatos de algas marinhas causando situações nocivas aos seres humanos e apenas uma única revisão sobre o assunto até a virada do século passado (HIGA & KUNIYOSHI, 2000). Entretanto, com base nas descobertas disponíveis, o número total de mortes (14) e doenças (73) atribuídas ao consumo de macroalgas é muito pequeno e ocorreu em um período relativamente curto (1980-2003), bem como em uma parte geográfica relativamente pequena do mundo, o Pacífico (KUMAR et al., 2020). Não é apenas o número pequeno de relatos dos efeitos nocivos, mas a fonte da toxina envolvida na maioria dos casos é questionável e pode não ser produzida por macroalgas marinhas, mas sim por ficotoxinas de cianobactérias epífitas (ALARIF et al., 2010).

Além de possuírem inúmeros metabólitos de interesse econômico, e do imenso arcabouço ecológico, têm sido utilizadas como importantes ferramentas de

monitoramento ambiental em função de sua ampla distribuição, hábito e tamanho, mas sobretudo pela sua capacidade de acumular poluentes presentes na água, principalmente por adsorção ou seja, as macroalgas, um grupo onipresente em ambientes aquáticos têm recebido menor atenção em detrimento a outros organismos marinhos, todavia em comparação com organismos de nível basal da cadeia alimentar aquática, diz-se que as algas marinhas podem conter concentrações de metais que são “milhares de vezes maiores” (SOUSA & COCENTINO, 2004; SANTOS et al., 2006; ASSIS & ALVES, 2016; BOUCETTA et al., 2019). Pouco mais de 1% de todas as espécies foram estudadas até o início do século XXI (PINTO, 2002).

Nos últimos anos, está havendo um aumento no interesse do papel das algas como monitores de contaminantes metálicos residuais, em razão de seu papel na transferência dessas substâncias para outros compartimentos ambientais, e seu potencial na remoção de substâncias tóxicas de ecossistemas impactados, refletindo por meio de crescente literatura técnica sobre este assunto. As macroalgas devem ser objeto de inclusão em qualquer cluster de biomonitoramento (RONNBERG et al., 1990; VASQUEZ & GUERRA, 1996). No entanto, existem certos inconvenientes relacionados com seu uso, sendo que um deles consiste na difícil identificação taxonômica correta de certos gêneros, nomeadamente o gênero *Ulva* sp. (LOUGHNANE et al., 2008), por outro lado há o fato de em águas quentes, a distribuição de muitas espécies serem efêmeras (COTIYANE-PONDO & BORNMAN, 2021). Apesar disso, tem-se uma gama de espécies de fácil identificação e que são bem distribuídas para se trabalhar, não sendo necessário se prender a um grupo.

A capacidade de adsorção de um adsorvente é determinada por suas propriedades de textura e sua química superficial. No caso das algas marinhas, as modestas propriedades físicas de textura não podem justificar sua alta capacidade de sorção. Nestes biomateriais, a chave está na natureza química da superfície (EL NEMR et al., 2015; MONTEIRO et al., 2019; MORAIS et al., 2020). A qualidade única de suas paredes celulares permite realizar o processo bioquímico na retenção de metais, principalmente particulados por serem ricas em polissacarídeos sulfatados, como exemplo, fucoidanos em algas marrons, carragenanos em algas vermelhas e ulvanos em algas verdes (GREEN & SHORT, 2003; MALEA et al., 2013).

Segundo Vázquez-Arias (2023) e Govers et al. (2014), polissacarídeos e proteínas na parede celular contém muitos grupos como carboxila, hidroxila, sulfato e fosfato aniônicos, que atuam como ligantes locais para sorver e absorver partículas metálicas (AMADO FILHO et al., 1997). As macroalgas não possuem as raízes angiospérmicas e apenas acumulam metais a partir da solução agindo como material higroscópico desde que as suas frondes não estejam em contacto com o sedimento, caso contrário, pode ocorrer via difusão (JAYASEKERA & ROSSBACH, 1996; SZEFER, 1998).

Está bem estabelecido que os organismos marinhos não são apenas recursos muito importantes, mas também fontes ricas de estruturas novas e metabólitos biologicamente ativos com valor industrial potenciais (DIAZ-RUBIO et al. 2009; HEO & JEON 2009; WIJESINGHE & JEON, 2012). Isso é ainda mais surpreendente devido à diversidade de compostos secundários (quase 3.000 com possibilidade de aumento) que foram relatados em algas (HAY, 2009; MASCHEK & BAKER, 2008; AMSLER, 2001).

Em algas marrons, por exemplo, a incorporação de sua matriz é predominantemente de ácido algínico ou alginato. O alginato e o fucoidano (que ocorre em menor quantidade na parede celular) são os principais responsáveis pela quelação de metais em algas marrons (LEE & MOONEY, 2012; UNGUREANU, 2016; UNGUREANU et al., 2015; UNGUREANU et al., 2016). Esses grupos funcionais são encontrados nos polissacarídeos, proteínas e lipídios na superfície da parede celular e atuam como centros ativos de ligação para metais (HE & CHEN, 2014). Nas macroalgas, os grupos funcionais presentes na superfície estão associados a metais leves (Sódio, Potássio, Cálcio e Magnésio) que existem em altas concentrações na água do mar.

A literatura tem relatado que durante a bio sorção de metais, estes metais alcalinos e alcalino-terrosos são liberados para a solução e substituídos na estrutura das algas pelos contaminantes (HACKBARTH et al., 2014). Um mecanismo de troca iônica foi observado entre os metais em solução e os metais leves (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+}) inicialmente ligados aos grupos negativamente funcionais na superfície da alga, com relações estequiométricas de troca de 1:1 (entre íons de mesma carga) e 2:1 (entre monovalente e íons divalentes). A quantidade de Níquel, Cádmio ou Chumbo ligado à biomassa bruta foi semelhante à soma da cátions metálicos de peso atômico leve liberados. Os íons de Sódio foram liberados em maiores

quantidades, mesmo não sendo o metal majoritário na composição de algas. Já o Cálcio, ao contrário, foi liberado em menores quantidades devido à maior afinidade das algas com o íon (SHENG et al., 2007; TAMILSELVAN et al., 2012).

Dentre os principais grupos funcionais presentes nas superfícies algais (carboxila, hidroxila, sulfônica, amina), a adsorção de metais por macroalgas tem se mostrado diretamente relacionado à presença de grupos carboxílicos (FOUREST & VOLESKY, 1996).

Espécies de algas marrons capturaram efetivamente a maior parte da atenção científica no campo da bioadsorção (STRUGARIU & HEPUT, 2012; LIN, 2020). Embora as algas marrons tenham sido, de longe, a divisão mais estudada no campo da bioadsorção, algas das outras duas divisões também foram examinadas como bioadsorventes para metais (VILLAR et al., 2007). É importante ter atenção também às Rhodophyta, considerando sua abundância em vários locais do mundo e a necessidade de encontrar uma destinação ou uso adequado para elas. Em relação às algas verdes mortas, estudos com *Ulva lactuca* mostraram que esta alga poderia ser usada como um material bioadsorvente eficiente para a remoção de íons de Cádmio, Chumbo, Zinco e Cobre de soluções aquosas (ARECO et al., 2012; GHONEIM et al., 2014).

A sorção/adsorção é um processo metabólico passivo e independente, e comumente a absorção de metais de soluções aquosas por macroalgas é relativamente rápida. Dependendo da natureza das forças envolvidas, a adsorção pode ser classificada quanto a sua intensidade em dois tipos: adsorção física e adsorção química. No caso de adsorção física (não localizada), a ligação do adsorvato à superfície do adsorvente envolve uma interação relativamente fraca que pode ser atribuída às forças de Van der Waals. Diferentemente, a quimisorção (localizada), a qual envolve a troca ou partilha de elétrons entre as moléculas do adsorvato e a superfície do adsorvente, resultando em uma reação química. Isso decorre essencialmente numa nova ligação química e, portanto, bem mais forte que no caso da fisisorção sendo que os dois mecanismos de adsorção não são completamente independentes (NASCIMENTO et al., 2014). A distinção quanto à espécie ser física ou quimicamente adsorvida não é muito clara (ADAMSON & GAST, 1997).

As algas têm uma certa plasticidade que lhes permite mudar sua fisiologia e morfologia em resposta às mudanças ambientais como um mecanismo para

melhorar a resistência em condições adversas e imobilizar metais tóxicos em estruturas celulares, como vacúolos e paredes celulares, mas também para penetrar nas células (MEHTA & GAUR, 2005).

A importância em determinar a localização dos metais acumulados pelas algas marinhas é duplo. Em primeiro lugar, vai permitir melhor entender e prever o impacto que a poluição por metais terá sobre esses organismos. Em segundo lugar, permitirá uma melhor interpretação dos resultados de estudos em que algas marinhas sejam usadas para investigar a poluição costeira como a adsorção de poluentes na superfície das algas e a absorção intracelular dos poluentes pelas células, tendo elas implicações muito diferentes. Além do que, após a concentração dos elementos, eliminam-no da matriz facilmente no momento da análise (PHILLIPS, 1977; ESPINOZA et al., 2021), tendo significância mínima, em torno de 5% mas podem chegar a 100% e os grupos mais adequados para o sequestro de íons metálicos são polissacarídeos, proteínas e grupos fosfato com carboxilas, hidroxilas e sulfatos (HE & CHEN, 2014; MURPHY et al., 2008). Amina, carboxila, imidazol, tiol, tioéster, Ni e Oxigênio peptídico são consideradas responsáveis por coordenar íons metálicos no corpo celular (MAJIDI et al., 1990). Em algas marrons, os metais têm frequentemente sido detectado em fisódios (LIGNELL et al., 1982; SMITH et al., 1986), um tipo de vacúolo que acumula compostos fenólicos, enquanto em algas verdes, grânulos ricos em metais têm sido detectados nos cloroplastos (SCHOENWAELDER, 2002).

Nos compartimentos extracelulares os metais são ligados por processos físico-químicos passivos, porém, para atingir o espaço intracelular, é necessário o transporte transmembrana, no entanto os metais sendo cátions, impossibilita essa passagem devido à hidrofobia membranácea necessitando dessa forma, de transportadores de membrana (HUANG et al., 2013). Assim, os metais não essenciais utilizam transportadores específicos de alta afinidade para serem importados para o citoplasma podendo entrar através de vários canais incluindo aqueles para metais essenciais, a forma como estes operam nas algas marinhas ainda está longe de ser compreendida.

Os metais podem ser letais para as algas, mas sua toxicidade dependerá de sua localização celular. A maioria dos efeitos tóxicos ocorrem quando os metais estão dentro das células das algas. Nesse local, os metais podem levar à formação de espécies reativas de oxigênio (ROS), podendo causar danos oxidativos aos

constituintes celulares, como DNA, RNA, proteínas e lipídios (CONTRERAS-PORCIA et al. 2017). Assim sendo, podem ter um efeito prejudicial direto sobre fotossíntese, divisão celular, crescimento e causam a destruição de metabólitos primários em algumas algas marinhas e reduz o conteúdo de cloroplastos, provocando uma morte direta das células (RAMACHANDRA, 2018).

Todavia, é esperado que as algas tenham mecanismos para prevenir elementos tóxicos de entrar nas células, o que explica sua tolerância aos metais. A primeira barreira à entrada de elementos tóxicos é a própria parede celular em função da capacidade adsortiva (FOUREST & VOLESKY, 1997). Além disso, essas algas podem aumentar a quantidade de biomoléculas com cargas negativas em resposta à toxicidade dos metais, pois como já mencionado, elas possuem grande plasticidade (ANDRADE et al., 2010). No entanto, este não é o único mecanismo que as algas possuem para prevenir a toxicidade do metal. Uma vez que os metais tenham entrado nas células, as algas marinhas geram antioxidantes para prevenir a oxidação dos constituintes celulares por ROS, evitando assim danos tóxicos, e também podem produzir quelantes para inativar os cátions (MOENNE et al., 2016; PINTO et al., 2003). Os quelatos são acumulados em organelas, como vacúolos e cloroplastos ou fisódios em algas marrons. Portanto, nem todos os metais intracelulares estarão disponíveis, e a disponibilidade dependerá das organelas, onde estão localizados e das moléculas com as quais os metais formam complexados (LIGNELL et al., 1982).

Num dos primeiros estudos de biomonitoramento, uma *Ulva* sp. morta ocupou mais do radionuclídeo (Zn^{65}) do que uma *Ulva* sp. viva. A *Porphyra umbilicalis*, acumulou radionuclídeo Rutênio (Ru^{106}) a tais níveis que pôde ser usado como um guia para limitar a liberação de produtos de fissão da Windscale Atomic Works (GUTKNECHT, 1961).

A absorção de Zinco foi estudada na alga marrom *Laminaria digitata* com uso do radionuclídeo Zn^{65} e a análise de absorção atômica. Não foram encontradas evidências da regulação do radionuclídeo pela alga. Sua absorção foi um processo gradual de acumulação que pôde continuar durante toda a vida da alga e não é acompanhado pela conversão do Zn elementar. Como resultado, uma vez absorvido, o Zn^{65} mostra pouca tendência em se perder da alga (GUTKNECHT, 1965; BRYAN, 1969). A capacidade das macroalgas em absorver zinco e outros metais pesados da água, produzindo uma concentração interna maior do que em

seus arredores, tem sido demonstrada para muitas espécies (WHITTON et al., 1981). Fica claro na literatura que, em geral, quanto maior o nível de metal na água, maior o nível na alga (WHITTON, 1980).

Quando a adequação de *Porphyra* spp. e *Enteromorpha* spp. para biomonitoramento de Cu, Cd, Pb e Hg na água do mar da costa do Porto observou-se que a absorção de metais variou apreciavelmente durante o ano, cada metal exibindo um padrão característico de variação e tais não corroboraram aos níveis do metal na água do mar, também monitorados, ocorrendo diferentes concentrações para diferentes épocas em diferentes sistemas metal-alga (LEAL et al., 1997). Portanto, os efeitos sazonais devem ser considerados na seleção das épocas de colheita (RAMELOW et al., 1993).

4.7. PARÂMETROS ABIÓTICOS

Tentando responder à questão de como varia a contaminação por metais tóxicos, ao longo do espaço e tempo em ambientes aquáticos, podemos obter basicamente 3 categorias de dados relativos à concentração de metais: medição da concentração de metais na água, no sedimento e mais recentemente na biota residente (RAINBOW, 2007).

4.7.1. Ar

Superfícies e interfaces são zonas críticas onde ocorrem grandes trocas físicas, químicas e biológicas, tendo a cobertura oceânica por volta de 362 milhões de km² (~71%) da superfície da Terra. A comunicação entre oceano-atmosfera é indubitavelmente uma das maiores e mais importantes interfaces de relevância global desse limite que liga os dois principais componentes da Terra (WURL et al., 2011).

A Microcamada da Superfície do Mar (SLM), considerada a pele do oceano, funciona como uma junção GAP com uma espessura funcional de 1-1000 µm para o

lado da água e representa um ambiente único com propriedades que diferem das águas subjacentes (HUNTER, 1980; TOVAR-SÁNCHEZ, 2014) englobando assim, a superfície até às primeiras centenas de micrômetros podendo chegar a nanocamadas (SNL) nos casos em que a camada envolvida pede tal grandeza de medida (ALVES, 2014; WURL et al., 2017).

É uma característica central dos oceanos apresentando propriedades químicas, físicas e biológicas distintas. Essa interface desempenha um papel fundamental na regulação da troca de gases, solutos e energia entre a água e a atmosfera tendo papel central para uma gama de processos de regulação biogeoquímica (TOVAR-SANCHEZ et al., 2020).

Sieburth (1983) levantou a hipótese de que o SML era uma camada semelhante a um gel hidratado, formado por uma mistura complexa de carboidratos, proteínas e lipídios. Essa hipótese foi confirmada nos últimos anos, porquanto evidências científicas indicam que é um ambiente de biofilme enriquecido com agregados de comunidades microbianas específicas (CUNLIFFE et al., 2013).

A presença de biofilme, assim como as forças de tensão superficial da própria interface, fornece uma área de estabilidade física no qual, materiais particulados e organismos podem se concentrar. Em contrapartida, é climaticamente instável sendo submetido a grandes extremos de temperatura, salinidade e radiação solar do que o restante do ambiente pelágico (HARDY, 1973; ENGEL et al. 2017).

Os aerossóis marinhos são gerados em sua maioria por processos de formação de bolhas na coluna d'água oceânica, bem como pela rebentação das ondas nas áreas costeiras transpassando a interface e por fim, espreadam-se pela ação do vento atuando no transporte a longas distâncias desempenhando um papel ativo nos ciclos biogeoquímicos de oligoelementos, contudo ainda é considerado um componente negligenciado em estudos atuais (HATJE et al., 2013; EBLING & LANDING, 2015).

As bolhas geradas nas esteiras do decurso de grandes embarcações também devem ser consideradas processos muito relevantes em áreas costeiras (STEFAN & SZERI, 1999). Uma bolha recém-criada é capaz de coletar moléculas dissolvidas, bem como material particulado em suspensão durante sua ascensão e eliminá-las, tendo nelas antigas interações hidrofóbicas ou iônicas sendo o rebentamento um importante processo para o transporte de moléculas (OPPO et al., 1999), dado que muitas vezes a microcamada superficial não concentra unicamente agregados

biogênicos, esse percurso favorece também a presença de metais até em ppt (WALLACE & GORDON Jr, 1976).

O enriquecimento de metais na microcamada tem sido associado a diferentes fontes, incluindo afluências fluviais, abastecimento de água subterrânea e pelo modo de produção antropogênico fazendo com que ocorra a deposição atmosférica de poluentes gasosos incluindo metais ligados a partículas suspensas que provavelmente serão carregados posto que, essa camada acaba por concentrar de substâncias antropogênicas (HARDY, 1982; MIGON, 2005; TREZZI et al., 2016).

Isso causa constantemente tanto em metais tóxicos quanto aos potencialmente tóxicos enriquecimento frequente, tornando essa interface ar-mar um ponto de coleta para metais como Cu, Fe, Ni, Pb, Al, Zn, Cr e Hg (DUCE et al., 1972) e devido à esse fenômeno, a especiação de metais na microcamada pode ser marcadamente diferente dos estratos marinhos subjacentes.

Contudo, tanto por via seca quanto úmida, é mais um caminho no transporte de metais para a coluna d'água e sedimentos numa dinâmica de retroalimentação positiva (GUIEU, 2002; 2010; TERNON et al., 2010; JORDI et al., 2012) afetando também a comunidade bentônica e por conseguinte, as macroalgas.

4.7.2. Água

A composição geral da água do mar foi provavelmente fixada nas primeiras centenas de milhões de anos da história do oceano por interações água-rocha que foram controladas por regras químicas simples. À medida que a vida evoluiu, os elementos mais abundantes nos oceanos seriam usados na processos metabólicos, desde que fossem capazes de realizar as funções bioquímicas necessárias (WHITFIELD, 1981).

A salinidade do oceano tem-se mantido estável por milhões de anos e a composição química de sais na água do mar, a quantidade e os tipos de sais que encontram-se dissolvidos no oceano na forma de íons. Em um quilograma de água do mar há em média 35 gramas de compostos dissolvidos, chamados sais inorgânicos. Isso significa que a água do mar é constituída por 96,5% de água pura e 3,5% de sais. Variações diurnas predominam na superfície e variações sazonais

predominam em profundidade (abaixo de 300 m). O oceano global tem temperatura média 3,5°C e salinidade média de 34,7‰ em 75% das águas. A superfície dos oceanos, em seu conjunto, tem um pH que varia entre 8,0 e 8,3 (ROMANELLI et al., 2019).

Embora a poliágua não pareça ser uma nova forma de água, é importante salientar que todos os trabalhos sobre água perto de interfaces indicam que é bastante diferente da água a granel. Dessa forma, seria de esperar que a água perto das interfaces nos oceanos (por exemplo, em águas em sedimentos porosos ou nas superfícies de partículas suspensas) tivesse propriedades bastante diferentes da água a granel (DROST-HANSEN, 1972; HORNE, 1972).

Metais-traço/micro/nano na água existem parcialmente em solução e parcialmente em suspensão (particulado). Além disso, existe uma certa quantidade de metais em colóides ou quelatos, que podem ser difíceis de atribuir a soluções solúveis ou frações particuladas (MEYBECK & HELMER, 1989). As concentrações de espécies de metais dissolvidas na água do mar são muito afetadas pelas interações com partículas em suspensão e sedimentos (RILEY & TAYLOR, 1969). O material particulado em suspensão na água do mar é altamente variável em composição e quantidade. A fração inorgânica consiste principalmente de minerais como feldspatos, argilas, e quartzo formados pelo intemperismo de rochas terrestres (ISLAM et al., 2015). Outras espécies inorgânicas frequentemente presentes são as siliciosas e restos calcários de organismos mortos. A fração particulada orgânica é derivada da decomposição e da proporção metabólica dos organismos vivos (HAYES et al., 2021).

Em águas naturais, pensa-se que a biodisponibilidade de metais vestigiais, incluindo a sua toxicidade para atravessar barreiras biológicas (por exemplo, membrana plasmática) é mais frequentemente previsto que seja pela concentração ou fluxo de metal internalizado (FRANKLIN et al., 2002).

As concentrações de metais tóxicos nas águas residuais podem atingir centenas de miligramas por litro (FERNANDES et al., 2007; RAHMANPOUR et al., 2014). Metodologias diferentes já foram propostas para avaliar o impacto ecológico de um corpo d'água usando macroalgas como monitores (ORFANIDIS et al., 2001; BALLESTEROS et al., 2007), mas nenhum deles têm estreitamente relacionado com os limites espaciais entre domínios macroalgais nativas e níveis de poluição como na concentração de nutrientes na água do mar. Estudos mostraram que as

concentrações de metais em espécies de algas marinhas eram maiores do que as concentrações na água do mar ambiente (TRESNATI et al., 2021).

Apesar da existência do conhecimento relativamente antigo sobre o impacto da poluição na estrutura das comunidades dominadas por algas, tem havido pouca tradição entre os ficologistas em propor índices bióticos baseados em macroalgas. Uma exceção é o índice de razão média Rhodophyta/Phaeophyta, que exibe fortes mudanças em relação à qualidade da água (PINEDO et al., 2003; JUANES et al., 2008). Outra exceção é a Ecologic Evaluation Index (EEI), proposto por Orfanidis et al. (2001), que foi projetado para estimar a situação do impacto ecológico das águas de transição e costeiras de acordo com os requisitos da DQA (Diretiva Quadro da Água), instrumento criado para a política da União Europeia para melhorias às massas d'água possibilitando e responsabilizando para que governos planejem com vista a assegurar a proteção e recuperação.

Macroalgas, além de bentônicas são fixas ao local e integram os efeitos da exposição a longo prazo aos nutrientes ou outros poluentes, resultando na diminuição ou mesmo no desaparecimento das espécies mais sensíveis e sua substituição por espécies altamente resistentes, espécies tionitrofílicas ou oportunistas (MURRAY & LITTLER, 1978). Porquanto, algas ulvóides que geralmente recrutam primeiro - entre macroalgas - as áreas desnudas (UNDERWOOD, 1980; UNDERWOOD & JERNAKOFF, 1981). Esse recrutamento rápido pode sequestrar espaço e impedir que outras espécies se estabeleçam (UNDERWOOD et al., 1983). Inclusive o fato de alguns estudos considerarem a água somente para monitorização da poluição metálica em ambientes costeiros apresenta algumas desvantagens, que a tornam num material monitor pouco robusto (HENRIQUES, 2009).

Apesar do avanço tecnológico nos instrumentos de medição, as concentrações de metais medidas na água, continuam perto dos limites de detecção, de fácil contaminação requerendo técnicas “limpas” de coleta e análise de laboratório para produzirem resultados de confiança. (VILLARES et al., 2002). Outro problema é a variação das concentrações de metais dissolvidas ao longo do tempo, que podem mudar radicalmente em poucas horas, assim cada medida representa um ponto isolado no tempo implicando a realização de programas extensos de biomonitorização bem como no tempo e em recursos humanos (VILLARES et al., 2001). Também as particularidades físico-químicas do meio podem influenciar a

biodisponibilidade de metais em diferentes corpos de água o que demanda desenhos experimentais muito exigentes para programas de biomonitorização, com base nos dados obtidos da água (MORILLO & USERO, 2008). Estes programas nem sempre são alcançáveis e, para além são muito dispendiosos levantando dúvidas se o custo compensa o tipo de informação que este tipo de material como monitor pode oferecer. A poluição da água com metais é um problema global crítico (RICKWOOD & CARR, 2009; FERNANDEZ-LUQUENO et al., 2013).

Portanto, o estudo de comunidades de macroalgas tem sido considerado útil para analisar mudanças na qualidade da água e macroalgas são, de fato, um dos principais elementos biológicos a ter em conta na determinação do estado de qualidade ecológica de qualquer massa de água costeira (FAIRWEATHER, 1990; BILLAH et al., 2017).

4.7.3. Sedimentos

Os sedimentos superficiais são um componente significativo do ecossistema aquático. Em muitas áreas, os metais em superfície sedimentar estão aumentando gradualmente e tornando-se um crescente tópico de interesse mundial (JAFARABADI et al., 2017; NEL et al., 2020).

As características químicas dos sedimentos marinhos variam amplamente, dependendo se são do mar profundo ou do ambiente próximo à costa. Assim como os solos podem ser classificados como ácido ou alcalino, dependendo do material geológico de onde foram derivados e o ambiente em que foram existentes, os sedimentos marinhos mostram variações semelhantes (REIMERS et al., 2013). Portanto, existem áreas de lodos calcários que são depósitos contendo mais de 30% de Carbonato de Cálcio (CaCO_3) de origem orgânica. Da mesma forma, existem limos siliciosos que são depósitos contendo mais de 50% de material esquelético silicioso provindo em sua grande maioria das diatomáceas - “terra de diátomáceas”. (CHESTER, 1965). Nos demais sedimentos predominam argilas típicas como a illita, nesse caso, os materiais originais são em grande parte minerais em vez de restos de esqueletos de origem orgânica (CHAPMAN et al., 2003).

Rashid & King (1970) revisou o papel da matéria orgânica do sedimento na complexação de metais. Eles concluíram que a matéria orgânica do sedimento forma complexos com metais por troca iônica, mecanismos superficiais de adsorção e quelação. Têm-se ligantes da matéria orgânica quelantes de metais, como os grupos carboxila, álcool, fenol e amida envolvidos de alguma forma como os grupos quinona que são componentes conhecidos da decomposição da matéria orgânica (RASHID, 1972).

WU et al. (2017) coloca que, metais depositados em ambientes terrestres de forma natural mas principalmente antrópica, acumulam-se nos solos entrando nos ciclos biogeoquímicos. O repositório final para metais que entram em ambientes aquáticos é tipicamente o sedimento por meio de processos incluindo sedimentação, adsorção ao material particulado, precipitação e/ou coprecipitação (NOUR et al., 2018) podendo existir como sulfetos sob condições anaeróbicas, que são suscetíveis a alterações de pH. Condições anóxicas podem também apresentar mudanças na especiação e solubilidade de metais através do potencial redox em interfaces (BALISTRERI et al., 1994) e o potencial redox do sedimento é um parâmetro importante que afeta a transformação do metal (MANSFELDT, 2004). No fundo do mar os sedimentos podem ser anóxicos ao longo de dezenas a centenas de metros de profundidade (RØY et al., 2012), apenas sedimentos excepcionais perto da costa, como no Mar Negro, são totalmente anóxicos devido a deposição sob uma coluna de água euxínica (CANFIELD, 1993, 1994).

O redox sedimentar é uma condição geoquimicamente mais complexa, encontrada amplamente nas margens continentais. Estado oscilante que aumenta fluxos de Oxigênio bentônico, mobiliza e precipita alternadamente formas de Fe e metais vestigiais associados, e leva pouco sepultamento de Enxofre reduzido (mesmo a níveis de ppb são consideradas poluentes para a biota marinha) ou Carbono orgânico (ALLER, 1994, 1998; FORSTER & GRAF, 1995). As causas mais comuns de oscilação redox em sedimentos são interações epifauna/infauna-sedimento (ou seja, bioirrigação e bioturbação) (ALLER & COCHRAN, 2019), por isso a laminação em sedimentos neríticos é rara, em função dessas atividades. Embora os efeitos, principalmente nos sedimentos marinhos, tenham sido discutidos teoricamente por muitos anos somente a partir da década de 1950, eles foram amplamente reconhecidos em campo (BYERS, 1982).

Os microorganismos que interagem com substâncias minerais, são oportunistas e têm um impacto significativo no mundo mineral, catalisando ou controlando outras formas, sendo as etapas principais a formação ou a dissolução de minerais, comumente explorada comercialmente, esse tipo de dissolução (EHRlich, 2001). Contudo, efeitos indesejáveis do mineral microbiano na dissolução se manifestam na deterioração em construções e esculturas de rocha (KRUMBEIN et al., 1991; URZÌ et al., 1991).

Os sedimentos têm sido considerados como um compartimento de acumulação de espécies poluentes a partir da coluna d'água, devido às altas capacidades de sorção e acumulação associadas (CARVALHO & LACERDA, 1992), apresentando as concentrações em algumas ordens de grandeza maiores do que nas águas correspondentes, permitindo seu uso como um bom monitor de poluição ambiental, tanto atual como remota (estratificação), possibilitando ainda o conhecimento das principais fontes de poluição dentro de um determinado sistema aquático (KESHAVARZIFARD et al., 2017), contudo diversos processos bióticos e abióticos podem remobilizar tais espécies, constituindo-se em fontes de poluição secundária, afetando a qualidade da água e iniciando a bioacumulação e transferência na cadeia trófica. A variação das concentrações de metais encontradas nos sedimentos ocorre de acordo com a taxa de deposição metálica, taxa de sedimentação de partículas, tamanho, natureza e presença ou ausência de material orgânico (MALINS, 1984).

Os sedimentos são um importante problema ambiental em todo mundo. Sua análise apresenta vantagens, uma delas é o fato da concentração ser suficientemente elevada para ser medida sem risco significativo de contaminação durante a sua recolha e análise. Além do mais, a concentração nos sedimentos representa metais que foram integrados ao longo do tempo, não havendo tanta possibilidade de variação como pode acontecer ao medir concentrações dissolvidas no meio aquoso. Sendo assim, também não existe a mesma necessidade de desenvolver programas de amostragem extensos e dispendiosos, como para concentrações de metais medidas na água (POSHTEGAL et al., 2023).

As dificuldades na utilização dos resultados medidos neste tipo de monitoramento prendem-se no fato das propriedades físico-químicas do sedimento afetarem a sua capacidade de acumular metais, fazendo com que diferentes sedimentos acumulem diferentes concentrações de metais, a partir da mesma fonte

de metais como exemplo comum, é o tamanho de partícula e o conteúdo em carbono orgânico do sedimento, recorrente em sedimentos lamacentos (ALLAM et al., 2016). Assim sendo, pequeno tamanho de partícula e elevado conteúdo orgânico acumulam mais metais do que sedimentos arenosos que possuem tamanho de partícula maior e baixo conteúdo orgânico ou mesmo sedimentos derivados de rochas (LUOMA, 1990). Como resultado das dificuldades em obter dados de confiança, acerca da biodisponibilidade de metais na água principalmente, os organismos aquáticos têm vindo a ser cada vez mais utilizados como biomonitores na aferição da contaminação nos habitats (MELVILLE & PULKOWNIK, 2006).

5. METODOLOGIA

As revisões de literatura são consideradas estudos secundários que têm nos estudos primários sua fonte de dados (GALVÃO & PEREIRA, 2014). Consistiu num processo de busca, análise e descrição com intuito de contextualizar um problema fornecendo o contexto do tema envolvido e possibilitou inferir informações esclarecedoras

De acordo com Vosgerau & Romanowski (2014) a revisão tradicional é um formato de fundamentação teórica que se utiliza de critérios inespecíficos com uma seleção arbitrária e análise crítica pessoal. O tratamento de informações gerais sem necessidade de esgotar suas fontes com interpretações que podem estar sujeitas à subjetividade dos autores (MENDES et al., 2008).

Este estudo pode ser caracterizado como uma pesquisa retrospectiva de conformação pouco rígida partindo do material pertinente acerca do tema, tendo a finalidade de ler, selecionar, revisar e se embasar nas informações relevantes disponíveis.

5.1. ELABORAÇÃO DA QUESTÃO

Foi questionado se macroalgas são aptas como monitoras de metais tóxicos.

5.2. PESQUISA DE LITERATURA

Pesquisar por meio de palavras-chave, trabalhos que demonstrem possibilidade de responder as perguntas mediante plataformas como Scielo, Science Direct, Springer, Sci Hub, além de sites de pesquisa como Google Acadêmico e Capes.

5.3. SELEÇÃO DE ESCRITOS

Selecionar obras originais sem intervalo de tempo, seguido da extração dos dados pertinentes à pesquisa.

5.4. ANÁLISE DE ESCRITOS

Analisar de forma qualitativa a relevância dos dados para que se conclua de maneira clara e objetiva a questão proposta.

6. RESULTADO E DISCUSSÃO

As áreas costeiras abrigam bilhões de pessoas que direta ou indiretamente dependem dos ecossistemas oceânicos para sua subsistência. estão expostos a uma série de fatores naturais e antropogênicos de mudanças que afetam a biodiversidade e a estrutura e função ecossistêmica (Worm et al., 2006).

Atualmente mais de 40% dos mares do mundo têm sido impactados significativamente pela atividade humana, com as consequências mais graves ocorrendo nas regiões costeiras (LOTZE et al., 2006). Para complicar, a nossa compreensão da origem e natureza mutável das pressões antropogênicas é frequentemente dificultada pela falta de perspectiva histórica da pegada humana nos ecossistemas marinhos modernos e seu impacto nas populações costeiras que dependiam deles.

Sendo esse impacto uma das maiores ameaças ambientais dos nossos tempos, um entendimento da escala e magnitude na degradação de espécies e habitats requer uma perspectiva de longo prazo que incorpore informação histórica (GALLARDO et al., 2021) e ao mesmo tempo estudos atuais dos mais diversos que corroborem com o contexto complexo e dinâmico que é a nossa biosfera.

As concentrações de metais no ambiente marinho são estimadas em nanograma e/ou micrograma por litro (fase líquida) ou por intervalo de grama conforme são encontrados componentes naturais da crosta terrestre (fase sólida). Concentrações de metais tóxicos de importância como (Zn, Pb, Cd, Cu, Sn e Hg, etc.) no ambiente marinho aumentaram cinco a dez vezes nas últimas décadas em relação aos valores registrados de cinquenta para um cem anos atrás (MASHIATULLAH et al., 2013; BANDARA & PATHMALAL, 2022).

A poluição metálica gera preocupação devido à sua ampla distribuição, alta hidrofobicidade, recalcitrância tendo efeitos negativos sobre o meio ambiente e saúde dos seres vivos, por isso esses produtos químicos chamaram a atenção. A produção química aumentou de um milhão de toneladas em 1930 para mais de 400 milhões de toneladas nos tempos atuais, com cerca de 100.000 diferentes substâncias químicas registradas somente no mercado da União Europeia, dos quais 30.000 a 70.000 são usados diariamente (ABELKOP & GRAHAM, 2015; TRASANDE et al., 2015).

A maioria de produtos químicos em corpos d'água, incluindo metais derivam de escoamento urbano, rural e industrial (PATEL, 2018). Cerca de 10% do escoamento disponível globalmente está sendo usado por indústrias e regiões urbanas, revertendo em um fluxo direto no ciclo hidrológico. Como resultado, a cada ano mais de 300 milhões de toneladas de metais tóxicos derivados principalmente de produtos industriais e de consumo, incluindo Cr, Cu, Zn, As, Cd, Pb e Sn, chegam às águas naturais (OCHIENG et al., 2007). Fábricas de cimento, bases de carvão e energia, têxteis, desmantelamento/reciclagem de navios e curtumes são apenas alguns exemplos de tipos-chave de negócios que se tornaram importantes para o crescimento macro e microeconômico e fontes poluidoras, mas conforme Nagajyoti et al. 2010, a agricultura, que usa mais de 140 milhões de toneladas de fertilizantes e vários milhões de toneladas de pesticidas a cada ano, contribuiu para aumentar a poluição.

Métodos convencionais como precipitação química, oxidação/redução, filtração, evaporação, troca iônica e membrana de separação usados para remoção de metais em águas residuais incluem altos requisitos de energia, investimento de capital e custos operacionais além de serem ineficientes para reduzir a concentração de metal nos efluentes aos níveis requeridos (KARTHIKEYAN et al., 2007). Em alguns dos processos convencionais de remoção de metal, o Cromo (III) pode ser oxidado ao Cromo (VI), resultando assim em um composto mais tóxico ainda.

Além disso, também existem limitações quanto ao seu uso, principalmente para o tratamento de grande volume de concentrações de metais diluídos (VIEIRA et al., 2008). Por esse motivo, processos de biossorção com materiais naturais como algas arribadas e invasoras, casca de bananas entre outros, estão se tornando novos métodos alternativos para a remoção de metais de resíduos industriais devido ao seu baixo custo operacional e alta eficiência na remoção de metais tóxicos de efluentes muito diluídos. Dessa forma, a biossorção, que usa a capacidade de materiais biológicos para remover e acumular metais a partir de soluções aquosas, têm recebido considerável atenção nos últimos anos devido algumas vantagens em relação aos métodos tradicionais e ainda pode ser a solução para uma parte do lixo orgânico ser reutilizada.

Vários poluentes foram removidos com sucesso de meios aquosos usando algas como *Ulva lactuca* e *Sargassum* sp. para Cromo (VOLESKY, 1994; VOLESKY & HOLAN, 1995; EL-SIKAILY et al., 2007), demonstrando que o processo de biossorção pode ser geralmente rápido e adequado para a extração de íons metálicos em grandes volumes d'água levando em conta o potencial biossorvente que dependerá da morfofisiologia do organismo, bem como da composição química do elemento.

O biomonitoramento com macroalgas segundo Black & Mitchel (1952) provou ser uma técnica útil para a gestão ambiental desde que foi implementado pela primeira vez no início dos anos 1950, pois antes desses, os estudos baseavam-se em amostras de animais de tecidos moles e relacionando-os aos sedimentos e água ou quando se tratava de macroalgas, era qualitativa sem relação com o ambiente e até mesmo sem especificar as espécies analisadas ou ainda, a análise da água somente.

Uma das etapas principais na elaboração de um estudo de biomonitoramento ambiental é o procedimento de coleta de amostras. Segundo Atkins (1927), Evans et al. (1938), Föyn et al. (1939), Wort (1955) e Garcia-Seoane et al. (2019) a distribuição de poluentes dentro dos locais de amostragem muitas vezes não é homogênea, levando a variações nas concentrações entre as amostras. Assim, a quantidade de material coletado (neste caso os talos) deve ter representatividade da variabilidade existente.

As macroalgas marinhas geralmente satisfazem as características desejáveis para serem implementadas como monitoras de contaminação e têm sido atualmente utilizadas para isso, dada a sua capacidade de acumular metais em conteúdos que são geralmente várias ordens de grandeza, acima das concentrações na água do mar ou seja, que medições de metais tóxicos na água do mar ou sedimentos parecem não estar em níveis suficientes para levantar qualquer suspeita, mas medições com talófitas podem ser milhares de vezes maiores no mesmo ambiente e portanto, as análises devem ser trabalhadas conjuntamente assegurando um resultado mais fidedigno.

Nada obstante, um estudo avaliando o potencial de biomonitoramento de algas coletadas na costa indiana relatou que, as consideraram o melhor biomonitor de poluição por metais, todavia será mais eficiente a compreensão se for trabalhado em conjunto com outros biomonitores de níveis tróficos diferentes principalmente a comunidade bentônica e poder correlacionar as espécies de metais envolvidas e suas diferentes fontes. Como resultado, o monitoramento e a avaliação podem ajudar com a gestão e planejamento da proteção ambiental costeira.

Embora muitos materiais tenham capacidade de biossorção, as algas marinhas, são únicas em sua alta capacidade de sorção (além da própria absorção inerente a qualquer organismo) em detrimento à sua incapacidade de regular o quanto de metais ela absorve (MALEA & KEVREKIDIS, 2014; MEDEIROS et al., 2017). Comparado às algas verdes e vermelhas tidas como adsorventes moderadas, as espécies de algas marrons, são consideradas melhores na absorção de metais tóxicos (KUMARI & SHARMA, 1995). Por isso são consideradas tanto bioindicadores de qualidade ambiental, bem como biomonitoras de processos de mudanças. No nível de assembléia, a composição das espécies reflete o espaço e intensidade temporal dos distúrbios antropogênicos, bem como os efeitos da toxicidade são refletidos na seleção dos organismos tolerantes.

Devido à toxicidade de vestígios metálicos e outros elementos, comer grandes quantidades de algas que absorvem poluentes pode representar um risco para a saúde. Consoante a Devault et al. (2021) e Kreissig et al. (2021), a criação de avaliações de risco com base em pesquisas regulares de concentrações de metais em algas marinhas comercialmente disponíveis é sugerido para proteger os consumidores e manter os alimentos seguros (BANDARA et al., 2021). As algas marrons constituem o maior e mais complexo tipo de macroalga e vários estudos têm documentado um declínio na abundância de algas marrons em diferentes regiões (BOLOGA & SAVA, 2012; YESSON et al., 2015; PIÑEIRO-CORBEIRA et al., 2016) sendo uma das mais utilizadas na alimentação humana.

No mais, a descrição do biomonitoramento para poluição por metais e sua avaliação segue dessa forma: medição de concentrações de metais em espécies da biota residente - sendo as macroalgas como grupo-chave - que podem colaborar com uma avaliação mais significativa do impacto da poluição pelos metais tóxicos em ambientes costeiros, dinâmicos e extremamente explorados. Para evitar restrições de oferta e demanda a curto prazo, principalmente na indústria, é necessário seguir com a mudança de uma economia linear para uma bioeconomia de forma circular.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nas últimas três décadas, pesquisas sobre metais tóxicos têm sido particularmente ativo, bem como os resíduos orgânicos - são um problema sério, pelo fato da presença de elementos metálicos no ambiente terem recebido atenção crescente nas últimas décadas, os trabalhos de pesquisa existentes apresentam os impactos na saúde e os efeitos ecológicos causados pela contaminação e subsequente poluição de metais.

Uma infinidade de substâncias são introduzidas deliberadamente na área de costa como em todos os ambientes, não obstante os metais tóxicos são um dos assuntos mais extensivamente estudadas pela recalcitrância, bioacumulação e biomagnificação com resultados maléficos crônicos para a saúde de todos os organismos, inclusive os humanos.

À vista disso, é extremamente importante examinar fontes, processos, destinos e consequências dos metais tóxicos nos ecossistemas costeiros e projetar políticas de gerenciamento adequadas para evitar que o mesmo seja ainda mais poluído. A gestão e conservação dos oceanos requerem um sumário de dados espaciais sobre a distribuição e intensidade das atividades humanas e a sobreposição de seus impactos nos ecossistemas marinhos.

Porquanto, muitas vezes atribuir responsabilidade por tais efeitos toxicológicos podem ser difíceis. Na medida em que pode ser uma doença complexa causada por vários produtos químicos diferentes ou mesmo combinações de produtos químicos. Além disso, os organismos nunca são expostos a apenas um único metal, mas sim a misturas complexas. Os metais como uma classe de tóxicos apresentam claramente muitos desafios em estudos toxicológicos para pesquisar.

A utilização de algas marinhas é uma forma natural de gerir a limpeza ambiental e tem um futuro promissor como um recurso renovável, biodegradável e difundido na sua distribuição em todo o mundo. Muitos destacaram a importância da diversidade biológica ecossistêmica para a humanidade e estabeleceu metas para preservá-los e orientar os tomadores de decisão. Para atingir esses objetivos, são necessárias ferramentas para detectar e gerenciar as influências humanas no meio ambiente, em vista da sua forte dependência por produtos ricos em metais.

A metáfora da natureza como o estoque que fornece um fluxo de serviços é insuficiente para as dificuldades que enfrentamos combinado com a presunção equivocada de que podemos analisar um problema global dentro de um equilíbrio parcial do quadro econômico e alcançar uma nova economia e grandes mudanças institucionais, demonstram a alienação que nos encontramos.

Durante toda a existência humana sempre tivemos sistemas produtivos numa essência metabólica para a garantia da nossa própria existência. Todavia, dentro da atual fase produtiva capitalista, o conhecimento tecnológico e desenvolvimento industrial possibilitaram uma exploração e subsequente exploração que jamais foi pensada, porquanto faz a humanidade acreditar que seu crescimento é ilimitável e seu domínio sobre a natureza é completo, por sua vez a natureza como base fundamental e indispensável para a construção da organização social e da saúde ambiental está mostrando que essa relação não se trata de um *continuum*, mas de um circuito metabólico cíclico e que se encontra em desequilíbrio e deterioração.

Foram precisos cerca de 4,5 bilhões de anos para que a Terra reunisse todas as condições para nos acolher. Mas demoramos apenas 4,5 décadas a consumir, esgotar e alterar significativamente os seus sistemas altamente delicados, essenciais à nossa própria sobrevivência.

REFERÊNCIAS

- ABELKOP, A. D. and GRAHAM, J. D. Regulation of chemical risks: Lessons for reform of the toxic substances control act from Canada and the European Union. **Pace Environ. Law Rev.**, 2015, 32:108p.
- ACHMAD, R. T.; BUDIAWAN, B. and AUERKARI, E. I. Effects of chromium on human body. **Annu. Res. Rev.**, 2017, 13: 1–8p.
- ADAMSON, A. W. and GAST, A. P. **Physical Chemistry of Surfaces**. 6th. ed., New York, Wiley, 1997, 808p.
- AICHI BIODIVERSITY TARGETS. Disponível em: <<https://www.cbd.int/sp/targets>> Acesso em: 09/04/2023.
- AIROLDI, L.; BALATA, D. and BECK, M. W. The Gray Zone: relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. **J. of Exp. Mar. Biol. and Ecol.**, 2008, 336:8-15p.
- AKĞÜL, N.; ALTUNKAYNAK, B. Z.; ALTUNKAYNAK, M. E.; DENİZ, Ö. G.; ÜNAL, D. and AKGÜL, H. M. Inhalation of Mercury vapor can cause the toxic effects on rat kidney. **Ren. Fail.**, 2016, 38(3): 465–473p.
- ALARIF, W. M.; ABOU-ELNAGA, Z. S.; AYYAD, S-E. N.; AL-LIHAIBI, S. S. Insecticidal metabolites from the green alga *Caulerpa racemosa*. **Soil, Air, Water**, 2010, 38(5–6): 548–557p.
- ALLAM, H.; AOUAR, A.; BENGUEDDA, W.; BETTIOUI, R. Use of sediment and algae for biomonitoring the coast of honaïne (Far West Algerian). **Open J. of Ecol.**, 2016, Vol.6:4p.
- ALLER, R. C. and COCHRAN, J. K. The critical role of bioturbation for particle dynamics, priming potential, and organic C remineralization in marine sediments: local and basin scales. **Front. in Earth Sci.**, 2019, 7.
- ALLER, R. C. Bioturbation and remineralization of sedimentary organic matter: effects of redox oscillation. **Chem. Geol.**, 1994, 114: 331–345p.
- ALLER, R. C. Mobile deltaic and continental shelf muds as suboxic, fluidized bed reactors. **Mar. Chem.**, 1998, 61: 143–155p.
- ALLÈGRE, C. J. and SCHNEIDER, S. H. The evolution of the Earth. **Sci. Amer.**, 1994, 271: 44-51p.
- ALTENOR, S.; NCIBI, M. C.; EMMANUEL, E. and GASPARD S. Textural characteristics, physicochemical properties and adsorption efficiencies of Caribbean alga *Turbinaria turbinata* and its derived carbonaceous materials for water treatment application. **J. Bioch. Eng.**, 2012, 67: 35-44p.

ALVES, C. A. A química entre a microcamada superficial oceânica e os aerossóis marinhos. **Quim. Nova**, 2014, 37(8): 1382-1400p.

AMADO FILHO, G. M.; KAREZ, C. S.; ANDRADE, L. R.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y. and PFEIFFER, W. C. Effects on growth and accumulation of zinc in six seaweed species. **Ecotoxic. and Environ. Saf.**, 1997, 37(ES971541): 223–228p.

AMSLER, C. D. Induced defenses in macroalgae: the herbivore makes a difference. **J. Phycol.**, 2001, 37(3):353–356p.

AMYOT, M.; MOREL, F. M. M. and ARIYA, P. A. Dark oxidation of dissolved and liquid elemental mercury in aquatic environments. **Environ. Sci. Technol.**, 2005, 39: 110-114p.

APPELTANS, W.; AHYONG, S. T.; ANDERSON, G.; ANGEL, M. V.; ARTOIS, T.; BAILLY, N. et al. The magnitude of global marine species diversity. **Current Biol.**, 2012, 22(23): 2189-2202p.

ARECO, M. M. HANELA, S.; DURAN, J. and AFONSO, M. S. Biosorption of Cu(II), Zn(II), Cd(II), and Pb(II) by dead biomasses of green alga *Ulva lactuca* and the development of a sustainable matrix for adsorption implementation. **J. Hazard. Mater.**, 2012, 213: 123-132p.

ARUNAKUMARA, K. Comparative study on bioaccumulation of lead and cadmium by the cyanobacterium *Synechocystis* sp. PCC 6803 under laboratory conditions. **Ciência Mar.**, 2007, 33: 271-280p.

ASENSIO, J. P.; ARNAIZ UCEDA, D. and NAVARRO, P. J. **Studying Inorganic Arsenic, Heavy Metals, and Iodine in Dried Seaweed**. Spectrosc. Suppl., 2021, 36: 24–34p. Disponível em: <https://www.spectroscopyonline.com/view/studying-inorganic-arsenic-heavy-metals-and-iodine-in-dried-seaweed> Acesso em: 13/08/2023.

ASSIS, T. K. C. e ALVES, M. H. Macroalgas como indicadoras da qualidade ambiental da Praia de Carnaubinha- Piauí, Brasil. **Trop. Oceanog.**, 2016, 44(2): 106-117p.

ATKINS, W. R. G. and WILSON, E. G. The Phosphorus and Arsenic compounds of sea-water. **J. of the Mar. Bio. Ass. of the U.K.**, 1927, 14(3): 609-614p.

BABY, R.; SAIFULLAH, B. and HUSSEIN, M. Z. Carbon nanomaterials for the treatment of heavy metal-contaminated water and environmental remediation. **Nanoscale Res. Lett.**, 2019, 14(1).

BAEYENS, W. Evolution of trace metal concentrations in the Scheldt estuary (1978-1995): A comparison with estuarine and ocean levels. **Hydrobiologia**, 1998, 366: 157-167p.

BAI, J.; CUI, B.; CHEN, B.; ZHANG, K.; DENG, W.; GAO, H. and XIAO, R. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake wetland, China. **Ecol. Model.**, 2011, 222: 301-306p.

BAILEY, K. A.; WU, M. C.; WARD, W. O.; SMEESTER, L.; RAGER, J. E.; GARCÍA-VARGAS, G. DEL RAZO, L-M.; DROBNA, Z.; TYBLO, M. AND FRY, R. C. Arsenic and the epigenome: interindividual differences in arsenic metabolism related to distinct patterns of DNA methylation. **J. Biochem. Mol. Toxic.** **2013**, 27(2).

BALDAUF, S. L. An overview of the phylogeny and diversity of eukaryotes. **J. Syst. Evol.**, 2008, 46: 263–273p.

BALISTRERI, L. S., MURRAY, J. W., and PAUL, B. The geochemical cycling of trace elements in a biogenic meromictic lake. **Geochim. Cosmochim. Acta**, 1994, 58: 3993–4008p.

BALLATORI, N. Transport of toxic metals by molecular mimicry. **Environ. Health Persp.**, 2002, 110, 5: 689-694p.

BALLESTEROS, E. I. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. **Mar. Poll. Bull.**, 2007, 55: 172-180p.

BANDARA, K. R. V. and PATHMALAL M. M. **Heavy Metal Contamination in the Coastal Environment and Trace Level Identification**. In: MANCUSO, M.; ABBAS, M. H. H.; BOTTARI, T. and ABDELHAFEZ, A. A. (Eds.), Marine pollution: recent development. Rijeka, IntechOpen, 2022, 2-17p. Disponível em: <<https://www.intechopen.com/chapters/83381>> Acesso em: 01/08/2023.

BANDARA, K. R. V.; CHINTHAKA, S. D. M.; YASAWARDENE, S. G. and MANAGE, P. M. Modified, optimized method of determination of Tributyltin (TBT) contamination in coastal water, sediment and biota in Sri Lanka. **Mar. Poll. Bull.**, 2021, 166: 112202.

BARANGE, M.; BAHRI, T.; BEVERIDGE, M. C. M.; COCHRANE, K. L.; FUNGE-SMITH, S. and POULAIN, F. **Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: synthesis of current knowledge, adaptation and mitigation options**. FAO Technical Report n°. 627. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome, Italy, 2018, 628p.

BARBIER, E. B.; HACKER, S. D.; KENNEDY, C.; KOCH E. D.; STIER, A. C. and SILLIMAN, B. R. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Eco. Monographs**, 2011, 81(2), 169-193p.

BAUMANN, H. A.; MORRISON, L. and STENGEL, D. B. Metal accumulation and toxicity measured by PAM—Chlorophyll fluorescence in seven species of marine macroalgae. **Ecotoxic. and Environ. Saf.**, 2009, 72: 1063–1075p.

BENNETT, S.; ROCA, G.; ROMERO, J. and ALCOVERRO, T. Ecological status of seagrass ecosystems: an uncertainty analysis of the meadow classification based on

the *Posidonia oceanica* multivariate index (POMI). **Mar. Poll. Bull.**, 2011, 62(8) 1616–1621p.

BHATTACHARYA, D. and MEDLIN, L. Algal Phylogeny and the Origin of Land Plants. **Plant Physiol.**, 1998, 116: 9–15p.

BICUDO, C. E. AND MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições**. 2^a ed. São Paulo, Editora Rima, 2006, 506p.

BILLAH, M.M.; KAMAL, A. H. M.; IDRIS, M. H. and ISMA, J. Mangrove Macroalgae as Biomonitors of Heavy Metal Contamination in a Tropical Estuary, Malaysia. **Wat. Air Soil Poll.**, 2017, 228- 347p.

BLACK, W. A. and MITCHELL, R. L. Trace elements in the common brown algae and in seawater. **J. Mar. Biol. Assoc. U.K.**, 1952, 30(3): 575-584p.

BLEEKER, E. A J.; KRAAK, M. H. S. and DAVIDS, C. Ecotoxicity of lead to the zebra mussel *Dreissena polymorpha*, Pallas. **Hydrobiol. Bull.**, 1992, 25(3): 233-236p.

BOLD, H. C. and WYNNE, M. J. Introduction to the Algae. Structure and Reproduction. New Jersey, **Prentice-Hall Inc.**, 1985, 720p.

BOLOGA, A. S. and SAVA, D. Present state and evolution trends of biodiversity in the Black Sea: decline and restoration. **J. Black Sea Mediterr. Environ.**, 2012, 18: 144-154.

BONANNO G. and ORLANDO-BONACA, M. Chemical elements in Mediterranean macroalgae. a review. **Ecotox. Environ. Saf.**, 2018, 148: 44-71p.

BONANNO, G. and DI MARTINO, V. Seagrass *Cymodocea nodosa* as a trace element biomonitor: bioaccumulation patterns and biomonitoring uses. **J. of Geochem. Explor.**, 2016, 169: 43–49p.

BONANNO, G.; VENEZIANO, V.; PICCIONE, V. The alga *Ulva lactuca* (Ulvaceae, Chlorophyta) as a bioindicator of trace element contamination along the coast of Sicily, Italy. **Sci. of the Total Environ.**, 2020, 699: 134329p.

BONANNO, G.; VENEZIANO, V.; RACCUIA, S. A. and ORLANDO-BONACA, M. Seagrass *Cymodocea nodosa* and seaweed *Ulva lactuca* as tools for trace element biomonitoring. A comparative study. **Mar. Poll. Bull.**, 2020, 161: 111743p.

BOROWITZKA, M.A. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. **Australian J. of Mar. and Freshwater Res.**, 1972, 23: 73–84p.

BOUCETTA, S.; WAFA, B.; SOUMIA, F.; ZIHAD, B. and HICHAM, E. Trace metal biomonitoring of algae (*Ulva lactuca*), and mollusks (*Patella caerulea*; *Stramonita haemastoma*; *Phorcus turbinatus*) along the Eastern-Algerian Coast. **Morocco J. Chem.**, 2019, 444–459p.

BOYDEN, C. Trace element content and body size in molluscs. **Nature**, 1974, 251: 311–314p.

BRANDER, K.; BOTSFORD, L. W.; CIANNELLI, L.; FOGARTY, M. J.; HEATH, M.; PLANQUE, B.; SHANNON, L. J.; WIELAND, K. **Human impacts on marine ecosystems**. In: BARANGE, M.; FIELD, J. G.; HARRIS, R. P.; HOFMANN, E. E.; PERRY, R. I. and WERNER, F. E. (Eds.). *Marine ecosystems and global change*. Oxford, University Press, 2010, 41–71p.

BRIDGES, C. C.; ZALUPS, R. K. Mercuric conjugates of cysteine are transported by the amino acid transporter, system: implications of molecular mimicry. **Jornal da Sociedade Americana de Nefrologia**, 2005, 15: 663-673p.

BRIFFA, J.; SINAGRA E. and BLUNDELL R. Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. **Heliyon**, 2020, 6.

BRIX, H. and LYNGBY, J. E. The distribution of some metallic elements in eelgrass (*Zostera marina* L.) and sediment in the Limfjord, Denmark. *Estuar., Coast. and Shelf Sci.*, 1983, 16(4): 455–467p.

BRODIE, J. and LEWIS, J. (Eds.). **Unravelling the Algae: the Past, Present and Future of Algal Systematics**. Boca Raton, Taylor Francis, 2007, 402p.

BRYAN, G. W. and GIBBS, P. E. Heavy metals in the Fal Estuary, Cornwall: a study of long-term contamination by mining waste and its effects on estuarine organisms. **Mar. Biol. Assoc. of the U.K.**, 1983, 2: 1-112p.

BRYAN, G. W. The absorption of zinc and other metals by the brown seaweed *Laminaria digitata*. **J. mar. biol. Ass. U.K.**, 1969, 63: 225-243p.

BRYAN, G. W. The effects of heavy metals (other than Mercury) on marine and estuarine organisms. **Proc. Roy. Soc. Lond. Biol. Sci.**, 1971, 177: 389-410p.

BULSKA, E. & RUSZCZYŃSKA, A. Analytical techniques for trace element determination. **Phys. Sci Rev.**, 2017, 2(5):14p.

BUYANG, S. I.; YI, Q.; CUI, H.; WAN, K. and ZHANG, S. Distribution and adsorption of metals on different particle size fractions of sediments in a hydrodynamically disturbed canal. **Sci. of the Total Environ.**, 2019, 627: 654–661p.

BYERS, C. W. **Geological Significance of Marine Biogenic Sedimentary Structures**. In: MCCALL, P. L. and TEVESZ, M. J. S. (eds.) *Animal-Sediment Relations*. Boston, Springer, 1982, 221-256p.

CAKAJ, A.; LISIAK-ZIELIŃSKA, M.; HANĆ, A.; MAŁECKA, A.; BOROWIAK, K. and DRAPIKOWSKA, M. Common weeds as heavy metal bioindicators: a new approach in biomonitoring. **Nature**, 2023, 13: 6926p.

CAMPS, I.; MALDONADO-CASTILLO, A.; KESARLA, M. K.; GODAVARTHI, S.; CASALES-DÍAZ, M. and MARTÍNEZ-GÓMEZ, L. Zerovalent nickel nanoparticles

performance towards Cr(VI) adsorption in polluted water. **Nanotechnology**, 2020, 31(19): 195708p.

CANFIELD, D. E. Factors influencing organic carbon preservation in marine sediments. **Chem. Geol.**, 1994, 14:315–329p.

CANFIELD, D. E. **Organic matter oxidation in marine sediments**. In: Interactions of C, N, P and S biogeochemical cycles and global change. WOLLAST, R.; MACKENZIE, F. T. and CHOU L. (eds). Berlin, Springer-Verlag, 1993, 333–363p.

CARVALHO, E. V. and LACERDA, L. D. Heavy metals in the Guanabara Bay biota: why such low concentrations. **Ciência e Cultura**, 1992, 44:184p.

CHAKRABORTY, S.; BHATTACHARYA, T.; SINGH, G. and MAITY J. P. Benthic macroalgae as biological indicators of heavy metal pollution in the marine environments: a biomonitoring approach for pollution assessment. **Ecotox. and Environ. Saf.**, 2014, 100: 62-68p.

CHAPMAN, P. M.; WANG, F.; JANSSEN, C. R.; GOULET, R. R. and KAMUNDE, C. N. Conducting ecological risk assessments of inorganic metals and metalloids: Current status. **Hum. and Ecol. Risk Asses.**, 2003, 9(4): 641–697p.

CHASAPIS, C. T.; LOUTSIDOU, A. C.; SPILIOPOULOU, C. A. and STEFANIDOU, M. E. Zinc and human health: an update. **Arch. Toxicol.**, 2012, 86: 521–534p.

CHESTER, R. Adsorption of Zinc and Cobalt on Illite in Sea-Water. **Nature**, 1965, 206(4987): 884–886p.

CHUA, E. M.; FLINT, N.; WILSON, S. P. and VINK, S. Potential for biomonitoring metals and metalloids using fish condition and tissue analysis in an agricultural and coal mining region. **Chemosphere**, 2018, 202: 598–608p.

CESARANO, C.; AULICINO, G.; CERRANO, C.; PONTI, M.; PUCE, S. Marine beach litter monitoring strategies along Mediterranean coasts: a methodological review. **Mar. Poll. Bull.**, 2023, 186: 114401p.

CLARK, R. B. **Marine pollution**. 5^a ed. Oxford: Oxford University Press, 2001, 248p.

CLARKE, K. R. and WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2nd. ed., Plymouth, PRIMER-E: Plymouth, 2001, .

CLARKSON, T. W. Molecular and ionic mimicry of toxic metals. Annu. Rev. Pharmacol. **Toxicol.**, 1993, 33: 545-571p.

COETZEE, J. J.; BANSAL, N. and CHIRWA, E. M. N. Chromium in environment, its toxic effect from chromite-mining and ferrochrome industries, and its possible bioremediation. **Expo. Health.**, 2018, 12(1): 51–62p.

CONTRERAS-PORCIA, L.; MEYNARD, A.; LÓPEZ-CRISTOFFANINI, C.; LATORRE, N. and KUMAR, M. **Marine metal pollution and effects on seaweed species**. 1st. ed., In: Systems Biology of Marine Ecosystems. KUMAR, M. and RALPH, P. (eds.), Edinburgh, Springer Cham, 2017, 35–48p.

COPPEJANS, E.; LELIAERT, F.; DARGENT, O.; GUNASEKARA, R. and DE CLERCK O. Sri Lankan seaweeds—methodologies and field guide to the dominant species. **Abc Taxa**, 2009, 6(1-8): 40-63p.

COTIYANE-PONDO, P. and BORNMAN, T. G. Environmental heterogeneity determines diatom colonization on artificial substrata: implications for biomonitoring in coastal marine waters. **Frontiers**, 2021, 9. Disponível em : <<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2021.767960/full> > Acesso em: 21/07/2023.

CUNLIFFE, M.; ENGEL, A.; FRIKA, S.; GAŠPAROV' B.; GUITART, C.; MURREL, J. C.; SALTER, M.; STOLLE, C.; UPSTILL-GODDARD, R. and WURL, O. Sea surface microlayers: A unified physicochemical and biological perspective of the air–ocean interface. **Progress in Oceanog.**, 2013, 109: 104–116p.

DALZEIL, I. W. D. **Vestiges of a beginning and the prospect of an end**. In: James Hutton: Present and Future (Eds. Craig, G. Y. and Hull, J. H.), London, Geological Society Spec. Pub. 150, 1999, 181p.

DAUER, D. M. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. **Mar. Poll. Bull.**, 1993, 26: 249–257p.

DEPLEDGE, M. H.; AAGAARD, A. and GYÖRKÖS, P. Assessment of trace metal toxicity using molecular, physiological and behavioural biomarkers. **Mar. Environ. Res.**, 1995, 31(1-3) 1–27p.

DEVAULT, D. A.; PIERRE, R.; MARFAING, H.; DOLIQUE, F. and LOPEZ, P. *Sargassum* Contamination and Consequences for Downstream Uses: A Review. J. Appl. **Phycology**, 2021, 33: 567–602p.

DIAZ-RUBIO, M. E.; PEREZ-JIMENEZ, J. and SAURA-CALIXTRO, F. Dietary fiber and antioxidant capacity in *Fucus vesiculosus* products. **Int. J. Food. Sci. Nutri.**, 2009, 60:23–34p.

DREUJOU, E.; MCKINDSEY, C. W.; GRANT, C.; COELI, L. T.; ST-LOUIS, R. and ARCHAMBAULT, P. Biodiversity and habitat assessment of coastal benthic communities in a Sub-Arctic Industrial Harbor Area. **Water**, 2020, 12(9): 2424p.

DROST-HANSEN, W. Molecular aspects of aqueous interfacial structures. **J. Geophys. Res.**, 1972, 77: 5132-5136p.

DUAN, L. Q.; SONG, J-M.; YUAN, H-M.; LI, X-Z.; LI, N. and MA, J-K. Distribution, chemical speciation and source of trace elements in surface sediments of the Changjiang Estuary. **Environ. Earth Sci.**, 2014, 72: 3193-3204p.

DUCE, R. A., QUINN, J. G.; OLNEY, C. E.; PIOTROWICZ, S. R.; RAY, B. J. and WADE, T. L. Enrichment of heavy metals and organic compounds in the surface microlayer of Narragansett Bay, **Rhode Island. Sci.**, 1972, 176(4031): 161-163p.

DUEDALL, I. W. and MAUL, G. A. **Demography of coastal populations**. In: SCHWARTZ, M. L. (Ed.). The Encyclopedia of Coastal Science. Dordrecht, Springer, 2005, 368-374p.

DUFFUS, J. "Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report). **Pure Appl. Chem.**, 2002, 74(5): 793–807p.

DUODU, G.O.; GOONETILLEKE, A. and AYOKO, G. A. Potential bioavailability assessment, source apportionment and ecological risk of heavy metals in the sediment of Brisbane River estuary, Australia. **Mar. Poll. Bull.**, 2017, 117(1–2) 523–531p.

DUVE, C. The birth of complex cells. **Sci. American**, 1996, 274: 50-57p.

DÍEZ, I.; SECILLA, A.; SANTOLARIA, A. and GOROSTIAGA, J. M. Phytobenthic intertidal community structure along an environmental pollution gradient. **Mar. Poll. Bull.**, 1999, 38: 463–472p.

EBLING, A. M. and LANDING, W. M. Sampling and analysis of the sea surface microlayer for dissolved and particulate trace elements. **Mar. Chem.**, 2015, 177: 134–142p.

EDIE, S. M.; JABLONSKI, D. and VALENTINE, J. W. Contrasting responses of functional diversity to major losses in taxonomic diversity. **Proceed. of the Nat. Acad. of Sci. of the USA**, 2018, 115: 732–737p.

EHRLICH, H. L. **Geomicrobiology**. 4th ed., New York, Marcel Dekker, 2001, 646p.

EL NEMR, A.; EL-SIKAILY, A.; KHALED, A. and ABDELWAHAB, O. Removal of toxic chromium from aqueous solution, wastewater, and saline water by marine red alga *Pterocladia capillacea* and its activated carbon. **Arab. J. Chem.**, 2015, 8(1):105-117p.

EL-SIKAILY, A.; EL NEMR, A.; KHALED, A. and ABDELWEHAB, O. Removal of toxic chromium from wastewater using green alga *Ulva lactuca* and its activated carbon. **J. Hazard. Mater.**, 2007, 148: 216–228p.

ELLIOTT, M., and WHITFIELD, M. **Ecosystem and biotic classifications of estuaries and coasts**. In: SIMENSTAD, C. and YANAGI, T. (Eds.) Ecosystems Treatise on Estuarine & Coastal Science, Amsterdam, Elsevier, 2011, 99-124p.

ELSHAZLY, M. O.; EL-RAHMAN, S. S. A.; MORGAN, A. M. and ALI, M. E. The remedial efficacy of *Spirulina platensis* versus chromium-induced nephrotoxicity in male Sprague-Dawley rats. **PLoS ONE**, 2015, 10(6): 0126780p.

ENGEL, A.; BANGE, H. W.; CUNLIFFE, M.; BURROWS, S. M.; FRIEDRICHS, G.; GALGANI, L.; HERMANN, H.; HERTKON, N.; JOHNSON, M.; LISS, P. S.; KIM, P. K.; SCHARTAU, M.; SOLOVIEV, A.; STOLLE, C.; UPSTILLI-GODDARD, R. C.; PINXTEREN, M. V. and ZÄNKER, B. The ocean's vital skin: toward integrated understanding of the sea surface microlayer. **Frontier in Mar. Sci.**, 2017, 165(4).

ENGWA, G. A.; FERDINAND, P.; NWALO, F. N.; AND UNACHUKWU, M. N. **Mechanism and Health Effects of Heavy Metal Toxicity in Humans**. In: KARCIOGLU, O. AND ARSLAN, B. (eds.). Poisoning in the Modern World. Rijeka, IntechOpen, 2019, 2-17p. Disponível em: <<https://www.intechopen.com/chapters/83381>> Acesso em: 01/08/2023.

ESPINOZA, D.; GONZÁLEZ, A.; PIZARRO, J. M.; SEGURA, R.; LAPORTE, D.; RODRÍGUEZ-ROJAS, F.; SÁEZ, C. A. and MOENNE, A. *Ulva* compressa from copper-polluted sites exhibits intracellular copper accumulation, increased expression of metallothioneins and copper-containing nanoparticles in chloroplasts. **Int. J. Mol. Sci.**, 2021, 22: 10531p.

EUSTACE, I. J. Zinc, Cadmium, Copper and Manganese in species of finfish and shellfish caught in the Derwent estuary, Tasmania. **Aust. J. mar. Freshwat. Res.**, 1974, 25: 209-220p.

EVANS, R. D. KIP, A. F. and MOBERG, E. G. The radium and radon content of Pacific Ocean water, life, and sediments. **Amer. Jour. Sci.**, 1938, 36: 241–259, 1938p.

FAIRWEATHER, P. G. Sewage and the biota on seashores: assessment of impact in relation to natural variability. **Environ. Monit. and Asses.**, 1990, 14: 197–210p.

FENG, C.; GUO, X.; YIN, S.; TIAN, C.; LI, Y. and SHEN, Z. Heavy metal partitioning of suspended particulate matter–water and sediment–water in the Yangtze Estuary. **Chemosphere**, 2017, 185: 717–725p.

FERNANDES, C.; FONTAÍNHAS-FERNANDES, A.; CABRAL, D. and SALGADO, M. A. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Liza saliens* from Esmoriz–Paramos lagoon, Portugal. **Environ. Monit. and Asses.**, 2007, 136: 267-275p.

FERNANDEZ-LUQUENO, F.; LÓPEZ-VALDEZ, F.; GAMERO-MELO, P.; LUNA-SUÁREZ, S.; AGUILERA-GONZÁLEZ, E. N.; MARTÍNEZ, A. I.; GARCÍA-GUILLERMO, M. D. S.; HERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, G.; HERRERA-MENDOZA, R.; ÁLVAREZ-GARZA, M. A. and PÉREZ-VELÁZQUEZ, I. R. Heavy metal pollution in drinking water - a global risk for human health: a review. **African J. of Environ. Sci. and Tech.**, 2013, 7: 567-584p.

FERRAT, L.; PERGENT-MARTINI, C. and ROMÉO, M. Assessment of the use of biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality: application to seagrasses. **Environ. Poll.**, 2003, 65(2): 1–204p.

FIELD, C. B.; BEHRENFELD, M. J.; RANDERSON, J. T. and FALKOWSKI, P. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. **Science**, 1998, 281(5374): 237-240p.

FISHER, J. B. **Effects of Macrobenthos on the Chemical Diagenesis of Freshwater Sediments**. In: MCCALL, P. L.; TEVESZ, M. J. S. (eds.) Animal-Sediment Relations. Berlin, Springer, 1982, 177-221p.

FLEURENCE, J. and LEVINE, I. **Seaweed in health and disease**. Londres, Elsevier, 2016, 459p.

FLINT, R. W. Coastal ecosystem dynamics: relevance of benthic processes. **Mar. Current**, 1985, 16(4): 351–367p.

FOLSOM, T. R. and YOUNG, D. R. Manganese-54 and zinc-65 in coastal organisms of California. **Nature**, 1963, 200: 327–329p.

FOLSOM, T.R. and YOUNG, D.R. Silver-110m and cobalt-60 in oceanic and coastal organisms. **Nature**, 1965, 206: 803–806p.

FORSTER, S. and GRAF, G. Impact of irrigation on oxygen flux into the sediment: intermittent pumping by *Callinassa subterranea* and “piston pumping” by *Lanice conchilega*. **Mar. Biol.** 1995, 123: 246–335p.

FOUREST, E. and VOLESKY, B. Alginate properties and heavy metal biosorption by marine algae. **Appl. Biochem. Biotechnol. A Enzym. Eng. Biotechnol.**, 1997, 67: 215–226p.

FOUREST, E. and VOLESKY, B. Contribution of sulfonate groups and alginate to heavy metal biosorption by the dry biomass of *Sargassum fluitans*. **Environ. Sci. Technol.**, 1993, 30(1): 277-282p.

FOWLER, S. W. Critical review of selected heavy metals and chlorinated hydrocarbon concentrations in the marine environment. **Mar. Environ. Res.**, 1990, 29: 1-64p.

FOWLER, S. W. and OREGIONI, B. Trace metals in mussels from the N.W. Mediterranean. **Mar. Poll. Bull.**, 1976, 7(2): 26-29p.

FRANCO, P.; QUINTERO, J. and LOPEZ, A. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofía. **Contactos**, 2010, 72: 25–33p.

FRANKLIN, N. M.; STAUBER, J. L. and APTE, S. C.; LIM, R. P. Effect of initial cell density on the bioavailability and toxicity of copper in microalgal bioassays. **Environ. Toxicol and Chem.**, 2002, 21: 742-751p.

FÖRSTNER, U. E. and WITTMANN, G. T. W. **Metal Pollution in the Aquatic Environment**. 2nd. ed., Berlin, Springer Verlag, 1981, 486p.

FÖYNN, E. KARLIK, B.; PETTERSSON, H. and RONA, E. Physical Sciences: Radioactivity of Sea Water. **Nature**, 1939, 143(3616): 275–276p.

GALLARDO, S. S.; FOSSILE, T.; HERBST, D. F.; BEGOSSI, A.; SILVA, L. G. COLONESE, A. C. 150 years of anthropogenic impact on coastal and ocean ecosystems in Brazil revealed by historical newspapers. **Ocean & Coast Manag.**, 2021, 209: 105662p.

GALVÃO, T. F. e PEREIRA, M. G. Revisões sistemáticas da literatura: passos para sua elaboração. **Epidem. Serv. Saúde**, 2014, 23(1):183-184.

GARCÍA-SEOANE, R. Sampling optimization for biomonitoring metal contamination with marine macroalgae. **Environ. Poll.**, 2019, 11334p.

GARRABOU, J.; BALLESTEROS, E. and ZABALA, M. Structure and dynamics of north-western Mediterranean rocky benthic communities along a depth gradient. Estuarine. **Coastal and Shelf Sci.**, 2002, 55: 493–508p.

GARRETT, R. G. Natural sources of metals to the environment. **Human and Ecol. Risk Asses: an Intern. J.**, 2000, 6(6): 945-963.

GARRISON T. **Fundamentos de Oceanografia**. 4ªed., Standford, Cengage Learning, 422 p.

GATTUSO, J. P.; FRANKIGNOULLE, M. and WOLLAST, R. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. **Annual Rev. of Ecol. and System.**, 1998, 29: 405–434p.

GHONEIM, M. M.; EL-DESOKY, H. S.; EL-MOSELHY, K. M.; AMER, A.; EL-NAGA, E. H. A, MOHAMEDEIN, L. I. and AL-PROL, A. E. Removal of cadmium from aqueous solution using marine green algae, *Ulva lactuca*. Egypt. **J. Aquat. Res.**, 2014, 40: 235-242p.

GIRARDI, F.; HACKBARTH, F. V.; SOUZA, S. M. A. G. U.; SOUZA, A. A. U.; BOAVENTURA, R. A. R. and VILAR, V. J. P. Marine macroalgae *Pelvetia canaliculata* (Linnaeus) as natural cation exchanger for metal ions separation: a case study on copper and zinc ions removal. **Chem. Eng. J.**, 2014, 247: 320-329p.

GLASBY, G. P. Economic geology: lessons learned from deep-sea mining. **Science**, 2000, 289(5479): 551–553p.

GODOY, J. M.; MOREIRA, I.; BRAGANÇA, M. J.; WANDERLEY, C. and MENDES, L. B. A study of Guanabara Bay sedimentation rates. **Radioanal. Nucl. Chem.**, 1998, 227: 157-160p.

GONTIJO, E. S. J.; MONTEIRO, A. S. C. and ROSA, A. H. Especificação de metais e metaloides em ambientes aquáticos: conceitos, técnicas e aplicações. **Rev. Virtual Quim.**, 2017, 9(5): 1910-1929p.

GOROSTIAGA, J.M. and DÍEZ, I. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (northern Spain). **Mar. Eco. Progress Series**, 1996, 30: 157–167p.

GOVERS, L. L.; LAMERS, L. P. M.; BOUMA, T. J.; EYGENSTEYN, J.; BROUWER, J. H. F.; HENDRIKS, A. J.; HUIJBERS, C. M. and van KATWIJK, M. M. Seagrasses as indicators for coastal trace metal pollution: a global meta-analysis serving as a benchmark, and a Caribbean case study. **Environ. Pollut.**, 2014, 195:210–217p.

GRALL, J. and GLÉMAREC, M. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.*, 1997, 44(A): 43–53p.

GRANT, A.; HATELEY, J. G. and JONES, N. V. Mapping the ecological impact of heavy metals on the estuarine polychaete *Nereis diversicolor* using inherited metal tolerance. **Mar. Poll. Bul.**, 1989, 20: 235-238p.

GREEN, E. P. and SHORT, F. **World Atlas of Seagrasses**. Berkeley, University of California Press, 2003, 332p.

GUIEU, C.; BOZEC, Y.; BLAIN, S.; RIDAME, C.; SARTHOU, G. and LEBLOND, N. Impact of high Saharan dust inputs on dissolved iron concentrations in the Mediterranean Sea: Impact of High Saharan Dust Inputs. *Geophys. Res. Lett.*, 2002, 29(17): 1-4p.

GUIEU, C.; LOÏE-PILOT, M.-D.; BENYAHYA, L. and DUFOUR, A. Spatial variability of atmospheric fluxes of metals (Al, Fe, Cd, Zn and Pb) and phosphorus over the whole Mediterranean from a one-year monitoring experiment: Biogeochemical implications. **Mar. Chem.**, 2010, 120: 164–178p.

GUO, T. Z.; DELAUNE, R. D. and PATRICK Jr, W. H. The influence of sediment redox chemistry on chemically active forms of Arsenic, Cadmium, Chromium, and Zinc in estuarine sediment. **Environ Int** 1997, 23 (3):305–16p.

GUTKNECHT, J. Mechanism of radioactive zinc uptake by *Ulva lactuca*. **Limnol. and Oceanog.**, 1961, 6(4): 426-431p.

GUTKNECHT, J. Zn⁶⁵ uptake by benthic marine algae. **Limnol. Oceanog.**, 8(1): 31-38p.

GWOREK, B.; DMUCHOWSKI, W. and BACZEWSKA-DĄBROWSKA, A. H. Mercury in the terrestrial environment: a review. **Environ. Sci. Eur.**, 2020, 32 (1).

HACKBARTH, F. V.; GIRARDI, F.; SANTOS, J. C.; BOAVENTURA, R. A. R.; VILAR, V. J. P.; SOUZA, A. A. U. and SOUZA, S. M. A. G. Marine macroalgae *Pelvetia canaliculata* (Phaeophyceae) as a natural cation exchanger for cadmium and lead ions separation in aqueous solutions. **Chem. Eng. J.**, 2014, 242: 294-305p.

HALPERN, B. S.; FRAZIER, M.; AFFLERBACH, J.; LOWNDES, J. S.; MICHELI, F.; O'HARA, C.; Recent pace of change in human impact on the world's ocean. **Sci. Rep.**, 2019, 9: 1–8p.

HALPERN, B. S.; FRAZIER, M.; POTAPENKO, J.; CASEY, K. S.; KOENIG, K.; LONGO, C.; LOWNDES, J. S.; ROCKWOOD, R. C.; SELIG, E. R.; SELKOE, K. A. and WALBRIDGE, S. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world 's ocean. **Nature**, 2015, 6: 7615p.

HALPERN, B. S.; KLEIN, C. J.; BROWN, C. J.; BEGER, M.; GRANTHAM, H. S.; MANGUBHAI, S.; RUCKELSHAUS, M.; TULLOCH, V. J.; WATTS, M.; WHITE, C. and POSSINGHAM, H. P. Achieving the triple bottom line in the face of inherent trade-offs among social equity, economic return, and conservation. **Proc. Natl. Acad. Sci.**, 2013, 110(15): 6229–6234p.

HALPERN, B. S.; WALBRIDGE, S.; SELKOE, K. A.; KAPPEL, C. V.; MICHELI, F. and D'AGROSA, C. A global map of human impact on marine ecosystems. **Sci**, 2008, 319(5865): 948–952p.

HAN, T. and RUNNEGAR, B. Megascopic eukaryotic algae from the 2.1-billion-year-old negaunee iron-formation, Michigan. **Science**, 1992, 257(5067): 232–235p.

HARDY, J. D. Phytoneuston ecology of a temperature marine lagoon. **Limno. and Oceanog.**, 1973, 4.

HARDY, J. D. The Sea Surface Microlayer: Biology, Chemistry and Anthropogenic Enrichment. **Prog. Oceanog.**, 1982, 11: 307–328p.

HATJE, V.; COSTA, M. F. e CUNHA, L. C. Oceanografia e química: unindo conhecimentos em prol dos oceanos e da sociedade. **Quim. Nova**, 2013, 36(10): 1497-1508.

HAY, M. E. Marine chemical ecology: chemical signals and cues structure marine populations, communities, and ecosystems. **Annu. Rev. Mar. Sci.**, 2009;1:193–212p.

HAYES, C. T.; COSTA, K. M.; ANDERSON, R. F.; CALVO, E.; CHASE, Z. and DEMINA, L. L. Global ocean sediment composition and burial flux in the deep sea. **Global Biogeochem. Cycles**, 2021, 35: e2020GB006769p.

HE, J. S. and CHEN, J. P. A comprehensive review on biosorption of heavy metals by algal biomass: materials, performances, chemistry, and modeling simulation tools. **Bioresour. Technol.**, 2014, 160: 67-78p.

HENRIQUES, B. **Macroalgas como biomonitorizadores de poluição metálica: um estudo no estuário do Tejo**. Dissertação em mestrado em biologia celular e biotecnologia. Departamento de Biologia Vegetal, Universidade de Lisboa, 2009. 122 p.

HEO, S. J. and JEON, Y. J. Protective effect of fucoxanthin isolated from *Sargassum siliquastrum* on UV-B induced cell damage. **J Photoch. Photobio. B.**, 2009, 5: 101–107p.

HIGA, T.; KUNIYOSHI, M. Toxins associated with medicinal and edible seaweeds. **J. Tox. Rev.**, 2000, 19(2): 119–137p.

HIPPOCRATES. **Volume 2**. Translation by JONES, W.H.S. PAGE, T. E.; CAPPS, E.; ROUSE, W. H. D.; POST L. A. and WARMINGTON, E. H. (eds.). London: William Heineman Ltd., 1959. 347p.

JESUS, H. C.; COSTA, E. A., MENDONÇA, A. S. F. e ZANDONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da ilha de Vitória-ES. **Quim. Nova**, 2004, 27(3): 378-386p.

HORNE, R. A. Structure of sea water and its role in chemical mass transport between the sea and the atmosphere. **J. of Geophys. Res.**, 1972, 77: 5170-5175p.

HOUSECROFT, C. E.; SHARPE, A. G. **Inorganic Chemistry**. 3rd. ed. Harlow, Prentice Hall, 2008, 1042p.

HUANG, H.; LIANG, J.; WU, X.; ZHANG, H; LI, Q. Comparison in copper accumulation and physiological responses of *Gracilaria lemaneiformis* and *G. lichenoides* (Rhodophyceae). **Chin. J. Oceanol. Limnol.**, 2013, 3(4): 803–812p.

HUANG, L.; WANG, B.; NIU, X.; GAO, P. and SONG, Q. Changes in ecosystem services and an analysis of driving factors for China's Natural Forest Conservation Program. **Ecol. and Evol.**, 2019, 9(7): 3700-3716p.

HUDSON, R. J. M. Which aqueous species control the rates of trace metal uptake by aquatic biota? Observations and predictions of non-equilibrium effects. **The Sci. of the Total Environ.**, 1998, 219: 95-115p.

HUNTER, K. A. Processes affecting particulate trace metals in the sea surface microlayer. **Mar. Chem.**, 1980, 9: 49-70p.

IBRAHIM, W. M. and MUTAWIE, H. H. Bioremoval of heavy metals from industrial effluent by fixed-bed column of red macroalgae. **Toxicol. Ind. Health**, 2013, 29:38-42p.

IPCC. Climate Change 2013: **The physical science basis**. STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G. K.; TIGNOR, M. M. B.; ALLEN, S. K. BOSCHUNG, J. (eds). Cambridge University Press, Cambridge, 2013, 1535p.

ISLAM, M. S.; AHMED, M. K.; RAKNUZZAMAN, M.; HABIBULLAH -AL- MAMUN, M. and KAMRUL ISLAM, M. Heavy metal pollution in surface water and sediment: a preliminary assessment of an urban river in a developing country. **Ecol. Indic.**, 2015, 48: 282-291p.

JAFARABADI, A. R.; BAKHTIYARI, A. R.; TOOSI, A. S.; JADOT, C. Spatial Distribution, Ecological and Health Risk Assessment of Heavy Metals in marine Surface Sediments and Coastal Seawaters of Fringing Coral Reefs of the Persian Gulf, Iran. **Chemosphere**, 2017, 185: 1090–1111p.

JAYASEKERA, R. and ROSSBACH, M. Use of seaweeds for monitoring trace elements in coastal waters. **Environ. Geochem. and Health**, 1996, 18: 63-68p.

JĘDRUCH, A.; FALKOWSKA, L.; SANIEWSKA, D.; GRAJEWSKA, A. and PACYNA, J. M. Mercury in the polish part of the Baltic Sea: A response to decreased atmospheric deposition and changing environment. **Mar. Poll. Bull.**, 2023, 186: 114426p.

JORDI, A.; BASTERRETXEA, G.; TOVAR-SÁNCHEZ, A.; ALASTUEY, A. and QUEROL, X. Copper aerosols inhibit phytoplankton growth in the Mediterranean Sea. P. Natl. **Acad. Sci.**, 2012, 109: 21246–21249p.

JUANES, J.A.; GUINDA, X.; PUENTE, A. and REVILLA, J. A. Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. **Ecol. Indic.**, 2008, vol. 8, p. 351-359.

JÄRUP, L. Hazards of heavy metal contamination. **British Med. Bull.**, 2003, 68: 167-182p.

KARTHICK, P.; SANKAR, R. S.; KAVIARASAN, T. and MOHANRAJU, R. Ecological implications of trace metals in seaweeds: bio-indication potential for metal contamination in Wandoor, South Andaman Island. Egypt. **J. Aquat. Res.** 2012, 38: 227–231p.

KARTHIKEYAN, S.; BALASUBRAMANIAN, R.; IYER, C. S. Evaluation of the marine algae *Ulva fasciata* and *Sargassum* sp. for the biosorption of Cu(II) from aqueous solutions. **Biores. Technol.**, 98 (2007): 452–455p.

KASTING, J. F. Earth's early atmosphere. **Science**, 1993, 259: 920-926p.

KEKE, U. N.; MGBEMENA, A. S.; ARIMORO, F. O. and OMALU, I. C. J. Biomonitoring of effects and accumulations of heavy metals insults using some helminth parasites of fish as bio-indicators in an afrotropical stream. **Frontiers in Environ. Sci.**, 2020, 1: 63-79p.

KESHAVARZIFARD, M.; MOORE, F.; KESHAVARZI, B. and SHARIF, R. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediment and sea urchin (*Echinometra mathaei*) from the intertidal ecosystem of the northern Persian Gulf: distribution, sources, and bioavailability. **Mar. Pollut. Bull.** 2017, 123: 373–380p.

KESHAVARZIFARD, M.; MOORE, F. and SHARIF, R. The influence of physicochemical parameters on bioavailability and bioaccessibility of heavy metals in sediments of the intertidal zone of Asaluyeh region, Persian Gulf, Iran. **Geochem.**, 2019, 79(1): 178–187p.

KHANDAKER, M.U.; CHIJIJOKE, N. O.; HEFFNY, N. A. B.; BRADLEY, D. A.; ALSUBAIE, A.; SULIEMAN, A.; RASHED, M.; FARUQUE, I.; SAYYED, M. I. and AL-MUGREN, K. S. Elevated concentrations of metal(oids) in seaweed and the concomitant exposure to humans. **Foods**, 2021, 10: 381p.

KIBRIA, G; HOSSAIN, M. M.; MALLICK, D.; LAU, T. C. and WU, R. Trace/heavy metal pollution monitoring in estuary and coastal area of Bay of Bengal, Bangladesh and implicated impacts. **Mar. Poll. Bull.**, 2016, 105(1): 393-402p.

KIRSHNER, R.P. The Earth's Elements. **Scientific American**, 1994, 271(4): 58-65p.

KRAAL, M. H.; KRAAK, M. H. S.; GROOT, G. J. and DAVIDS, C. Uptake and tissue distribution of dietary and aqueous cadmium by carp (*Cyprinus carpio*). **Ecotoxic. and Environ.**, 1995, 31: 179–183p.

KREISSIG, K. J.; HANSEN, L. T.; JENSEN, P. E.; WEGEBERG, S.; GEERTZ-HANSEN, O. and SLOTH, J. J. Characterisation and Chemometric Evaluation of 17 Elements in Ten Seaweed Species from Greenland. **PLoS ONE**, 2021, 16: e0243672p.

KRUMBEIN, W. E.; URZ, C. E. and GEHRMANN, C. E. Biocorrosion and biodeterioration of antique and medieval glass. **Geomicrobiol. J.**, vol. 9, 1991, pp. 139-160.

KUMAR, M. S. and SHARMA, S. A. Toxicological effects of marine seaweeds: a cautious insight for human consumption. **Critical Rev. in Food Sci. and Nutr.**, 2020, 1–22p.

KUMARI, B. and SHARMA, V. Assessment of Seaweeds in Biomonitoring and Biosorption of Heavy Metals. **Int. J. Biol. Technol.**, 2012, 3: 59–61p. Disponível em: <https://www.academia.edu/11893863/Assessment_of_Seaweeds_in_Biomonitoring_and_Biosorption_of_Heavy_Metals> Acesso em: 05/08/2023.

LAFABRIE, C.; PERGENT, G.; KANTIN, R.; PREGNANT-MARTINI, C.; GONZALEZ, J-L. Trace metals assessment in water, sediment, mussel and seagrass species – validation of the use of *Posidonia oceanica* as a metal biomonitor. **Environ. Poll.**, 2007, 68(11): 2039p.

LANGKAU, S. and ESPINOZA, L. A. T. Technological change and metal demand over time: What can we learn from the past? **Sustainable Mater. and Tech.**, 2018, 16: 54-59p.

LAVERGNE, C.; CELIS-PLÁ, P. S. M.; CHENU, C.; RODRIGUES-ROJAS, F.; MOENNE F.; JOSÉ-DÍAZ, M.; ABELLO-FLORES, M. J; DÍAZ, P.; GARRIDO, I.; BRUNING, P.; VERDUGO, M.; LOBOS, M. G. and SAÉZ, C. A. Macroalgae metal-biomonitoring in Antarctica. **Environ. Pol.**, 2022, 292.

LEAL, M. F. C.; VASCONCELOS, M. T.; SOUSA-PINTO, I.; CABRAL, J. P. S. Biomonitoring with benthic macroalgae and direct assay of toxic metals in seawater of the Oporto Coast, Northwest Portugal. **Mar. Poll. Bull.**, 1997, 34(12): 1006-1015p.

LEE, K. Y. and MOONEY, D. J. Alginate: properties and biomedical applications. **Prog. Polym. Sci.**, 2012, 37(1):106-126.

LEE, R.E. **Phycology**. 4th ed., Cambridge, Nova York, 2008, 534p.

LI, Q., CAI, S.; MO, C.; CHU, B.; PENG, L.; YANG, F. Toxic effects of heavy metals and their accumulation in vegetables grown in a saline soil. **Ecotoxic. and Environ. Saf.**, 2010, 73(1): 84–88p.

LIGNELL, A.; ROOMANS, G. M. and PEDERSEN, M. Localization of absorbed cadmium in *Fucus vesiculosus* L. by X-ray microanalysis. **Z. Pflanzen-physiol. Bd.**, 1982, 105: 103–109p.

LIM, W. Y.; ARIS, A. Z. and ZAKARIA, M. P. Spatial variability of metals in surface water and sediment in the langat river and geochemical factors that influence their water-sediment interactions. **The Sci. World J.**, 2012, 2012: 1–14p

LIU, J.; GOYER, R. A. and WAALKES, M. P. **Toxic effects of metals**. In: KLAASSEN, C. D. (Ed.). Casarett & Doull's Toxicology: The basic science of poisons. 7th ed. New York, McGraw-Hill Medical Publishing Division, 2017, 931-980p.

LIU, L.; LUO, X.; DING, L. and LUO, S. **Application of Nanotechnology in the Removal of Heavy Metal From Water**. In: LUO, X. and DENG, F. (Eds.). Nanomaterials for the Removal of Pollutants and Resource Reutilization. Amsterdam, Elsevier, 2019. 83-147p.

LOTZE, H. K.; LENIHAN, H. S.; BOURQUE, B. J.; BRADBURY, R. H.; COOKE, R. G.; KAY, M. C.; KIDWELL, S. M.; KIRBY M. X.; PETERSON C. H. and JACKSON, J. B. C. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. **Science**, 2006, 312(5781): 1806-1809p.

LOUGHNANE, C. J.; MCIVOR, L. M.; RINDI, F.; STENGEL, D. B. and GUIRY, M. D. Morphology, rbcL phylogeny and distribution of distromatic *Ulva* (Ulvothamniaceae, Chlorophyta) in Ireland and Southern Britain. **Phycologia**, 2008, 47(4), 416-429p.

LUOMA, S. N. **Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments**. In: FURNESS, R. W. and RAINBOW, P. S. (Eds.) Heavy metals in the marine environment. Boca Raton, CRC Press, Inc., 1990, 51-66p.

LUÍS, L. G.; FERREIRA, P.; FONTE, E., OLIVEIRA, M. and GUILHERMINO, L. Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium(VI) to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations. **Aquat. Toxic.**, 2015, 164:163-174p.

LÜ, D.; ZHENG, B.; FANG, Y.; SHEN, G. and LIU, H. Distribution and pollution assessment of trace metals in seawater and sediment in Laizhou Bay. **Chin. J. Ocean. Limnol.**, 2015, 33: 1053-1061p.

MacCRAE, R. K.; SMITH, D. E.; SWOBODA-COLBERG, N.; MEYER, J. S. and BERGMAN, H. L. Copper binding affinity of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) gills: Implications for assessing bioavailable metal. **Environ. Toxicol. Chem.**, 1999, 18: 1180-1189p.

MAJEED, S. A. Organic matter and biotic indices on the beaches of North Brittany. **Mar. Poll. Bull.**, 1987, 18: 490–495p.

MAJIDI Jr., V.; MAJIDI, D. A. L. and HOLCOMBE, J. A. Investigation of the metal–algae binding site with Cd nuclear magnetic resonance. **Environ. Sci. Technol.**, 1990, 24(9): 309–1312p.

MALEA, P.; ADAMAKIS, I. D. S. and KEVREKIDIS, T. Microtubule integrity and cell viability under metal (Cu, Ni and Cr) stress in the seagrass *Cymodocea nodosa*. **Chemosphere**, 2013, 93(6):1035–1042p.

MALEA, P. and KEVREKIDIS, T. Trace element patterns in marine macroalgae. **Sci. Total Environ.**, 2014, 144-157p.

MALINS, D. Chemical Pollutants in Sediments and Diseases of Bottom-Dwelling Fish in Puget Sound, Washington. **Environ. Sci. Technol.**, 1984, 18: 705p.

MANSFELDT, T. Redox potential of bulk soil and soil solution concentration of nitrate, manganese, iron, and sulfate in two Gleysols. **J. Plant. Nutr. Soil Sci.**, 2004, 167:7-16p.

MASCHEK, J. A. and BAKER, B. J. **The Chemistry of Algal Secondary Metabolism**. In: AMSLER, C. D. (eds) Algal chemical ecology. Heidelberg, Springer, 2008, 1-24p.

MASHIATULLAH, A.; CHAUDHARY, M. Z. and AHMAD, N.; JAVED, T. and HAFFAR, A. Metal pollution and ecological risk assessment in marine sediments of Karachi Coast, Pakistan. **Environ. Monit. and Asses.**, 2013, 185(2): 1555-1565p.

MASON, G. and MOORE, C. B. **The earth in relation to the universe**. In: Principles of geochemistry. 4th. ed., New York, John Wiley & Sons, 1958, 348p.

McCOMB, J.; ALEXANDER, T. C.; HAN, F. X. and TCHOUNWOU, P. B. Understanding biogeochemical cycling of trace elements and heavy metals in estuarine ecosystems. **J Bioremed. Biodeg.**, 2014, 5: 3p.

MEDEIROS, I. D.; MATHIESON, A. C. and RAJAKARUNA, N. Heavy metals in seaweeds from a polluted estuary in coastal maine. **Rhodora**, 2017, 119: 201–211p.

MEE, L. D. Between the devil and the deep blue sea: The coastal zone in an era of globalization. **Estuar. Coastal and Shelf Sci.**, 2012, 96: 1–8p.

MEHANA, E-S. E.; KHAFAGA, A. F.; ELBLEHI, S. S.; EL-HACK, M. E. A.; NAIEL, M. A. E.; BIN-JUMAH, M.; OTHMAN, S. I.; and ALLAM, A. A. Biomonitoring of heavy

metal pollution using acanthocephalans parasite in ecosystem: an updated overview. **Animals**, 2020, 10(5): 811p.

MEHTA, S. K. and GAUR, J. P. Use of algae for removing heavy metal ions from wastewater: progress and prospects. **Crit. Rev. Biotechnol.**, 2005, 25: 113–152p..

MELVILLE, F.; PULKOWNIK, A. Investigation of mangrove macroalgae as bioindicators of estuarine contamination. **Mar. Poll. Bull.**, 2006, 52: 1260-1269p.

MENDES, K. D. S.; SILVEIRA, R. C. C. P. e GALVÃO C. M. Revisão integrativa: métodos de pesquisa para a incorporação de evidências na saúde e na enfermagem. **Reflexão**, 2008, 17(4): 758-64p.

MEYBECK, M. and HELMER, R. The quality of rivers: From pristine stage to global pollution. **Global and Planetary Change**, 1989, 75: 283-309p.

WALDICHUK, M. Coastal marine pollution and fish. **Ocean Manag.**, 1974, 2: 1-60p.

MIEDICO, O.; POMPA, C.; TANCREDI, C.; CERA, A.; PELLEGRINO, E.; TARALLO, M. and CHIARAVALLE, A. E. Characterisation and chemometric evaluation of 21 trace elements in three edible seaweed species imported from South-East Asia. **J. Food Compos. Anal.**, 2017, 64: 188–197p.

MIGON, C. **Trace Metals in the Mediterranean Sea**. in: SALLIOT, A. (ed.). The Mediterranean Sea. Heidelberg, Springer, 2005, 151–176p.

MOENNE, A.; GONZALEZ, A. and SÁEZ, C. A. Mechanisms of metal tolerance in marine macroalgae, with emphasis on copper tolerance in Chlorophyta and Rhodophyta. **Aqua. Toxic**, 2016, 1-30p.

MONTEIRO, M. S.; SLOTH, J.; HOLDT, S. and HANSEN, M. Analysis and risk assessment of seaweed. **EFSA J.**, 2019, 17: e170915p.

MORAIS, T.; INÁCIO, A.; COUTINHO, T.; MINISTRO, M.; COTAS, J.; PEREIRA, L. AND BAHCEVANDZIEV, K. Seaweed potential in animal feed: A Review. **J. Mar. Sci. Eng.**, 2020, 8: 559p.

MORILLO, J. and USERO, J. Trace metal bioavailability in the waters of two different habitats in Spain: Huelva estuary and Algeciras Bay. **Ecotox. and Environ. Saf.**, 2008,71(3): 851–859p.

MOULTON, T. P. **Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos**. In: NESSIMIAM, J. L. e CARVALHO, A. L. (eds.). Ecologia de insetos aquáticos. Rio de Janeiro, Séries Oecologia Brasiliensis vol. V, 281-298p.

MURRAY, S. N. and LITTLER, M. M. Patterns of algal succession in a perturbed marine intertidal community. **J. of Phycol.**, 1978, 14: 506-512p.

NAGAJYOTI, P. C.; LEE, K. D. and SREEKANTH, T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. **Environ. Chem. Letters**, 2010, 8(3): 199-216p.

NAKAJIMA, K.; DAIGO, I.; NANSAL, K.; MATSUBAE, K.; TAKAYANAGI, W.; TOMITA, M. and MATSUNO, Y. Global distribution of material consumption: Nickel, copper, and iron. **Resou., Conserv. & Recyc.**, 2018, 133: 369–377p.

NASCIMENTO, R. F.; LIMA, A. C. A.; VIDAL, C. B.; MELOD. Q.; SANTIAGO, G. and RAULINO, C. **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais**. Fortaleza, Imprensa Universitária, 2014, 256p.

NEL, M. A.; RUBIDGE, G.; ADAMS, J. B. and HUMAN, L. R. D. Rhizosediments of *Salicornia tegetaria* indicate metal contamination in the intertidal estuary zone. **Front. in Environ. Sci.**, 2020, 8.

NGUYEN, P. T.; RUANGCHUAY, R.; LUEANGTHUWAPRANIT, C. Patterns of element concentrations and heavy metal accumulations in edible seaweed, *Gracilaria Fisheri* (Xia and Abbott) abbott, zhang and xia (Gracilariales, Rhodophyta) cultivation in Southern Thailand. **J. Fish. Environ.**, 2018, 42: 13–25p.

NISIZAWA, K. . The main seaweed foods in Japan. **Hydrobiologia**, 1987, 151: 5–29p.

NORGAARD, R. B. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. **Ecological Economics**, 2010, 69: 1219–1227p.

NOUR, H. E.; EI-SOROGY, A. S.; ABDEL-WAHAB, M.; ALMADANI, S.; ALFAIFI, H.; YOUSSEF, M. Assessment of sediment quality using different pollution indicators and statistical analyses, Hurghada area, Red Sea coast, Egypt. **Mar. Pollut. Bull.**, 2018, 133: 808-813p.

NRC (National Research Council). **Bioavailability of contaminants in soils and sediments: processes, tools, and applications**. Washington, DC, USA: National Academy Press, 2003. Disponível em:

<<https://nap.nationalacademies.org/read/10523/chapter/3>> Acesso em: 04/08/2023.

NRIAGU, J. O. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. **Nature**, 1989, 338: 47-49p.

NRIAGU, J. O. and PACYNA, J. M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. **Nature**, 1988, 333: 134–139p.

OCHIENG, E. Z.; LALAH, J. O. and WANDIGA, S. O. Analysis of heavy metals in water and surface sediment in five rift valley lakes in Kenya for assessment of recent increase in anthropogenic activities. **Bull. of Environ. Contam. and Toxic.**, 2007, 79(5): 570-576p.

OECD. **Ecosystem services and biodiversity**. In: Cost-benefit analysis and the environment: further developments and policy use. Paris, OECD Publishing, 2018, 309-333p.

OLIVAS, R. M.; DONARD, O. F. X.; CÁMARA, C. and QUEVAUVILLER, P. Analytical techniques applied to the speciation of selenium in environmental matrices. **Anal. Chimica Acta**, 1994, 286: 357-370p.

OLIVEIRA, E. C.; HORTA, P. A.; AMANCIO, C. E. and SANT'ANNA, C. L. **Algas e angiospermas marinhas bênticas do litoral brasileiro: diversidade, exploração e conservação**. 1999. Disponível em:
<https://www.researchgate.net/publication/264841726_Algas_e_angiospermas_marinhas_benticas_do_litoral_brasileiro_diversidade_explotacao_e_conservacao>
Acesso em: 29/05/2023.

OPEKUNOVA, M.; OPEKUNOV, A.; SOMOV, V.; KUKUSHKIN, S. and PAPYAN, E. Transformation of metals migration and biogeochemical cycling under the influence of copper mining production (the Southern Urals). **Catena**, 2020, 189: 104p.

OPPO, Z. C.; BELLANDI, S.; INNOCENT, N. D.; STORTINI, A. M.; LOGLIO, G.; SCHIAVUTA, E. and CINI, R. Surfactant components of marine organic matter as agents for biogeochemical fractionation and pollutant transport via marine aerosols. **Mar. Chem.**, 1999, 63: 235–253p.

ORFANIDIS, S.; PANAYOTIDIS, P. and STAMATIS, N. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. **Mediterr. Mar. Sci.**, 2001, 2(2): 45-65p.

OTCHERE, F. A 50-year review on heavy metal pollution in the environment: Bivalves as bio-monitors. **African J. of Environ. Sci and Tech.**, 2019, 13(6): 220-227p.

PANDEY, L.K.; PARK, J.; SON, D. H.; KIM, W.; ISLAM, M.; CHOI, S.; LEE, H. and HAN, T. Assessment of metal contamination in water and sediments from major rivers in South Korea from 2008 to 2015. **Sci. of the Total Environ.**, 2019, 651: 323–333p.

PATEL, P.; RAJU, N. J.; REDDY, B. C. S. R.; SURESH, U.; SANKAR, D. B.; REDDY, T. V. K. Heavy metal contamination in river water and sediments of the Swarnamukhi River Basin, India: risk assessment and environmental implications. **Environ. Geochem. and Health**, 2018, 40(2): 609-623p.

PAUCOT, H. and WOLLAST, R. Transport and transformation of trace metals in the Scheldt estuary. **Mar. Chem.**, 1997, 58, 22-244p.

PAZ, S.; RUBIO, C.; FRIAS, I.; GUTIERREZ, A. J.; GONZALEZ-WELLER, D.; REVERT, C.; HARDISSON, A. Metal concentrations in wild-harvested phaeophyta seaweed from the atlantic ocean (Canary Islands, Spain). **J. Food Prot.**, 2018, 81: 1165–1170p.

PEARSON, T.H. and ROSENBERG, R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanography and Marine Biology: An Ann. Rev.** 1978, 16: 229–311p. Disponível em:
<https://www.researchgate.net/publication/243785865_Pearson_TH_Rosenberg_R

[Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment Oceanogr Mar Biol Ann Rev 16 229-311](#)> Acesso em: 12/07/2023.

PELLI, A. **Proposta de índice para avaliação de qualidade da água em ambientes lóticos: estudos de aplicação no córrego Gameleira. Uberaba, MG.** Tese de Doutorado em biologia de organismos aquáticos. Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001, 391p.

PENNESI, C.; BEOLCHINI, F. and TOTTI, C. **Marine Macrophytes: Biosorbents.** In: KIM, S. K. (ed.). Handbook of Marine Biotechnology. Berlin, Springer, 2015, 597-610p.

PEREIRA, R. C. e SOARES-GOMES, A. (orgs). **Biologia Marinha.** Rio de Janeiro, Interciências, 2002, 382p.

PERGENT-MARTINI, C. and PERGENT, G. Marine phanerogams as a tool in the evaluation of marine trace-metal contamination: an example from the Mediterranean. **Int. J. of Environ. and Poll.**, 2000, 13: 1–6p.

PHILLIPS, D. J. H. The Common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. ii. relationship of metals in the mussel to those discharged by industry. **Mar. Biol.**, 1976, 38: 71-80p.

PHILLIPS, D. J. H. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments — a review. **Environ. Pollut.**, 1977, 13: 281–317p.

PINEDO, S. **Littoral benthic communities as indicators of environmental quality in Mediterranean waters.** Actes du Deuxième Symposium Méditerranéen sur la Végétation Marine, Athènes, 2003.

PINTO, A. C.; SILVA, D. H. S.; BOLZANI, V. S.; LOPES, N. P. e EPIFANIO, R. A. Produtos naturais: atualidade, desafios e perspectivas. **Química Nova**, 2002, 25(1): 51p.

PINTO, E.; SIGAUD-KUTNER, T. C. S.; LEITA, M. A. S.; OKAMOTO, O. K.; MORSE, D. and COLEPICCOLO, P. Heavy metal-induced oxidative stress in algae. **J. Phycol.**, 2003, 39(6): 1008-1018p.

PIÑEIRO-CORBEIRA, C.; BARREIRO, R. and CREMADES, J. Decadal changes in the distribution of common intertidal seaweeds in Galicia (NW Iberia). **Mar. Environ. Res.**, 2016, 113: 106-115p.

PLINY. **The natural history of Pliny.** Vol. 1, translation by BOSTACK, J. and RILEY, H. T. London, Taylor and Francis, 1855, 439p.

PÉREZ-LAMAZARES, A.; FERNANDEZ, J. A.; ABOAL, J. R.; GIORDANO, S. and CARBALLEIRA, A. The sequential elution technique applied to cryptogams: a literature review. **J. Bryol.**, 2011, 33: 267–278p.

POSHTEGAL, M. K; MIRBAGHERI, S. A. Simulation and modelling of heavy metals and water quality parameters in the river. **Sci Rep**, 2023, 23: 3020p.

QASIM, S. Z., and SEN GUPTA, R. **Environmental characteristics of the ocean.** In: PFAFFLIN, J. R. and ZEIGLER, E. N. (eds), Encyclopedia of Environmental Science and Engineering, 4th ed., vol. I, New York, Gordon And Breach Science Publishers, 1983, 294-309p.

RAHMANPOUR, S.; GHORGHANI, N. F. and LOTF ASHTIYANI, S. M. Heavy metal in water and aquatic organisms from different intertidal ecosystems, Persian Gulf. **Environ. Monit. and Asses.**, 2014, 186: 5401-5409p.

RAINBOW, P. S. Trace metal bioaccumulation: models, metabolic availability and toxicity. **Environ. Intern.**, 2007, 33(4): 576-582p.

RAKIB, M.R.J.; JOLLY, Y. N.; DIOSES-SALINAS, D. C.; PIZARRO-ORTEGA, C. I.; DE-LA-TORRE, G. E.; KHANDAKER, M. U.; ALSUBAIE, A.; ALMALKI, A. S. A. and BRADLEY, D. A. Macroalgae in Biomonitoring of Metal Pollution in the Bay of Bengal Coastal Waters of Cox's Bazar and Surrounding Areas. **Sci. Rep.** 2021, 11: 20999p.

RAMACHANDRA, T. V.; SUDARSHAN, P. B.; MAHESH, M. K. and VINAY, S. Spatial patterns of heavy metal accumulation in sediments and macrophytes of Bellandur wetland, Bangalore. **J. of Environ. Manag.**, 2018, 206: 1204–1210p.

RAMELOW, G. J.; LIU, L.; HIMEL, C.; FRALICK, D.; ZHAO, Y. and TONG, C. The analysis of dissolved metals in natural waters after preconcentration on biosorbents of immobilized lichen and seaweed biomass in silica. **Inter. J. of Anal. Chem.**, 1993, 53: 219-232p.

RASHID, M. A. and KING, L. H. Major oxygen-containing functional groups present in humic and fulvic acid fractions isolated from contrasting marine environments. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 1970, 34(2), 193–201p.

RASHID, M. A. Role of quinone groups in solubility and complexing of metals in sediments and soils. **Chem. Geol.**, 1972, 9(1-4): 241–247p.

REIMERS, C. E.; ALLEAU, Y.; BAUER, J. E.; DELANEY, J.; GIRGUIS, P. R.; SCHRADER, P. S.; STECHER III, H. A. Redox effects on the microbial degradation of refractory organic matter in marine sediments. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 2013, 121: 582–598p.,

REUTER, M. A.; HEISKANEN, K.; BOIN, U.; VAN SCHAICK, A.; VERHOEF, E.; YANG, Y.; GEORGALLI, G. and WILLS, B. A. A description of the metal cycles. In: The Metrics of Material and Metal Ecology Harmonizing the Resource. **Tech. and Environ. Cycles.**, 2005, 16: 3-706p.

RICKWOOD, C. J. and CARR, G. M. Development and sensitivity analysis of a global drinking water quality index. **Environ. Monit. and Asses.**, 2009, 156: 73-90p.

RILEY, J. P. and TAYLOR, D. The analytical concentration of traces of dissolved organic materials from sea water with Amberlite XAD-1 resin. **Analytica Chimica Acta**, 1969, 46(2): 307-309p.

ROCHMAN, C. M.; HENTSCHEL, B. T. and TEH, S. J. Long-term sorption of metals is similar among 20 plastic types: implications for plastic debris in aquatic environments. **PloS one**, 2014, 9(1): e85433p.

ROMANELLI, G.; BERTO, D.; CALACE, N.; AMICI, M.; MALTESE, S.; FORMALEWICZ, M.; CAMPANELLI, A.; MARINI, M.; MAGALETTI, E.; SCARPATO, A. Ballast water management system: Assessment of chemical quality status of several ports in the Adriatic Sea. **Mar. Poll. Bull.**, 2019, 147: 86-97p.

ROMARÍS-HORTAS, V.; GARCÍA-SARTAL, C.; BARCIELA-ALONSO, M. C.; MOREDA-PIÑEIRO, A. and BERMEJO-BARRERA, P. Characterization of edible seaweed harvested on the Galician coast (Northwestern Spain) using pattern recognition techniques and major and trace element data. **J. Agric. Food Chem.**, 2010, 58: 1986–1992p.

RONNBERG, O.; ADJERS, K.; RUOKOLAHTI, C. and BONDESTAM, M. *Fucus vesiculosus* as an indicator of heavy metal availability in a fish farm recipient in the northern Baltic **Sea. Mar. Poll. Bull.**, 1990, 21(8): 388–392p.

ROS, J. D. and CARDELL, M. J. Effect on benthic communities of a major input of organic matter and other pollutants (coast off Barcelona, Western Mediterranean). **Environ. Toxic. and Chem.**, 1991, (31–32): 441–450p.

ROSSBACH, M. Use of seaweeds for monitoring trace elements in coastal waters. **Environ. Geochem. Health**, 1996;18:63–68p.

RYGG, B. Distribution of species along pollution-induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian fjords. **Mar. Poll. Bull.**, 1985, 16: 469–474p.

RÉZIG, S. H. **Natureza e posição das “algas” na árvore filogenética do mundo vivo**. In: FRANCESCHINI, I. M.; BURLIGA, A. L.; REVIERS, B.; PRADO, J. F.; HAMLAOUI, S. (Orgs.) *Algas: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica*. Porto Alegre, Artimed, 2010, 19-52p.

RØY, H.; KALLMEYER, J.; ADHIKARI, R. R.; POCKALNY, R.; JØRGENSEN, B. B. and D'HONDT, S. Aerobic microbial respiration in 86-million-year-old deep-sea red clay. **Science**, 2012, 336(6083): 922–925p.

SAINT-LOUIS, R. and PELLETIER, E. Sea-to-air flux of contaminants via bubbles bursting. An experimental approach for tributyltin. **Mar. Chem.**, 2004, 84: 211-224p.

SALGADO, L. T.; ANDRADE, L. R. and AMADO, G. M. Localization of specific monosaccharides in cells of the brown alga *Padina gymnospora* and the relation to heavy-metal accumulation. **Protoplasma**, 2005, 225: 123–128p..

SANTOS, A. A.; COCENTINO, A. M. M. and REIS, T. N. V. Macroalgas como indicadores da qualidade ambiental da Praia de Boa Viagem – Pernambuco, Brasil. Tamandaré, **Boletim Técnico Científico CEPENE**, 2006, 14(2): 25-33p.

SANTSCHI, P. H. Particle flux and trace metal residence time in natural waters. *Limnol. Oceanogr.*, 1984, 29: 1100-08p.

SANY, S. B. T.; SALLEH, A.; SULAIMAN, A. H.; SASEKUMAR, A.; REZAYI, M. and TEHRANI, G. M. Heavy metal contamination in water and sediment of the Port Klang coastal area, Selangor, Malaysia. **Environ. Earth Sci.**, 2013, 69(6): 2013-2025p.

SARKAR, B.; MITCHELL, E.; FRISBIE, S.; GRIGG, L.; ADHIKARI, S. and BYANJU, R. M. Drinking water quality and public health in the Kathmandu Valley, nepal: coliform bacteria, chemical contaminants, and health status of consumers. **J. of Environ. and Pub. Health.**, 2022, 3895859: 21p.

SAWIDIS, T.; BROWN, M. T.; ZACHARIADIS, G. and SRATIS, I. Trace metal concentrations in marine macroalgae from different biotopes in the Aegean Sea. **Environ. Poll.**, 2001, 27(1): 1–47p.

SCHINTU, M.; MARRAS, B.; DURANTE, L.; MELONI, P.; and CONTU, A. Macroalgae and DGT as indicators of available trace metals in marine coastal waters near a lead–zinc smelter. **Environ. Poll.**, 2010, 167(1-4): 653–661p.

SCHOENWAEELDER, M. E. A. The occurrence and cellular significance of physodes in brown algae. **Phycologia**, 2002, 41: 125–139p.

SCHOPF, J. W. Microfossils of the early Archaean Apex Chert: new evidence of the antiquity of life. **Science**, 1993, 260: 640-646p.

SERGEEV, A. N.; SAFATOV, A. S.; AGAFONV, A. P.; ANDREEVA, ARSHNOV, M. Y.; BELAN, B. D.; BURYAK, G. A.; GENERALOV, V. M.; ZAKHAROVA, Y. R.; LAPTEVA, N. A.; OL’KIN, S. E.; DANCHENKO, M. V.; PARFENOVA, V. V.; REZNIKOVA, I. K.; SIMONENKOV, D. V.; TEPLYAKOVA, T. V.; and TERNOVOI, V. A. Comparison of the presence of chemical and biomarkers in the surface microlayer in water areas of health resort zones of Lake Baikal and in atmospheric aerosol of this region. **Atm. and Ocea. Opt.**, 2009, 22(4): 467–477p.

SEYMORE T.; du PREEZ H. H. and van VUREN J. H. J. Manganese, lead and strontium bioaccumulation in the tissues of the yellowfish, *Barbus marequensis* from the lower Olifants River. Eastern Transvaal. **Water SA**, 1995, 21(2): 159–172p.

SHAW, B. P; SAHU, S. K. and MISHRA, R. K. **Heavy Metal Induced Oxidative Damage in Terrestrial Plants**. In: PRASAD, M. N. V. (Ed.). Heavy metal stress in plants. Heidelberg, Springer, 2004. 84-126p.

SHENG, P. X.; TING, Y-P.; CHEN, J. P. Biosorption of heavy metal ions (Pb, Cu, and Cd) from aqueous solutions by the marine alga *Sargassum* sp. in single- and multiple-metal systems. **Ind. Eng. Chem. Res.**, 2007, 46(8): 2438-2444p.

SHENG, P. X.; WEE, K. H.; TING, Y. P.; CHEN, J. P. Biosorption of copper by immobilized marine algal biomass. **Chem. Eng. J.**, 2008, 136(2-3): 156-163p.

SIEBURTH, J. McN. **Microbiological and Organic-Chemical Processes in the Surface and Mixed Layers**. In: Peter S. Liss & W. George N. Slinn eds.: Air-Sea Exchange of Gases and Particles. Boston, D. Reidel Publishing Company, 1983, 121–172p.

SILVA, J. R. M. C.; BERGAMI, E.; GOMES, V.; CORSI, I. Occurrence and distribution of legacy and emerging pollutants including plastic debris in Antarctica: sources, distribution and impact on marine biodiversity. **Mar. Poll. Bull.**, 2023, 186: 114353p.

SIMBOURA, N.; ZENETOS, A.; PANAYOTIDIS, P. and MAKRA, A. Changes in benthic community structure along an environmental pollution gradient. **Mar. Poll. Bull.**, 1995, 30(7): 470-474p.

SIMÕES, T. N. **Metais pesados em sedimento, cascas de ovos e sangue de tartarugas marinhas da espécie *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766)**. Dissertação de mestrado em saúde humana e meio ambiente, Universidade Federal de Pernambuco, 2016, 278p.

SINGH, K. P.; BHATTACHARYA, S. and SHARMA, P. Assessment of heavy metal contents of some Indian medicinal plants. **American-Eurasian J. of Agric. & Environ. Sci.**, 2014, 14: 1125–1129p.

SLAVEYKOVA, V. I.; WILKINSON, K. J. Effect of pH on Pb biouptake by the freshwater alga *Chlorella kesslerii*. **Environ. Chem. Letters**, 2003, 1: 185-189p.

SMITH, K. L.; HANN, A. C.; HARWOOD, J. L. The subcellular localisation of absorbed copper in *Fucus*. **Physiol. Plant.**, 1986, 66: 692–698p..

SOGIN, M. L.; GUNDERSON, J. H.; ELWOOD, H. J.; ALONSO, R. A.; PEATTIE, D. A. Phylogenetic significance of the Kingdom concept: an unusual eukaryotic, 16S-like ribosomal RNA from *Giardia lamblia*. **Science**, 1989, 243: 75-77p.

SOUSA, G. S.; COCENTINO, A. L. M. Macroalgas como indicadoras da qualidade ambiental da Praia De Piedade – PE. **Tropical Oceanog.**, 2004, 32(1): 1-22p.

SQUADRONE, S.; BRIZIO, P.; BATTUELLO, M.; NURRA, N.; SARTOR, R. M.; RIVA, A.; STAITI, M.; BENEDETTO, A.; PESSANI, D. and ABETE, M. C. Trace metal occurrence in Mediterranean seaweeds. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, 2018, 25: 9708–9721p.

STEFAN, R. L. and SZERI, A. Z. Surfactant scavenging and surface deposition by rising bubbles. **J. of Colloid and Interf. Sci.**, 1999, 212: 1–13p.

STERN, D. A. **A laboratory investigation of trace metal adsorption on a marine sediment in seawater and the speciation of copper in seawater**. Thesis of the Doctor of Philosophy, University of New Hampshire, 1975, 108p.

STIRK, A.; VAN STADEN, J. Some physical factors affecting adsorption of heavy metals from solution by dried brown seaweed material. **South African J. of Bot.**, 2001, 67: 615-619p.

STRUGARIU, M. L.; HEPUT, T. Monitoring results on industrial wastewater pollutants in steel industry. **Acta Tech. Corviniensis Bull. Eng.**, 2012, 4: 33-36.

SZEFER, P.; GELDON, J.; ALI, A. A.; OSUNA, F. P.; RUIZ-FERNANDES, A. C. and GALVAN, S. R. G. Distribution and association of trace metals in soft tissue and byssus of *Mytella strigata* and other benthic organisms from Mazatlan Harbour, Mangrove Lagoon of the Northwest coast of Mexico. **Environ. Intern.**, 1998, 24(3): 359–374p.

SÀEZ, C. A.; LOBOS, M. G.; MACAYA, E. C.; OLIVA, D.; QUIROZ, W. and BROWN, M. T. Variation in patterns of metal accumulation in thallus parts of *Lessonia trabeculata* (Laminariales; Phaeophyceae): implications for biomonitoring. **Plos One**, 2012, 7(11): e50170.

TAMILSELVAN, N.; SAURAV, K. and KANNABIRAN, K. Biosorption of Cr (VI), Cr (III), Pb (II) and Cd (II) from aqueous solutions by *Sargassum wightii* and *Caulerpa racemosa* algal biomass. **J. Ocean Univ. China**, 2012, 11(1): 52-58p.

TAO, Y.; YUAN, Z.; XIAONA, H. and WEI, M. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and potential health risk assessment from Taihu Lake, China. **Ecotoxic. and Environ. Saf.**, 2012, 81: 55-64p.

TELLEZ-PLAZA, M.; NAVAS-ACIEN, A.; MENKE, A.; CRAINICEANU, C. M.; PASTOR-BARRIUSO, R. and GUALLAR, E. Cadmium exposure and all-cause and cardiovascular mortality in the U.S. general population. **Environ. Health Perspect.**, 2012, 120(7): 1017–1022p.

TERNON, E.; GUIEU, C.; LOÏE-PILOT, M. D.; LEBLOND, N.; BOSC, E.; GASSER, B.; MIQUEL, J.-C. and MARTIN, J. The impact of Saharan dust on the particulate export in the water column of the North Western Mediterranean Sea. **Biogeosciences**, 2010, 7: 809–826p.

THAKER, J.; CHHAYA, J.; NUZHAT, S.; MITTAL, R.; MANSURI, A. P. and KUNDU, R. Effects of chromium (VI) on some ion-dependent ATPases in gills, kidney and intestine of a coastal teleost *Periophthalmus dipes*. **Toxicology**, 1996, 112: 237-244p.

THEOPHRASTI. **On stones**. Translation by CALEY, E. R. and RICHARDS, J. F. C. Ohio, The Ohio State University, 1956. 248p.

TIAN, K.; HUANG, B.; XING, Z. and HU, W. Geochemical baseline establishment and ecological risk evaluation of heavy metals in greenhouse soils from Dongtai, China. **Ecol. Indicators**, 2017, 72: 510–520p.

TOMCZAK, W.; BOYER, P.; KRIMISSA, M. and RADA KOVITCH, O. K_d distributions in freshwater systems as a function of material type, mass-volume ratio, dissolved organic carbon and pH. **Applied Geochemistry**, 2019, 105: 68–77p.

TOVAR-SÁNCHEZ, A.; ARRIETA, J. M.; DUARTE, C. M. and SAÑUDO-WILHELMY, S. A. Spatial gradients in trace metal concentrations in the surface microlayer of the Mediterranean Sea. **Front. Mar.**, 2014.

TOVAR-SANCHEZ, A.; RODRIGUEZ-ROMERO, A.; ENGEL, A.; ZÄNCKER, B.; FU, F.; MARAÑÓN, E.; PÉREZ-LORENZO, M.; BRESSAC, M.; WAGENER, T.; TRIQUET, S.; SIOUR, G.; DESBOEUF, K. and GUIEU, C. Characterizing the surface microlayer in the Mediterranean Sea: trace metal concentrations and microbial plankton abundance. **Biogeosciences**, 2020, 17: 2349–2364p.

TRASANDE, L. R.; ZOELLER, T.; HASS, U.; KORTENKAMP, A.; GRANDJEAN, P.; MYERS, J. P.; DIGANGI, J.; BELLANGER, M.; HAUSER, R.; LEGLER, J.; KAKKEBAEK, N. E. and HEINDEL, J. J. Estimating burden and disease costs of exposure to endocrine-disrupting chemicals in the European Union. **The J of Clin. Endocrin. & Metab.**, 2015;100(4):1245-1255p.

TRESNATI, J.; YASIR, I.; ZAINUDDIN; SYAFI UDDIN; APRIANTO, R. and TUWO, A. Metal Bioaccumulation Potential of the Seaweed *Kappaphycus Alvarezii*. **IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.**, 2021, 763: 012059p.

TREZZI, G.; GARCIA-ORELLANA, J.; RODELLAS, V.; SANTOS E. J.; TOVAR-SÁNCHEZ, A.; GARCIA-SOLSONA, E. and MASQUÉ, P. Submarine groundwater discharge: a significant source of dissolved trace metals to the Northwestern Mediterranean Sea. **Mar. Chem.**, 2016, 90–100p.

TRIPATHI, P.; SINGHAL, A. and JHA, P. K. **Metal Transport and Its Impact on Coastal Ecosystem**. In: MADHAV, S.; NAZNEEN, S.; SINGH, P. (eds) Coastal Ecosystems. Berlin, Springer, 2022, 28: 239-239p.

TURNER, R. K. **Introduction**. In TURNER, R. and SCHAAFSMA, M. (Eds.) Coastal zones ecosystem services. Cham, Springer, 2015, 9: 1–7p.

TUSSENBROEK, B. I.; VONK, J. A.; STAPEL, J.; ERFTEMEIJER, P. L. A.; MIDDELBURG, J. J. and ZIEMAN, J. C. The Biology of Thalassia: Paradigms and Recent Advances in Research. **The Biology of Thalassia: Paradigms and Recent Advances**. In: LARKUM, W. D.; ORTH, R. J. and DUARTE, C. M. (eds.) Seagrasses: biology, ecology and conservation. Netherlands, Springer, 2006, 409-439p.

UN/GESAMP/UNCLOS. **United nations convention on the law of the sea: treaty of the rights of the sea**. Montego Bay, December, 1982, 205p.

UN/GOAL - United Nations / Sustainable development goals. **Guidelines for the use of the SDG logo: include the color wheel and 17 icons**. 2020, 68p. Disponível em: <<https://www.un.org/sustainabledevelopment/news/communications-material/>> Acesso em: 09/04/2023.

UNDERWOOD, A. J., DENLEY, E. J., and MORAN, M. J. Experimental analyses of the structure and dynamics of mid-shore rocky intertidal communities in NSW. **Oecologia** 1983, 56: 202-219p.

UNDERWOOD, A. J. and JERNAKOFF, P. J. Effects of interactions between algae and grazing gastropods on the structure of a low-shore intertidal algal community. **Oecologia**, 1981, 48: 221-233p.

UNDERWOOD, A. J. The effects of grazing by gastropods and physical factors on the upper limits of distribution of intertidal macroalgae. **Oecologia**, 1980, 46: 201-213p.

UNDERWOOD, E. J. Factor influencing trace metal needs and tolerances in man. **Mar. Poll. Bull.**, 1974, 5(5): 86-88p.

UNGUREANU, G. **Removal of metal oxyanions from water by macroalgae biomass**. Tese de Doutorado em Engenharia Ambiental. Faculdade de Engenharia da UPorto, Portugal, 2016, 256p.

UNGUREANU, G.; FILOTE, C.; SANTOS, S. C. R.; BOAVENTURA, R. A. R.; VOLF, I.; BOTELHO, C. M. S. Antimony oxyanions uptake by green marine macroalgae. **J. Environ. Chem. Eng.**, 2016, 4,(3): 3441-3450p.

UNGUREANU, G.; SANTOS, S.; BOAVENTURA, R. and BOTELHO, C. Arsenic and antimony in water and wastewater: overview of removal techniques with special reference to latest advances in adsorption. **J. Environ. Manag.**, 2015, 151: 326-342p.

URZÌ, C. E.; LISI, S.; CRISEO, G. and PERNICE, A. Adhesion to and degradation of marble by a *Micrococcus* strain isolated from it. **Geomicrobiol. J.**, 1991, 9: 81-90p.

VAN LEEUWEN, H. P.; KÖSTER, W. (Eds.). **IUPAC Series on Analytical and Physical Chemistry of Environmental Systems: Physicochemical Kinetics and Transport at Biointerfaces**. John Wiley and Sons, Chichester, 2004. 4: 14 p.

VÁZQUEZ-ARIAS, A.; PACÍN, C.; ARES, A.; FERNÁNDEZ, J. A.; ABOAL, J. R.; Do we know the cellular location of heavy metals in seaweed? an up-to-date review of the techniques. **Sci. Total Environ.**, 2023, 856:159215p.

VASQUEZ, J. A. and GUERRA, N. The use of seaweeds as bioindicators of natural and anthropogenic contaminants in northern Chile. **Hydrobiologia**, 1996, 326/327: 327-333p.

VENTURA, D.; GROSSO, L.; PENSA, D.; CASOLI, E.; MANCINI, G.; VALENTE, T.; SCARDI, M. and RAKAJ, A. coastal benthic habitat mapping and monitoring by integrating aerial and water surface low-cost drones. **Front. in Mar. Sci.**, 2023, 9:1096594p.

VIEIRA, M. G.; OISIOVICI, R. M.; GIMENES, M. L. and SILVA, M. G. Biosorption of chromium(VI) using a *Sargassum* sp. packed-bed column. **Biores. Technol.**, 2008, 99: 3094–3099p.

VIKAS, M.; DWARAKISH, G. S. Coastal Pollution: A Review. **Aquatic Procedia**, 2015, 4: 381-388p.

VILAR, V. J. P.; BOTELHO, C. M. S. and BOAVENTURA, R. A. R. Chromium and zinc uptake by algae *Gelidium* and agar extraction algal waste: kinetics and equilibrium. **J. Hazard. Mater.**, 2007, 149(3): 643-649p.

VILLARES, R.; PUENTE, X. and CARBALLEIRA, A. Seasonal variation and background levels of heavy metals in two green seaweeds. **Environ. Poll.**, 2002, 119: 79-90p.

VILLARES, R.; PUENTE, X. and CARBALLEIRA, A. *Ulva* and *Enteromorpha* as indicators of heavy metal pollution. **Hydrobiologia**, 2001, 462: 221–232p.

VOLESKY, B. Advances in biosorption of metals: selection of biomass types. **FEMS Microbiol. Rev.**, 1994, 14:291–302p.

VOLESKY, B. and HOLAN, Z. R. Biosorption of heavy metals. **Biotech. Progress**, 1995, 11:235-250p.

VOSGERAU, D. S. R. and ROMANOWISK, J. P. Estudos de revisão: implicações conceituais e metodológicas. **Rev. Diálogo Educ.**, 2014, 14(41) 165-189p.

VOUK, V. B. **General chemistry of metals**. In: FRIBERG, L.; NORDBERG, G. F. and VOUK, V. B. (Eds.). Handbook of the toxicology of metals. New York, Elsevier, 1986, 14–35p.

VU, C.T.; LIN, C.; SHERN, C-C.; YEH, G.; LE, V. G. and TRAN, H. T. Contamination, ecological risk and source apportionment of heavy metals in sediments and water of a contaminated river in Taiwan. **Ecol. Indic.**, 2017, 82: 32–42p.

WALLACE, T. and GORDON Jr, T. **Particulate matter in surface seawater: sources, chemical composition, and affinity for the sea-air interface**. University of Rhode Island, open access dissertations paper 1305. Disponível em: <https://digitalcommons.uri.edu/oa_diss/1305/> Acesso em: 22/06/2023.

WANG, H.; FAN, Z.; KUANG, Z.; YUAN, Y.; LIU, H. and HUANG, H. Heavy metals in marine surface sediments of Daya bay, southern China: spatial distribution, sources apportionment, and ecological risk assessment. **Front. in Environ. Sci.**, 2021, 9: 755873p.

WANG, W. X. Interactions of trace metals and different marine food chains. **Mar. Ecol. Prog. Series**, 2002, 243: 295–309p.

WATARI, T.; NANSAL, K.; NAKAJIMA, K. Major metals demand, supply, and environmental impacts to 2100: A critical review. **Resources, Conserv. & Recyc.**, 2021, 164: 10510p.

WAYCOTT, M. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. **Proceedings of the Nat. Acad. of Sci.**, 2009, 106(30): 12377–12381p.

WEIS, J. S. Effect of zinc on regeneration in the fiddler crab *Uca pugilator* and its interactions with methylmercury and cadmium. **Mar. Environ. Res.**, 1980, 3: 249-255p.

WHITFIELD, M. The World Ocean: Mechanism or Machination? **Interdiscip. Sci. Reviews**, 1981, vol. 6(1).

WHITTON, B. A.; SAY, P. J.; WEHR, J. D. **Use of plants to monitor heavy metals in rivers**. In: SAY, P. J. and WHITTON, B. A. (eds.) Heavy metals in northern england: environmental and biological aspects. Durham, Univ. Durham, 1981, 135-145p.

WIELGOLASKI, F. E. Biological indicators on pollution. **Urban Ecol**, 1975, 1: 63-79p.

WIJESEKARA, I.; PANGESTUTI, R.; KIM, S. K. Biological activities and potential health benefits of sulfated polysaccharides derived from marine algae. **Carbohydrate Polym.**, 2011, 84(1): 14–21p.

WIJESINGHE, W. A. J. P.; JEON, Y-J. Exploiting biological activities of brown seaweed *Ecklonia cava* for potential industrial applications: a review. **Intern. J. of Food Sci. and Nut.**, 2012, 63(2):225–235p.

WILLIAMS, T. P., BUBB, J. M., LESTER, J. N. Metal accumulation within salt marsh environments: a review. **Mar. Poll. Bull.**, 1994, 28(5): 277–290p.

WOLTERBEEK, H. T. H.; KUIK, R.; VERBURG, T. G.; HERPIN, U.; MARKERT, B.; THÖNI, L. Moss interspecies comparisons in trace element concentrations. **Environ. Monit. and Asses.**, 1995, 35: 263-286p.

WORM, B. BARBIER, E. B.; BEAUMONT, N.; DUFFY, J. E.; FOLKE, C.; HALPERN, B. S.; JACKSON, J. B. C.; LOTZE, H. K.; MICHELI, F.; PALUMBI, S. R.; SALA, E.; SELKOE, K. A.; STACHOWICZ, J. J.; WATSON, R. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. **Science**, 2006, 314: 787–790p.

WORT, D. J. The seasonal variation in chemical composition of *Macrocystis integrifolia* and *Neroecystis luetkeana* in British Columbia coastal waters. **Can. J. Botany**, 1955, 33(4): 323-340p.

WU, J. P.; CHEN, H. C. and HUANG, D. J. Histopathological alterations in gills of white shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone) after acute exposure to Cadmium and Zinc. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, 2009, 82:90–95p.

WU, P. Distribution and source identification of heavy metals in the sediments of a river flowing an urbanization gradient, Eastern China. **Environ. Earth Sci.**, 2017, 76: 745p.

WURL, O.; EKAU, W.; LANDING, W. M. and ZAPPA, C. J. Sea surface microlayer in a changing ocean – a perspective. **Elem. Sci. of the Anthrope.**, 2017, 31: 2-11p.

WURL, O.; WURL, E.; MILLER, L.; JOHNSON, K. and VAGLE, S. Formation and global distribution of sea-surface microlayers. **Biogeosciences**, 2011, 8: 121–135p.

YANG, L.; PARKIN, D. M.; FERLAY, J.; LI, L. and CHEN, Y. Estimates of cancer incidence in China for 2000 and projections for 2005. **Cancer Epidem. and Prev. Biomarkers**, 2005, 14(1): 243-250p.

YESSON, C.; BUSH, L. E.; DAVIES, A. J.; MAGGS, C. A. and BRODIE, J. Large brown seaweeds of the British Isles: evidence of changes in abundance over four decades. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, 2015, 155: 167-175p.

ZAYNAB, M.; AL-YAHYAI, R.; AMEEN, A.; SHARIF, Y.; ALI, L.; FATIMA, M.; KHAN, K. A.; Li, S. Health and environmental effects of heavy metals. **J. of King Saud Univ. Sci.**, 2022, 34: 101653p.

ZEMKE-WHITE, W. L. and OHNO, M. World seaweed utilisation: an end-of-century summary. **Phycologia**, 1999, 11(4): 369–376p.

ZEYU, L. J. and YANING, L. W. D. Application of algae for heavy metal adsorption: a 20-year meta-analysis. **Ecotoxic. and Environ. Safe.**, 2020, 190: 110089p.

ZHENG, N.; WANG, S.; DONG, W.; HUA, X.; LI, Y.; SONG, X.; CHU, Q.; HOU, S. and LI, Y. The Toxicological effects of mercury exposure in marine fish. **Bull. of Environ. Contam. and Toxic.**, 2019.

ZHOU, Q.; ZHANG, J.; FU, J.; SHI, J. and JIANG, G. Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. **Analytica Chimica Acta.**, 2008, 606:135-150p.

ZOK M. G. M. E.; ISMAIL M. M.; OKBAH M. Seaweed as bioindicators of organic micropollutants polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organochlorine pesticides (OCPs). **Environ. Sci. and Poll. Resea. Inter.**, 2022, 29(23): 34738–34748p.

ZORODDU M. A.; AASETH J.; CRISPONI G.; MEDICI S.; PEANA M. and NURCHI V. M. The essential metals for humans: a brief overview. **J. of Inorg. Bioch.**, 2019.

ÇELİK, A.; KASKA, Y.; BAG, H.; AUREGGI, M.; SEMİZ, G.; KARTAL, A.A.; ELÇİ, L. Heavy metal monitoring around the nesting environment of green sea turtles in Turkey. **Water, Air, & Soil Poll.**, 2006, 169: p. 67–79p.