

Ministério da Saúde

FIOCRUZ
Fundação Oswaldo Cruz



Erick Dias Campanelli

**A relação saúde pública-meio ambiente e o biomonitoramento como ferramenta para a
avaliação, promoção e conservação da saúde ambiental**

Rio de Janeiro

2022

Erick Dias Campanelli

A relação saúde pública-meio ambiente e o biomonitoramento como ferramenta para a avaliação, promoção e conservação da saúde ambiental

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Toxicologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Fábio Veríssimo Correia.

Orientadora: Prof^a. Dra. Rachel Ann Hauser-Davis.

Rio de Janeiro

2022

Título do trabalho em inglês: The public health-environment and biomonitoring relationship as a tool for the avaluation, promotion and conservation of environmental health.

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

Catálogo na fonte
Fundação Oswaldo Cruz
Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica em Saúde
Biblioteca de Saúde Pública

C186r Campanelli, Erick Dias.
A relação saúde pública-meio ambiente e o biomonitoramento como ferramenta para a avaliação, promoção e conservação da saúde ambiental / Erick Dias Campanelli. -- 2022.
76 f. : il. color. ; graf. ; tab.

Orientador: Fábio Veríssimo Correia.
Coorientadora: Rachel Ann Hauser-Davis.
Dissertação (mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2022.

1. Saúde Pública. 2. Monitoramento Ambiental. 3. Biodiversidade. 4. Poluição Ambiental. 5. Biomarcadores. 6. Ecossistema. 7. Saúde Única. I. Título.

CDD – 23.ed. – 363.7

Erick Dias Campanelli

A relação saúde pública-meio ambiente e o biomonitoramento como ferramenta para a avaliação, promoção e conservação da saúde ambiental

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde Pública e Meio Ambiente, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, na Fundação Oswaldo Cruz, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Toxicologia Ambiental.

Aprovada em: 29 de abril de 2022.

Banca Examinadora

Prof.^a Dra. Christina Wyss Castelo Branco
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

Prof.^a Dra. Júlia Carina Niemeyer
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof.^a Dra. Rachel Ann Hauser-Davis (Orientadora)
Fundação Oswaldo Cruz – Instituto Oswaldo Cruz

Prof. Dr. Fábio Veríssimo Correia (Orientador)
Fundação Oswaldo Cruz – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca

Rio de Janeiro

2022

Dedico esse trabalho a todos que se esforçaram e apoiaram em sua produção.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus orientadores, Fábio Veríssimo Correia e Rachel Ann Hauser-Davis, pelos ensinamentos, planejamento e auxílio para que este trabalho fosse realizado.

À Fundação Oswaldo Cruz e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento investido neste projeto.

À minha família, por acreditar no meu potencial e dar total apoio e incentivo para meu aprendizado e desenvolvimento pessoal e profissional ao longo dos anos.

Vivemos em uma época perigosa. O homem domina a natureza antes que tenha aprendido a dominar a si mesmo.
SCHWEITZER, [19--?].

RESUMO

A relação entre Saúde Pública, meio ambiente e Saúde Ambiental já é definida e discutida em diferentes âmbitos das discussões sociais, políticas e ambientais, mas devido às suas complexidades e inter-relações, algumas lacunas ainda permanecem, principalmente sobre os mecanismos e processos envolvidos nesta dinâmica relação. No entanto, sabe-se que as atividades humanas têm causado efeitos devastadores nos ecossistemas e concomitantemente, uma maior tendência de ocorrência de epidemias e problemas de Saúde Pública, com conexões entre esses eventos sendo comprovadas. Por isso, monitorar a Saúde Ambiental se torna cada vez mais essencial e permite avaliar como os serviços ecossistêmicos fornecidos pela biodiversidade são afetados e como as atividades antrópicas podem influenciar nos riscos de exposições a agentes químicos, físicos e biológicos e a propagação de diversas doenças. Esse processo de monitoramento das variáveis ambientais é denominado biomonitoramento e permite avaliar qualitativamente e quantitativamente a qualidade dos recursos naturais, permitindo o acompanhamento do bom funcionamento dos ecossistemas e antever agravos de saúde em humanos. Com isso, este trabalho se propôs a apresentar uma revisão narrativa da literatura, incluindo estudos realizados em laboratório ou em campo, envolvendo contaminantes ambientais que causassem efeitos subletais à biodiversidade. Um total de 452 artigos foram encontrados, sendo que 61 foram selecionados para compor a revisão final. Nesta revisão foi observado que os estudos com a temática do biomonitoramento vêm aumentando ao longo dos últimos anos, mas ainda se concentrando em países desenvolvidos. Diversos compostos foram analisados, como metais, metaloides e ametais, agrotóxicos, contaminantes emergentes, patógenos biológicos, microplásticos, poluentes orgânicos persistentes, espécies invasoras e outros contaminantes. Em relação aos efeitos sobre os organismos, mais de dez tipos diferentes foram observados. Desta forma, esta revisão destacou o uso do biomonitoramento como ferramenta para avaliação da Saúde Ambiental, auxiliando na geração de dados que permitam a adoção de decisões e propostas de políticas públicas para investigações e controle da Saúde Ambiental/Pública e da biodiversidade.

Palavras-chave: Saúde Única. Monitoramento Ambiental. Biodiversidade. Poluição. Biomarcadores.

ABSTRACT

The association between Public health, environment and environmental health is well defined and discussed in different spheres of social, political and environmental discussions, but due to its complexities and interrelations, some gaps still remain, mainly regarding the mechanisms and processes involved in this dynamic relationship. However, it is possible to observe that human activities have caused devastating effects on ecosystems and, concomitantly, a greater tendency for epidemics and Public Health issues, thus being able to indicate a connection between these events. For this reason, monitoring environmental health is becoming increasingly essential and allows assessing how ecosystem services provided by biodiversity and human activities can influence the risks of exposure to chemical, biological and physical agents and the spread of various diseases. This process of monitoring environmental variables is called biomonitoring and allows to assess qualitative and quantitative assessment of the quality of natural resources, allowing the monitoring of the proper function of the ecosystem and foreseeing health problems in humans. This way, this work proposed to present a narrative review of the literature, including studies carried out in laboratory or field, involving environmental contaminants that cause sublethal effects on biodiversity. A total of 452 articles were found, with 61 selected to compose the final review. In this review, we observed that studies with the theme of biomonitoring have been increasing over the last years, but still concentrated in developed countries. Several compounds were analyzed, such as metals, metalloids and nonmetals, pesticides, emerging contaminants, biological pathogens, microplastics, persistent organic pollutants, invasive species and other contaminants. Regarding the effects on organisms, more than ten different types have been observed. Thus, this review highlighted the use of biomonitoring as a tool for assessing Environmental Health, helping to generate data that allow the adoption of decisions and proposals for public policies for investigations and control of Environmental/Public Health and biodiversity.

Keywords: One Health. Environmental Monitoring. Biodiversity. Pollution. Biomarkers.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Modelo da tríade epidemiológica proposta por Leavell e Clark.....	20
Figura 2 - Efeitos das mudanças ambientais na (re)-emergência de doenças infecciosas e não infecciosas.....	22
Figura 3- Esquema da ordem sequencial dos níveis de respostas dos sistemas biológicos a poluentes.....	27
Figura 4 - Localização dos estudos inseridos no estudo, separados por continentes.....	34
Figura 5 - Número de estudos incluídos no estudo por anos (2001 – julho de 2021).....	35
Figura 6 - Classes de contaminantes analisados nos estudos selecionados.....	36
Figura 7 - Efeitos observados (<i>endpoints</i>) nos estudos selecionados.....	45
Figura 8 - Classificação em grupos dos serviços ecossistêmicos.....	59
Quadro 1 - Estudos obtidos na revisão categorizados por classe de contaminante, espécie estudada, local do estudo (laboratório/campo/revisão), <i>endpoint</i> e sua referência.....	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Estratégia de busca realizada.....	32
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AChE	Acetilcolinesterase
Al	Alumínio
As	Arsênio
Ba	Bário
BChE	Butirilcolinesterase
BPA	Bisfenol A
C	Carbono
CAT	Catalase
Cd	Cádmio
CGVAM	Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental
Co	Cobalto
CO	Monóxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DBT	Dibutilestanho
DDT	Diclorodifeniltricloroetano
Fe	Ferro
FIOCRUZ	Fundação Oswaldo Cruz
GSH	Glutathiona reduzida
GST	Glutathiona-s-transferase
H	Hidrogênio
HBCD	Hexabromociclododecano
HCB	Hexaclorobenzeno
Hg	Mercúrio
HPAs	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
MBT	Monobutilestanho
MERS	Síndrome Respiratória do Oriente Médio
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
N	Nitrogênio
Ni	Níquel

NO ₂	Dióxido de nitrogênio
O	Oxigênio
O ₃	Ozônio
OMS	Organização Mundial de Saúde
OPs	Pesticidas organofosforados
Pb	Chumbo
PCBs	Bifenilos policlorados
PCDDs	Dibenzodioxinas policloradas
PCDFs	Dibenzofuranos policlorados
PFAS	Substâncias alquiladas perfluoradas
p-NP	Paranonilfenol
POPs	Poluentes Orgânicos Persistentes
PPCP	Produtos farmacêuticos ou de cuidado pessoal
Pt	Platina
Rb	Rubídio
S	Enxofre
SARS	Síndrome Respiratória Aguda Grave
Sb	Antimônio
Se	Selênio
Si	Silício
SISSOLO	Vigilância em saúde de populações expostas a solo contaminado
SO ₂	Dióxido de enxofre
SOD	Superóxido dismutase
Sr	Estrôncio
SVS	Sistema de vigilância em saúde
TBT	Tributilestanho
Ti	Titânio
U	Urânio
V	Vanádio
VIGIÁGUA	Vigilância da qualidade da água para consumo humano
VIGIAR	Vigilância em saúde de populações expostas a poluentes atmosféricos

VIGIDESASTRES	Vigilância em saúde ambiental relacionada aos riscos decorrentes de desastres
VIGIFIS	Vigilância em saúde ambiental relacionada aos fatores físicos
VIGIPEQ	Vigilância em saúde de populações expostas a contaminantes químicos
VIGISOLO	Vigilância em Saúde de populações expostas a áreas contaminadas
VSA	Vigilância em Saúde Ambiental
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	17
2.1	OBJETIVO GERAL.....	17
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
3	REFERENCIAL TEÓRICO	18
3.1	SAÚDE E AMBIENTE.....	18
3.2	<i>ONE HEALTH</i>	21
3.3	VIGILÂNCIA EM SAÚDE AMBIENTAL.....	23
3.4	BIOINDICADORES, BIOMONITORES E BIOMARCADORES.....	25
3.5	BIOMONITORAMENTO DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS.....	28
3.6	BIOMONITORAMENTO DE ECOSISTEMAS TERRESTRES.....	29
3.7	BIOMONITORAMENTO DE ECOSISTEMAS ATMOSFÉRICOS.....	30
4	METODOLOGIA	32
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
5.1	LOCALIZAÇÃO DOS ESTUDOS.....	34
5.2	ANOS DE PUBLICAÇÃO.....	35
5.3	CONTAMINANTES ANALISADOS.....	36
5.4	EFEITOS OBSERVADOS (<i>ENDPOINTS</i>).....	45
6	CONCLUSÃO	62
7	REFERÊNCIAS	63

1 INTRODUÇÃO

A Saúde Ambiental, as atividades antrópicas e a Saúde Pública possuem uma relação que é um consenso na literatura, já sendo estudados e avaliados ao longo de muitos anos. Entretanto, por compreenderem diferentes processos e envolverem diferentes mecanismos, estes ainda não são conhecidos em sua totalidade (ANDERSEN, 1997; NRC, 1999; FLEMING, LAWS, 2006; MOURA *et al.*, 2011).

As atividades antrópicas têm causado diversos impactos ambientais negativos em distintos compartimentos ecológicos, provocando diferentes efeitos globais ecossistêmicos, como mudanças no uso da terra, urbanização, exploração excessiva dos recursos naturais, presença de espécies invasoras e mudanças climáticas (WHO, 2015). Neste contexto, as atividades humanas têm transformado áreas de vegetação natural em pequenos fragmentos de habitats, envoltos por uma matriz antrópica, fragmentando e poluindo, principalmente com contaminantes químicos, os ambientes aquáticos e terrestres, destruindo diversos habitats e levando à extinção de um número enorme de espécies, resultando em perda significativa da biodiversidade (ANDERSEN, 1997; RIBEIRO, MELLO, VALENTE, 2020).

O termo “biodiversidade” é proveniente da contração de “diversidade biológica” (PBL, 2021). O termo foi usado pela primeira vez em 1988, no livro de autoria de Edward O. Wilson, contendo uma coletânea de artigos produzidos por pesquisadores de áreas envolvidas com temáticas de preservação, importância, impactos e preservação das espécies (FRANCO, 2013). Este termo se refere à variação estrutural, funcional e da composição dos organismos vivos, representando uma hierarquia entre elementos em vários níveis de organização biológica, abrangendo dos genes às comunidades e toda a complexidade ecológica que envolve inter-relações e interações entre diferentes organismos e ecossistemas (SAVARD; CLERGEAU; MENNECHEZ, 2000). Estas inter-relações são relevantes na manutenção do equilíbrio ecossistêmico, com impactos diretos na Saúde Pública. Isto demonstra a importância cada vez maior de se avaliar as relações entre a Saúde Pública e a saúde do ambiente.

O relatório “Potência ambiental da biodiversidade: um caminho inovador para o Brasil” aborda a importância dos ecossistemas saudáveis e como os impactos antropogênicos, em especial as mudanças climáticas, afetam a biodiversidade. Estes eventos afetam diretamente na perda dos serviços ecossistêmicos, incluindo a produção de alimentos, qualidade do ar, escassez de água, emergência de doenças restritas a locais específicos, entre outros, sendo, portanto, um determinante ambiental primordial da saúde humana (PBMC; BPBES, 2018).

Assim, perspectivas que consigam interligar áreas e campos de estudos distintos são

essenciais para identificar, avaliar e mitigar os efeitos deletérios de contaminação do ambiente na perda de biodiversidade. Por exemplo, a avaliação de exposições químicas e o estado de Saúde Ambiental permite compreender melhor como os serviços ecossistêmicos disponibilizados pela biodiversidade e as mudanças antrópicas podem influenciar os riscos de exposição a contaminantes químicos e diversas doenças (WHO, 2015). Este tipo abordagem é denominado biomonitoramento, e compreende o uso sistemático das respostas dos organismos vivos para identificar e avaliar as condições ambientais, em geral, impactadas por ações antropogênicas, em um momento específico ou tendências ao longo do tempo. Junto as variáveis físicas e químicas do ambiente, este tipo de análise vem sendo amplamente utilizada nas últimas décadas a fim de fornecer um panorama completo de alterações ocorridas nos diferentes ecossistemas (MARIGÓMEZ *et al.*, 2002; BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003).

Desta forma, monitorar as condições ambientais dos ecossistemas se torna um serviço de grande valia, tanto para a tomada de ações em prol da preservação da biodiversidade, quanto para a elaboração de medidas favoráveis à Saúde Pública. Isto pode ser feito com a utilização das respostas de espécies com características adequadas para serem aplicadas como bioindicadores, particularmente úteis para a avaliação de xenobióticos ambientais, com a intenção de mapear, monitorar e regular poluentes químicos no ambiente, na água, em sedimentos e solos (ESPINO, 2000). Assim, a qualidade da água e de solos pode ser monitorada através de análises químicas, por exemplo, mas efeitos de misturas de substâncias ou substâncias ainda não estudadas, além de tendências de longo prazo em ecossistemas aquáticos e terrestres podem ser melhor monitoradas com a investigação da quantidade e das respostas de organismos como indicadores da Saúde Ambiental (WHO, 2015).

A Saúde Ambiental engloba os aspectos relacionados ao ambiente e o padrão de saúde da população e cada vez mais se torna importante ser estudada, visto que as discussões em torno do tema se acentuaram ao longo das últimas décadas. Junto a isso, diversas questões são levantadas quanto aos conceitos de saúde e ambiente já preconizados e novas abordagens que possam desenvolver ainda mais os estudos na área, exigindo assim, novos enfoques, interdisciplinaridade e diferentes formas de abordagens metodológicas (CÂMARA; TAMBELLINI, 2003; BEZERRA, 2017).

Entre os aspectos mais clássicos dos estudos em Saúde Ambiental podem ser citados: poluição, vulnerabilidade econômica e social, condições adequadas de saneamento e educação. No entanto, com os avanços e colaborações entre os diferentes campos da pesquisa científica, novos estudos podem ser realizados a fim de auxiliar e desenvolver ainda mais a área e permitir avanços e mitigação de risco para os ecossistemas e a Saúde Pública. Entre as áreas podem ser

citadas a Ecotoxicologia e os estudos com contaminantes químicos ambientais; a pesquisa epidemiológica e a relação entre alterações dos ecossistemas terrestres e aquáticos e mudanças climáticas; estudos sociais que evidenciam a pobreza e os impactos sobre o perfil de morbimortalidade; os efeitos das mudanças climáticas sobre a sustentabilidade ecossistêmica e a saúde humana; ou a relação saúde-ambiente-desenvolvimento sustentável (WEIHS; MERTENS, 2013). Desta forma, estudos que abordem os diferentes aspectos e as atuais discussões em relação as incertezas e complexidades dos sistemas ecológicos e sociais se tornam importantes e de grande valia no estudo da Saúde Ambiental, nos impactos sobre a biodiversidade e a Saúde Pública.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a utilização do biomonitoramento em diferentes países como ferramenta para avaliação da Saúde Ambiental e impactos na Saúde Pública entre os anos de 2001 e 2021.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Realizar uma busca em bases de dados da literatura científica acerca de estudos que caracterizem a relação entre a Saúde Pública e o meio ambiente;
2. Analisar o uso de organismos biomonitores na avaliação da Saúde Ambiental;
3. Analisar como o biomonitoramento pode ser utilizado na prevenção de riscos de agravos de saúde em humanos.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 SAÚDE E AMBIENTE

Não é possível afirmar com clareza quando os conceitos de padrões de saúde de uma população e sua relação com o ambiente começaram a ser entendidos e estudados, porém alguns autores afirmam que estas discussões já estavam presente desde o início da civilização humana. Segundo Gouveia (1999), Hipócrates, no século V, em sua obra “Ares, águas e lugares”, foi o primeiro a relacionar o meio ambiente e a gênese, determinação e evolução de doenças, embora ainda não dominassem o conceito de meio ambiente, no qual este era um elemento abstrato e que não poderia ser controlado.

Com o passar do tempo e diferentes avanços tecnológicos e comportamentais nas sociedades, o colonialismo europeu, predominante nos séculos XV a XIX, foi responsável por uma forte expansão do comércio e circulação de pessoas e mercadorias. Sendo assim, este período foi responsável pela transmissão e difusão de parasitas, acarretando uma aceleração no crescimento de doenças relacionadas ao ambiente (SABROZA, 2004).

Um exemplo claro do desordenamento urbano e o surgimento de doenças, foi a Peste Negra, no século XIV, no qual a falta de higiene e o acúmulo de lixo nos ambientes urbanos, atraíam diversos insetos e roedores para estas cidades. Desta forma, surge uma doença infecciosa e contagiosa, ocasionada pela bactéria *Yersinia pestis*, que é transmitida pela picada da pulga infectada, encontrada associada a ratos. Assim, a transmissão se dava pelo contato direto com esses animais ou pelas fezes dos ratos, e em humanos se dava por gotículas emitidas pelo ar e secreções de pacientes infectados (VELLOSO, 2008).

De acordo com Bezerra (2017) e Gouveia (1999) a concepção da relação entre saúde e ambiente passou a ser reforçada nos séculos XVI à XVII, quando a Teoria dos Miasmas, que atribuía as doenças às características do local, onde estas eram transmitidas pelo ar e por odores, ganhou notoriedade e passou a ser o paradigma científico predominante das condições de saúde da população da época. Contudo, foi no século XIX que esta teoria ganhou ainda mais força, quando durante a Revolução Industrial, houve um forte movimento migratório do campo para a cidade. Esse movimento promoveu um crescimento excessivo das aglomerações urbanas em bairros operários e industriais, com condições precárias de saneamento, alimentação e habitação, agravando as condições de saúde e promovendo epidemias e alta mortalidade (SABROZA, 2004).

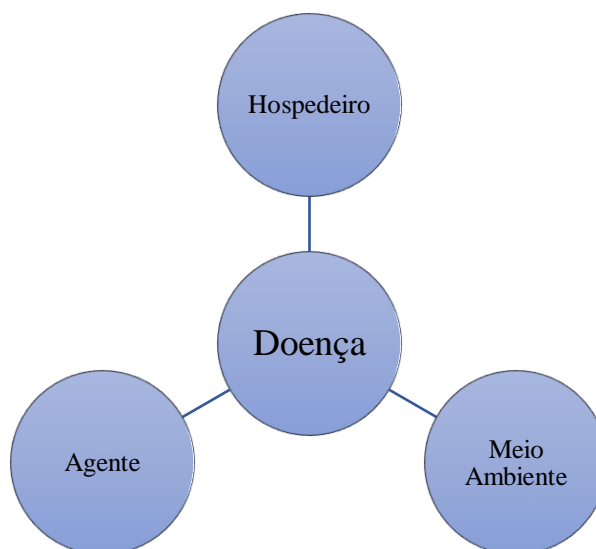
Ao final do século XIX, a Teoria dos Miasmas passa a ser questionada, principalmente

após trabalhos de Snow (cólera), Pasteur (pasteurização) e Koch (tuberculose), onde foi introduzida a era microbiana (ou bacteriológica) e com ela o ambiente físico e social passa a ganhar maior relevância, enfatizando as características biológicas das doenças (GOUVEIA, 1999). No entanto, a teoria de que agentes biológicos eram a causa de doenças, apesar de apresentar um avanço científico e importante para o desenvolvimento da área da Saúde Pública, acabou agravando ainda mais a dissociação de saúde e meio ambiente ao ignorar a relação entre doenças e causas socioambientais (PIGNATTI, 2003). Desta forma, a unicausalidade tomou conta dos enfoques científicos, no qual acreditava-se que as doenças eram causadas por um micróbio, em um determinado ambiente e produzindo um quadro clínico específico (BEZERRA, 2017).

No século XX, a Ecologia passa a ser objeto de estudo científico na área da saúde e a relação saúde-ambiente passa a ser melhor entendida. Passa a ser discutida a teoria ecológica das doenças infecciosas, onde se observa que esta é uma ciência das relações e interações entre agente e hospedeiro, não sendo apenas centrada nos aspectos físicos, biológicos ou sociais das doenças, ou seja, a saúde passava a ser vista de forma multicausal (AUGUSTO, 2003; PIGNATTI, 2003). Segundo Bezerra (2017), dois dos avanços obtidos na época foram desenvolvidos por Pavlovsky, primeiro com a teoria da patobiocenose, que através de uma abordagem ecológico-geográfica, definiu que os patógenos já existiam na natureza, em ambientes definidos, tendo condições suficientes para circular e sobreviver, devido às suas características ecológicas, condicionando a circulação dos agentes infecciosos nestes ambientes. Já a segunda, denominada teoria antropopúrgica, o homem promove alterações no ambiente, passando a fazer parte da circulação dos agentes infecciosos, se tornando um portador e favorecendo a circulação deste agente infeccioso.

Lacunas ainda presentes no entendimento da relação entre saúde e ambiente fizeram com que a multicausalidade ganhasse cada vez mais notoriedade e fosse objeto de novos estudos a fim de compreender melhor esta relação. Desta forma, a epidemiologia e a saúde coletiva passaram a adotar o modelo da tríade epidemiológica (Figura 1), desenvolvida por Leavell e Clark, no qual o meio ambiente se refere a combinação dos fatores químicos, físicos, biológicos e sociais. Para isto, é necessária uma associação entre agente, hospedeiro e ambiente e qualquer modificação em algum dos elementos desse ecossistema vai resultar em adaptações dos outros elementos, podendo assim, estar relacionado com o desenvolvimento de doenças, evidenciando que as ações de saúde devem identificar o elemento mais fraco e agir sobre ele (LEAVELL; CLARK, 1976; SABROZA, 2004; MATHIAS, 2014).

Figura 1. Modelo da tríade epidemiológica proposta por Leavell e Clark.



Fonte: Adaptado de Leavell e Clark (1976).

Atualmente a relação entre padrão de saúde de uma população e o ambiente define um campo de conhecimento referido como “Saúde Ambiental” ou “Saúde e Ambiente” (TAMBELLINI; CÂMARA, 1998). De acordo com MacArthur e Bonnefoy (1997), a definição de Saúde Ambiental abrange todos os aspectos relacionados a saúde humana, determinado por fatores químicos, físicos, biológicos e sociais do meio ambiente, além das práticas de avaliar, corrigir, controlar e prevenir os fatores do meio ambiente que podem provocar efeitos adversos à saúde da população, seja da geração atual ou futura. Um dos seus objetivos é trazer uma visão holística, integrando o meio ambiente e a Saúde Pública e por isso, compreende um diverso conjunto de áreas de interesse, no qual é possível ressaltar: segurança alimentar, degradação ambiental, preservação de ecossistemas, planejamento no uso da terra, prevenção de riscos, segurança química e gestão de resíduos e água. Portanto, o reconhecimento das multicausas e da relevância dos contextos socioambientais e culturais em que as doenças humanas são inseridas, se mostram fatores importantes para entender principalmente as ações deletérias do homem no ambiente e as consequências dessas ações (AUGUSTO, 2003).

Frente aos relatos e avanços na temática da Saúde Ambiental, cada vez mais se torna necessário compreender a complexa e multifacetada relação entre a Saúde Pública e meio ambiente, a fim de fornecer conhecimento científico e principalmente, contribuir na tomada de decisões pelos gestores públicos, garantindo a preservação, vigilância e conservação da Saúde Ambiental.

3.2 ONE HEALTH

Nas últimas décadas, as pesquisas envolvendo humanos, animais e ambiente tem se deparado com questões cada vez mais complexas de mudanças globais, compreendendo o aumento da população humana, rápida urbanização, uso indiscriminado de terras, produção agrícola intensiva, invasão de ecossistemas e tráfego e comércio globalizado (MOTHÉ *et al.*, 2020). Essas expressivas e rápidas mudanças ambientais estão ligadas a emergência e re-emergência de doenças infecciosas e não infecciosas (Figura 2). Como exemplo, algumas zoonoses, como a gripe aviária (H5N1), as epidemias virais de Ebola e Zika, além dos três mais recentes eventos zoonóticos com vírus da família Coronaviridae (CoV), tiveram origem animal e passaram a infectar humanos. São elas: a Sars-CoV-1, registrado em 2002 como o agente etiológico de uma Síndrome Respiratória Aguda Grave (SARS); dez anos depois, outro CoV altamente patogênico surgiu nos países do Oriente Médio como o causador da Síndrome Respiratória do Oriente Médio (MERS) e, em dezembro de 2019, em Wuhan, China, em pessoas que frequentaram um mercado úmido, a presença de um novo CoV, denominado SARS-CoV-2, responsável pela COVID-19, evidenciando a inter-relação entre saúde humana, saúde animal e ambiente (DESTOUMIEUX-GARZÓN *et al.*, 2018; LIMONGI, DE OLIVEIRA, 2020).

Segundo os estudos epidemiológicos sobre essas doenças, a emergência desses patógenos foi ocasionada pelo transbordamento zoonótico, onde estes só infectavam animais e passaram a infectar humanos, causando graves problemas de Saúde Pública. Em especial, os três episódios envolvendo a família CoV, os escapes zoonóticos foram impulsionados pelas práticas culturais de manipulação de animais silvestres, como morcegos, cobras e aves para alimentação (LIMONGI, DE OLIVEIRA, 2020).

Figura 2. Efeitos das mudanças ambientais na (re)-emergência de doenças infecciosas e não infecciosas.



Fonte: Adaptado de DESTOUMIEUX-GARZÓN *et al.*, 2018.

Entre os anos de 1970 e 1980, diferentes teorias foram discutidas a fim de evidenciar a ligação entre a saúde humana e animal, entre elas, a mais importante foi a teoria “*One Medicine*”, de Calvin Schwabe (1964), que evidenciou as semelhanças anatômicas, fisiológicas, patológicas e a origem de doenças em humanos e animais. Nela, foram discutidas as relações genéticas próximas entre animais e humanos no desenvolvimento do câncer, onde alguns genes descobertos em animais foram pioneiros na identificação da mesma doença em humanos (ZINSSTAG *et al.*, 2011). Desta forma, a relação entre a saúde humana e a saúde animal ganhou notoriedade e passou a figurar como um paradigma na abordagem em Saúde Pública.

Nas últimas décadas, principalmente após o surto de SARS em 2003 e com a ameaça da pandemia de gripe aviária (H5N1) no mesmo ano, diversas organizações internacionais, entre elas a Organização Mundial da Saúde (OMS), decidiram incluir toda a vida selvagem, adicionando assim o ecossistema nas perspectivas do “*One Medicine*”, transformando-o em “*One Health*” (ZINSSTAG *et al.*, 2011). Assim, foi definido que o desenvolvimento sustentável depende da saúde do homem, dos animais e do ecossistema e com isso, a detecção de potenciais agentes com capacidade de promover bioterrorismo, como as zoonoses, se faz importante e, portanto, era necessária a vigilância contínua da Saúde Ambiental (ZINSSTAG *et al.*, 2012).

Nesse contexto, o termo “*One Health*” passou a ser um campo multiprofissional e

interdisciplinar, que tem como objetivo avaliar a inter-relação entre saúde humana, animal e ambiental. Nesse sentido, a preocupação global em torno da saúde é essencial e deve ser muito bem cuidada, visto que pode propiciar o surgimento, re-emergência e disseminação de diversas doenças e por isso, se torna uma abordagem importante para a vigilância, o controle e a mitigação de riscos associados à Saúde Ambiental (MOTHÉ *et al.*, 2020).

3.3 VIGILÂNCIA EM SAÚDE AMBIENTAL

O forte crescimento populacional e suas demandas por espaço e recursos, tem causado diversas alterações econômicas, ambientais, sociais e de saúde, levando a fortes concentrações de renda, mudanças nos ecossistemas e disseminação de doenças, levando a precariedade das condições sanitárias e ambientais. Todos esses fatores levam à uma coexistência de doenças infectocontagiosas e crônico-degenerativas e estão estritamente relacionadas a fatores ambientais, respectivamente, à presença de vetores e contaminação das águas e à poluição ambiental, má qualidade dos alimentos e ao estresse (RIBEIRO, 2004).

Para compreender as situações de risco à saúde derivados de agentes possivelmente nocivos presentes no ambiente, foi preciso que novas abordagens fossem criadas como forma de entender os processos relacionados à complexidade dos sistemas (BEZERRA, 2017). Desta forma, novas pesquisas e ações de vigilância em saúde tem se preocupado na identificação de indicadores ambientais, biológicos e clínicos, que permitam avaliar as condições, contextos e elementos envolvidos no processo de causalidade, de forma que seja possível antecipar o desenvolvimento de situações que possam levar a contaminações ambientais danosas à saúde. Estas pesquisas visam identificar exposições humanas à condições ambientais potencialmente danosas aos seres vivos e diagnosticar as fases iniciais ainda não aparentes do processo de doença. A partir desses pontos, surge a vigilância em Saúde Ambiental, que se preocupa com a prevenção, ou seja, tomar ações antecedentes, ligadas ao curso do tempo (AUGUSTO, 2003; CÂMARA; TAMBELLINI, 2003).

No Brasil, o Ministério da Saúde, desde 2003, vem desenvolvendo a área de Vigilância em Saúde (SVS), no qual está inserida a Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental (CGVAM). Segundo o Ministério da Saúde (2017), a Vigilância em Saúde Ambiental é definida como:

“[...] um conjunto de ações que proporcionam o conhecimento e a detecção de mudanças nos fatores determinantes e condicionantes do meio ambiente que interferem na saúde humana, com a finalidade de identificar as medidas de

prevenção e controle dos fatores de risco ambientais relacionados às doenças ou a outros agravos à saúde.”

Dentro de sua conformação, a Vigilância em Saúde Ambiental (VSA) tem como atribuições ser responsável pelos procedimentos de vigilância epidemiológica de doenças e agravos de saúde em humanos, associados a contaminantes ambientais. Para isto, foram definidas cinco diferentes áreas de atuação: (1) Vigilância da qualidade da água para consumo humano (VIGIÁGUA), que consiste na vigilância da quantidade e qualidade da água a fim de prevenir agravos transmitidos pela água; (2) Vigilância em saúde de populações expostas a poluentes atmosféricos (VIGIAR), a fim de monitorar e definir áreas de atenção atmosférica e identificar os efeitos agudos e crônicos da exposição a poluentes atmosféricos; (3) Vigilância em saúde de populações expostas a contaminantes químicos (VIGIPEQ), responsável pela vigilância da forma como os agentes químicos interferem na saúde humana e nas relações homem-meio ambiente, garantindo medidas de promoção, prevenção e vigilância de agravos à saúde de populações expostas a agentes químicos; (4) Vigilância em saúde ambiental relacionada aos riscos decorrentes de desastres (VIGIDESASTRES), que propõe estratégias de atuação em emergências em Saúde Pública por desastres naturais (inundações, seca, deslizamentos, entre outros) ou tecnológicos (acidentes com produtos químicos e emergências radiológicas ou nucleares) e; (5) Vigilância em saúde ambiental relacionada aos fatores físicos (VIGIFIS), que visa a proteção da população exposta a radiações ionizantes e não-ionizantes, como na vigilância de áreas com alta concentrações de minérios radioativos, prevenção e resposta do setor saúde em emergências radiológicas e nucleares e na vigilância da população exposta a radiações não-ionizantes (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017).

No âmbito da Vigilância em Saúde Ambiental, um dos instrumentos utilizados para expressar o nexo entre a saúde e o ambiente são os indicadores, utilizados de forma que auxiliem na vigilância e facilitem a interpretação dos problemas e permita a tomada de ações e decisões de forma efetiva e eficaz (MACIEL FILHO *et al.*, 1999). Por definição, um indicador é uma ferramenta para conhecer uma informação, não sendo explicativo ou descritivo, e sim uma informação pontual no tempo e espaço, permitindo entender fenômenos complexos e um acompanhamento dinâmico da realidade. Estes são utilizados na área de vigilância em Saúde Ambiental com o intuito de analisar, utilizar e transmitir informações para a sociedade, além de serem essenciais no processo de tomada de decisões, contribuindo com o monitoramento e planejamento de políticas, garantindo avanços nos aspectos da Saúde

Ambiental e otimização do manejo de informações (KLIGERMAN *et al.*, 2007; SOBRAL; FREITAS, 2010).

3.4 BIOINDICADORES, BIOMONITORES E BIOMARCADORES

As análises somente físicas e químicas do ambiente não são ideais para avaliar ecossistemas, já que conseguem apenas registrar as características no momento da coleta e caso sejam feitas longe da fonte poluente, não serão capazes de detectar alterações sutis sobre o ecossistema. Por sua vez, a resposta de organismos bioindicadores consegue expressar de forma mais clara e precisa tanto ondas tóxicas agudas quanto lançamentos crônicos, pois estes organismos conseguem oferecer um caráter atemporal, já que integram as condições ambientais durante toda a sua vida ou residência naquele sistema (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003).

Um bioindicador ideal deve apresentar características específicas que façam com que suas respostas comportamentais, fisiológicas e bioquímicas frente à poluição ambiental sejam adequadas para o biomonitoramento, de forma a avaliar os efeitos adversos provocados pelos compostos químicos. Por exemplo, organismos sentinela devem apresentar certas características: (i) ser um organismo resiliente; (ii) apresentar alta abundância relativa e, de preferência, serem espécies não-migratórias se o objetivo for determinar contaminação local (ROVANI; CARDOSO, 2017).

Levando em consideração as definições e principalmente aplicações de estratégias de biomonitoramento, é necessário definir e classificar corretamente os termos utilizados nesta área de conhecimento. Um bioindicador é um organismo, ou parte dele ou de uma comunidade, que apresenta informações sobre o ambiente no qual está presente. Por sua vez, um biomonitor é, também um organismo, ou parte dele ou de uma comunidade, porém capaz de apresentar informações sobre aspectos quantitativos do ambiente em que está inserido (MARKERT; BREURE.; ZECHMEISTER, 2003). Por isso, um biomonitor (quantitativo) é sempre um bioindicador (qualitativo), mas um bioindicador nem sempre poder ser considerado um biomonitor.

Sobre a visão da Ecologia e do risco à saúde humana, é melhor que os efeitos subletais dos poluentes sobre a biota sejam medidos, garantindo um diagnóstico antes do organismo chegar à morte. Com isso, tanto a proteção das espécies selvagens, sob a ótica de conservação da biodiversidade, quanto a saúde da população, que depende dessas espécies para consumo e atividade econômica é garantida. Esse processo é feito através da avaliação das respostas dos

biomonitores, levando à tomada de decisões e ações prévias, evitando danos à biota e antes que alterações bioquímicas celulares e moleculares que antecipam danos patológicos dos xenobióticos sobre os organismos da comunidade sejam de fato observados, ajudando também na mitigação direta de riscos à humanos. Assim, os biomonitores podem ser usados em uma variedade de escalas, do nível celular ao ecossistema, auxiliando na avaliação da Saúde Ambiental e contribuindo com informações importantes que permitirão avaliar os componentes biológicos, físicos e químicos despejados a partir das ações antrópicas, que se manifestam como mudanças na aptidão individual, na densidade populacional, na composição da comunidade e no ecossistema (HOLT; MILLER, 2010).

Essas respostas dos organismos biomonitores são conhecidas como biomarcadores, indicando alterações biológicas que manifestam a exposição e/ou o efeito tóxico de poluentes encontrados no ambiente (WALKER *et al.*, 2005). São caracterizados como medidas de modificações bioquímicas em fluidos corporais, células ou tecidos que indicam alterações nestes componentes em decorrência da presença de substâncias tóxicas ou como resposta do hospedeiro a estas substâncias (NRC, 1999).

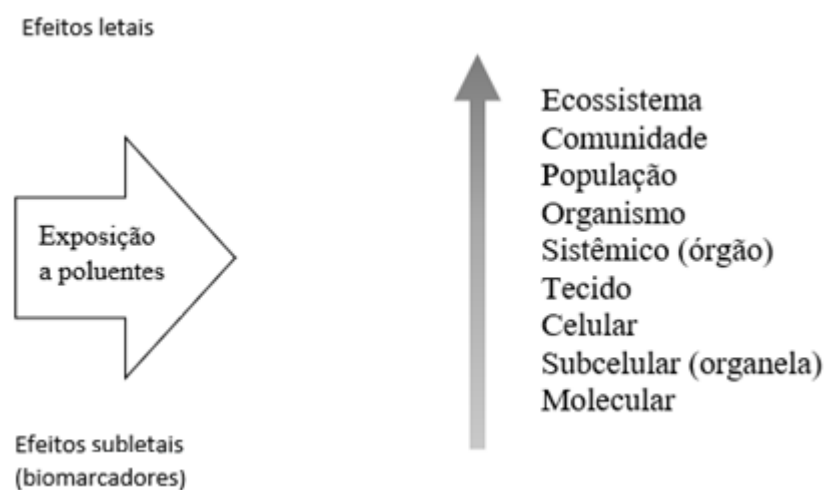
Esta definição, posteriormente, foi modificada levando em consideração as abordagens discutidas anteriormente por Adams e colaboradores (1989), considerando os organismos aquáticos, levando em conta as características de organismos, populações ou comunidades na qual é possível fazer a mensuração às mudanças no ambiente através de suas respostas. As postulações de Depledge e colaboradores (1992) adicionaram ainda as respostas comportamentais a esta definição, de forma a incluir outras variáveis comportamentais ecotoxicológicas, como latência e diversidade genética.

Com isso, três tipos de biomarcadores foram definidos, criando classificações frente as respostas dos organismos como marcadores de exposição, efeito e susceptibilidade. O primeiro se refere a distribuição da substância em estudo ou seu metabólito no organismo; o segundo reflete a interação da substância com os receptores biológicos e; o terceiro biomarcador se refere aos fatores genéticos ou adquiridos que influenciam no modo como o organismo responde a uma determinada exposição (AMORIM, 2003). Com os avanços nas pesquisas e análises, novas formas de utilização dos biomarcadores foram identificadas, tendo em vista, principalmente, que as três definições se sobrepõem, já que alguns biomarcadores de efeito e exposição podem ser utilizados em conjunto para avaliar uma exposição e a susceptibilidade, influenciando em qualquer momento da avaliação (PARENTE; HAUSER-DAVIS, 2013).

A principal abordagem que utiliza biomarcadores na avaliação de efeitos adversos ou de estresse se justifica pelo princípio de que estes efeitos são observados, em geral, em níveis

baixos de organização biológica, ocorrendo mais rapidamente e sendo compreendidos mais facilmente, levando em consideração a especificidade das repostas e o entendimento sobre os efeitos causados nestes níveis de organização, antes que sejam observados em níveis mais elevados, como populações, comunidades ou ecossistemas (ARIAS *et al.*, 2007). Esses efeitos iniciais são observados primeiramente em nível molecular, recrutando o acionamento do sistema de defesa celular, acarretando em respostas de adaptação aos contaminantes após a exposição. No entanto, caso os processos de defesa falhem, efeitos em níveis mais altos podem aparecer, atingindo células isoladas ou tecidos. Caso esses efeitos sejam permanentes, afetando o desenvolvimento, a reprodução ou a sobrevivência do organismo, mudanças nas populações podem ocorrer, atingindo níveis ainda mais altos da organização biológica (SCHLENK, 1999). Portanto, efeitos em níveis hierárquicos mais altos são antecidos de efeitos em níveis anteriores nos processos biológicos (Figura 3), possibilitando o reconhecimento de sinais, conhecidos como biomarcadores, de efeitos em níveis de respostas posteriores (ARIAS *et al.*, 2007).

Figura 3. Esquema da ordem sequencial dos níveis de respostas dos sistemas biológicos a poluentes.



Fonte: Adaptado de ARIAS *et al.* (2007).

Em relação aos efeitos bióticos causados por poluentes que afetam indiretamente a nível molecular e celular, os melhores biomarcadores para a avaliação de efeitos tóxicos subletais de poluentes ambientais são a nível molecular, como as enzimas e proteínas de biotransformação e destoxificação e parâmetros de mensuração de estresse oxidativo (BUNTON, FRAZIER, 1994; DIJKSTRA *et al.*, 1996; SNAPE *et al.*, 2004). Esses tipos de análises biológicas possibilitam obter outras informações que não são detectadas por métodos químicos, indicando sinais precoces de efeitos deletérios de contaminantes ambientais em diferentes organismos.

3.5 BIOMONITORAMENTO DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

A qualidade dos ecossistemas aquáticos é indispensável para a manutenção do planeta, e, conseqüentemente, à Saúde Pública (NRC, 1999; SANDIFER *et al.*, 2004; MOURA *et al.*, 2011). Porém, estes ecossistemas vêm sofrendo intensamente devido a atividades antrópicas, principalmente pela contaminação por poluentes químicos. Em torno de 80% da contaminação aquática é advinda dos continentes (COHEN, 1995). Os contaminantes entram continuamente no ambiente aquático e podem sofrer diversos processos físicos, químicos e biológicos, impactando a biota marinha de diferentes formas.

Dentre os diversos contaminantes ambientais presentes nestes ecossistemas, os de maior preocupação são os poluentes que apresentam persistência ambiental, biodisponibilidade, tendência de bioacumulação na cadeia trófica e efeitos tóxicos, como poluentes orgânicos persistentes (POPs) (JONES, DE VOOGT, 1999), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) (ABDEL-SHAFY, MANSOUR, 2016), metais (SINGH *et al.*, 2011), toxinas de algas e cianobactérias (FERRÃO-FILHO; KOZLOWSKY-SUZUKI, 2011) e mais recentemente, contaminantes emergentes originários de substâncias utilizadas pela população humana no cotidiano, como formulações farmacêuticas, produtos de higiene pessoal e nano e microplásticos, a maioria com potencial de causar ação tóxica e/ou interferir no funcionamento normal do sistema endócrino humano e animal (BURKHARDT-HOLM, 2010).

Os processos de acumulação de contaminantes nos organismos aquáticos envolvem processos de bioconcentração, bioacumulação e biomagnificação. A primeira está relacionada à absorção da substância pelo organismo por meio das superfícies respiratórias e dérmicas, a segunda relacionada à concentração retida no organismo após os processos de assimilação e eliminação do mesmo, e a terceira e mais abrangente, inclui o aumento na concentração de um elemento por mais de um nível trófico consecutivo da cadeia alimentar (COSTA *et al.*, 2008). Este aumento é resultante, principalmente, da acumulação ocasionada pela dieta alimentar ao longo da cadeia trófica e seus efeitos deletérios podem se propagar pelos demais componentes do ecossistema, afetando a dinâmica das populações, a estrutura e função de comunidades e os serviços do ecossistema (COSTA *et al.*, 2008).

Diferentes organismos vêm sendo utilizados para avaliação da Saúde Ambiental dos ecossistemas aquáticos, como invertebrados, por exemplo, caranguejos, em área de desague de zona industrial (DAVANSO *et al.*, 2013), mexilhões expostos a herbicidas (glifosato) (MILAN *et al.*, 2018), vertebrados, como peixes, expostos a metais como cloreto de cádmio (NÜBER *et al.*, 2016) e mamíferos marinhos expostos a agrotóxicos organoclorados (LAILSON-BRITO *et*

al., 2012).

3.6 BIOMONITORAMENTO DE ECOSISTEMAS TERRESTRES

O uso da biota para avaliação de mudanças e contaminações ambientais, assim como rastrear agravos de Saúde Pública tem sua origem em ensaios com microbiota de águas correntes. No entanto, ao longo do tempo, vem se expandindo também para ensaios em outros compartimentos, como sistemas marinhos e terrestres (FRIBERG *et al.*, 2011). As alterações nos compartimentos biológicos terrestres são processos complexos e não são detectados na porção superficial ou em subprodutos do solo, dificultando ainda mais o monitoramento deste tipo de ecossistema (HAVLICEK, 2012).

A qualidade do solo é a sua capacidade funcional no ecossistema, no qual determina até que ponto este consegue sustentar a sobrevivência biológica, incluindo plantas, animais e humanos, além da manutenção da qualidade da água e do ar (VASCONCELLOS *et al.*, 2013). O solo possui função vital para a sobrevivência da vida terrestre, fornecendo alimento, protegendo recursos hídricos, fornecendo ar limpo e mantendo de forma geral, a qualidade do ambiente local e globalmente. Este possui também uma grande capacidade de reter e concentrar produtos químicos, sendo assim, muito vulnerável ao acúmulo de contaminantes, e as concentrações destes podem ser maiores no solo do que em qualquer outro compartimento ambiental (O'HALLORAN, 2006).

O conhecimento em relação aos impactos antropogênicos sobre os organismos em ambientes terrestres ainda não é completamente conhecido, no entanto estudos demonstram os elevados níveis de resíduos sólidos no solo (ARUKWE *et al.*, 2012; IBOR *et al.*, 2019), além dos efeitos de diferentes agentes químicos sobre os organismos, como agrotóxicos em anfíbios (VAN METER *et al.*, 2019), metais em abelhas (GORETI *et al.*, 2020) e contaminantes orgânicos em minhocas (KINNEY *et al.*, 2010). Além disso, outros efeitos deletérios podem ser observados, acarretando modificações biológicas em decorrência de espécies invasoras e com a introdução de espécies geneticamente modificadas, que afetam distintas comunidades terrestres e conseqüentemente, a dinâmica de interações entre as espécies, apesar de ser difícil formalizar uma relação causal devido à alta complexidade das teias alimentares do solo (HAVLICEK, 2012).

Os bioindicadores de solo se mostram muito importantes para os ecossistemas terrestres, visto que possuem a função de avaliar tendências de mudanças ambientais, tanto naturais, quanto impactadas pelo homem, estimando os impactos a curto e longo prazo, permitindo

estimar a Saúde Ambiental e também avaliar a prestação de serviços pelo ecossistema (HAVLICEK, 2012).

No Brasil, como parte da vigilância em Saúde Ambiental, a Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Contaminantes Químicos (VIGIPEQ) estuda a interferência dos agentes químicos na saúde humana e na relação entre saúde e ambiente, fomentando ações de prevenção, promoção, vigilância e assistência à saúde de população expostas a contaminantes químicos. Dentro deste programa, existe como parte integrante, a Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Áreas Contaminadas (VIGISOLO), que tem como propósito de atuação estudar e analisar populações expostas a áreas contaminadas. A partir de seus resultados, alimenta o Sistema de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Solo Contaminado (SISSOLO), identificando as áreas com populações expostas especificamente a solo contaminado por agentes químicos e permite verificar os impactos e possíveis efeitos deletérios que podem ser causados por estas exposições (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2021).

3.7 BIOMONITORAMENTO DE ECOSSISTEMAS ATMOSFÉRICOS

A poluição atmosférica tem sido um dos principais problemas para a humanidade em grandes centros urbanos e industriais nos últimos tempos. Embora não esteja restrita a estes locais, também pode ser observada em localidades mais distantes, por consequência de atividades agrícolas, mineração, despejo de resíduos sólidos e gasosos no ambiente, entre outras (DRAGUNSKI et al., 2009). As principais fontes destes poluentes incluem: (i) gases orgânicos, como solventes, hidrocarbonetos e pesticidas voláteis, a partir de atividades de pintura, agricultura e indústria; (ii) gases inorgânicos, como monóxido de carbono, ácido sulfúrico e vapores de metais, em decorrência de sistemas de incêndio, incineradores e a indústria e; (iii) poeira e fumaça, como óxidos metálicos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e fuligem, de origem de produção de metais, resíduos de incineração e sistemas de incêndio (MARKERT, BREURE, ZECHMEISTER, 2003).

O controle dos poluentes atmosféricos, em especial os antropogênicos, é um complexo problema, já que envolve identificar suas fontes e emissões, os métodos analíticos de avaliação e de risco, além dos aspectos econômicos e sociais envolvidos (WOLTERBEEK, 2002). No entanto, para realizar a medição direta desses contaminantes ambientais, métodos específicos devem ser realizados, como amostragem e análises precisas, mas que ainda apresentam diversas desvantagens e limitações, necessitando a elaboração e utilização de outros tipos de amostradores (JOSEPHINE *et al.*, 2019). Além disto, os dispositivos tradicionais de

amostragem não possuem boa eficácia para realizar monitoramento de alta densidade e grande escala. Desta forma, métodos alternativos devem ser propostos para investigar a distribuição espacial, a variabilidade e os elementos vestigiais desses poluentes atmosféricos (QARRI *et al.*, 2019).

Em relação a utilização de amostradores alternativos, em especial os passivos, o uso de espécies presentes na natureza se mostram como um dos mais eficientes por sua fácil disponibilidade, eficiência e sensibilidade ao acúmulo de poluentes (JOSEPHINE *et al.*, 2019).

Os estudos contendo a temática de biomonitoramento em ecossistemas atmosféricos ainda se concentram principalmente em espécies vegetais, como a ocorrência de estresse oxidativo em cebola-albarrã expostas a gases inorgânicos (KHAIRALLAH *et al.*, 2018), musgos expostos a metais (ALLAJBEU *et al.*, 2017) e líquens expostos a metais (GARTY, 2001) e material particulado (GÓMEZ *et al.*, 2021).

4 METODOLOGIA

Uma revisão de literatura do tipo narrativa foi realizada, estabelecendo relações com produções anteriores e apresentando novas perspectivas a fim de consolidar o conhecimento de uma determinada área do conhecimento (VOSGERAU & ROMANOWSKI, 2014).

Neste estudo foram incluídas pesquisas realizadas em organismos, em campo ou em laboratório, envolvendo algum tipo de contaminante ambiental que apresentasse algum perigo de causar efeitos adversos à biodiversidade. A pesquisa bibliográfica foi realizada a partir de publicações científicas indexadas na Pubmed, Web of Science (WoS) e Scopus (Elsevier), realizadas nos últimos 20 anos (2001-2021) de pesquisas nas áreas relacionados ao biomonitoramento. A pesquisa foi realizada em julho de 2021, aplicando os descritores “*biomonitoring AND public health AND environmental health AND ecosystems AND biodiversity*”, com artigos em inglês ou português, onde foram obtidos 452 registros no total (Tabela 1).

Tabela 1. Estratégia de busca realizada.

Descrição	Resultado
Base de dados	Pubmed / Web of Science (WoS) / Scopus (Elsevier)
Tag	WoS (TS = Title, Abstract and Keywords) / Scopus (TITLE-ABS-KEY)
Descritores e operadores Booleanos	biomonitoring AND public health AND environmental health AND ecosystems AND biodiversity
Idioma	Português e Inglês
Espaço de tempo	2001 – 2021 (Julho)
Número de artigos encontrados (total)	452
Número de artigos selecionados após remoção de duplicatas e leitura de resumos	125
Número de artigos selecionados para a revisão	61

Fonte: O autor, 2022.

Após excluir as duplicatas, foi obtido um total de 437 registros. Após a leitura do título e resumo, 125 publicações foram mantidas na pesquisa por se encaixarem nos critérios aplicados. Por último, os artigos selecionados foram lidos em sua totalidade e aqueles em idioma diferente dos selecionadas previamente (português e inglês), que só apresentassem análises físicas e

químicas, medissem apenas riqueza de espécies e/ou abundância ou que não envolvessem a exposição a agentes químicos, físicos e/ou biológicos que possam gerar agravos de saúde à biodiversidade foram excluídos. Com isso, 61 trabalhos acadêmicos no total foram selecionados para compor esta revisão.

Ao término da seleção das publicações, os dados obtidos acerca dos países de estudo, ambiente de exposição, contaminante, organismo e efeito observado (*endpoint*) foram categorizados.

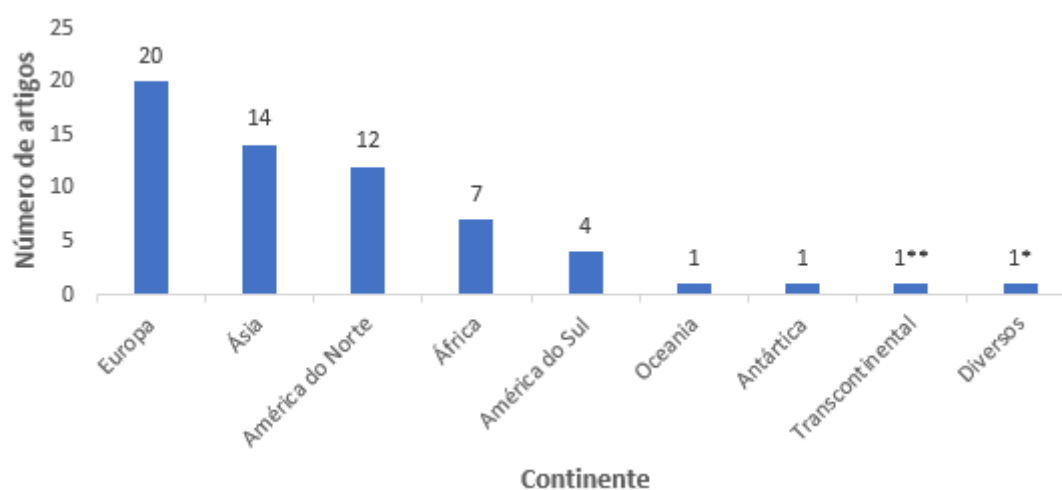
A fim de obter mais exemplos e dados sobre exposições e efeitos sobre os organismos e humanos, buscas esporádicas de artigos foram realizadas no Google Scholar e os dados pertinentes foram incluídos ao longo da revisão.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 LOCALIZAÇÃO DOS ESTUDOS

A maioria dos estudos foi realizada em países da Europa (20), seguido por Ásia (14), América do Norte (12), África (7), América do Sul (4) e Antártica, Eurásia e Oceania (1) (Figura 4). Um estudo foi realizado através de coletas em 26 países distintos e por isso foi alocado na categoria “Diversos”. A Turquia, por ser um país que possui território dividido entre dois continentes (Europa e Ásia), aparece no gráfico na categoria “Transcontinental”.

Figura 4. Localização dos estudos inseridos no estudo, separados por continentes.



* Estudo com 26 países distintos.

** Turquia (região dividida entre Europa e Ásia).

Fonte: O autor, 2022

Entre os países, o Estados Unidos da América (EUA) foi aquele com a maior representação (8 publicações), seguido por Itália (7), China (6), Reino Unido (4), França (3), Brasil, Canadá, Índia, Marrocos, México, Nigéria, Portugal e Tunísia (2 cada) e Antártica, Arábia Saudita, Austrália, Bangladesh, Chile, Filipinas, Holanda, Hungria, Líbano, Madagascar, Noruega, Paquistão, República Tcheca, Tailândia, Turquia, Uganda e Uruguai (1 cada).

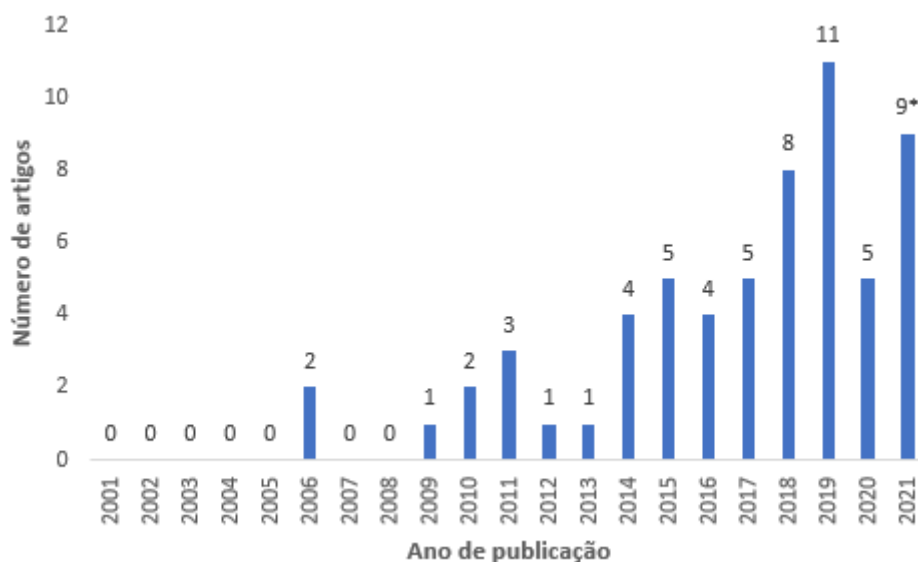
As pesquisas com efeitos de contaminantes sobre a biodiversidade estão concentradas em países europeus, nos EUA e na China, enquanto países da África e América do Sul possuem poucos estudos sobre o tema. Estes fatores demonstram ainda a baixa realização de estudos que relacionem a exposição a contaminantes ambientais e seus impactos sobre a biodiversidade, especialmente em países subdesenvolvidos. Esses dados são corroborados pelo 2020 Environmental Performance Index (EPI) (WENDLING *et al.*, 2020), um ranking elaborado pela parceria entre as Universidades de Yale e Columbia (EUA), que mede, através de 32

indicadores de performance, o quão preocupados e engajados os países estão em relação a projetos e temáticas em Saúde Ambiental e vitalidade do ecossistema. Neste ranking, os países que ocupam as primeiras colocações são países desenvolvidos e europeus, como Finlândia, Noruega, Suécia, Irlanda e Suíça e países pobres e emergentes ocupam as últimas colocações (Paquistão, Nigéria, Camarões, República Central da África e Lesoto). Destaques para o Brasil, que ocupa apenas o 66º lugar e a China (96º lugar), que apesar de ser um dos países com mais publicações sobre biomonitoramento, ocupa uma posição bem baixa neste ranking.

5.2 ANOS DE PUBLICAÇÃO

A Figura 5 mostra a evolução das publicações envolvendo a temática de biomonitoramento, compreendendo os anos 2001 até 2021 (julho). O maior ano de publicações foi no ano 2018, com 11 publicações. É importante destacar que o ano de 2020 foi o ano em que o mundo foi acometido pela pandemia da COVID-19, impactando as atividades e pesquisas científicas. Independentemente deste fator, é possível observar o crescimento de estudos ao longo do tempo, demonstrando a maior relevância e preocupação com a temática da avaliação dos contaminantes ambientais e a preservação da Biodiversidade.

Figura 5. Número de estudos incluídos no estudo por anos (2001 – julho de 2021).



* Até 27 de julho de 2021

Fonte: O autor, 2022.

Os anos das publicações evidenciam que a temática relacionada ao uso de organismos bioindicadores para avaliação da saúde da biodiversidade, passou a ser mais relevante e estudada, principalmente na última década, dada a maior importância a temática ambiental e

aos avanços tecnológicos de equipamentos laboratoriais. Com isto, análises mais precisas e em níveis de organização biológica mais baixos puderam ser realizadas, como análises com tecnologias moleculares (BICKHAM *et al.*, 2000).

5.3 CONTAMINANTES ANALISADOS

Os contaminantes mais estudados foram os metais, metaloides e ametais (32), seguidos por agrotóxicos (7), contaminantes emergentes (6), patógenos biológicos e poluentes orgânicos persistentes (POPs) (4), microplástico (3), espécies invasoras (2) e diversos (2) (Figura 4). A classe “outros contaminantes” corresponde a compostos organoestânicos (tributilestanho (TBT), dibutilestanho (DBT) e monobutilestanho (MBT)) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) (naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo[a]antraceno, criseno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k] fluoranteno, benzo[a]pireno, indeno[1,2,3- cd]pireno, benzo[g, h, i]perileno, dibenzo[a, h]antraceno) (Figura 6).

Figura 6. Classes de contaminantes analisados nos estudos selecionados.



Fonte: O autor, 2022

A seguir, serão descritos os artigos obtidos nesta revisão categorizados por classe de contaminante.

Metais, metaloides e ametais

Metais e metaloides são substâncias liberadas naturalmente de rochas no ambiente por eventos de erosão e intemperismo (GONTIJO; MONTEIRO; ROSA, 2017). Podem ser

categorizados em dois grandes grupos: (1) essenciais (como B, Cu, Fe, Zn, dentre outros), necessários para o crescimento e desenvolvimento de diversos organismos, podendo ser tóxicos quando em concentrações muito altas; (2) não-essenciais (como As, Pb, Hg, Cd), que não fazem parte ou não são necessários para a homeostasia animal e vegetal, no qual alguns são tóxicos mesmo em concentrações muito baixas (EDELSTEIN & BEN-HUR, 2018). O aumento dos impactos de algumas atividades humanas, como mineração, produção industrial, poluição e outros, tem sido fator de preocupação por aumentarem exponencialmente a concentração de metais e metaloides no ambiente (MUDGAL *et al.*, 2010). Estes elementos podem estar presentes na fração orgânica, sendo transformados por resultado da decomposição da matéria orgânica e também disponibilizados na água, um meio para reações químicas, transferência e contaminação para diversos organismos (VIOLANTE *et al.*, 2010). As plantas e animais absorvem esses elementos dos solos, sedimentos e água, por contato com superfícies externas, ingestão ou inalação de partículas no ar (MUDGAL *et al.*, 2010).

Os metais e metaloides estão envolvidos em diversos complexos químicos e interações biológicas (VIOLANTE *et al.*, 2010). Nos estudos obtidos nesta revisão, algas que ocupam locais contaminados por metais e metaloides, por exemplo, podem apresentar metabolismo alterado e processos fisiológicos e bioquímicos que resultam em diminuição da motilidade, aumento de corpos lipídicos e na quantidade de frústulas deformadas e redução de tamanho em diatomáceas em locais mais poluídos quando comparadas a locais menos poluídos (PANDEY; BERGEY, 2016). Apesar de não ser um efeito direto sobre a biodiversidade, dois estudos evidenciaram a bioacumulação de metais e metaloides sobre plantas: cádmio (Cd), cobre (Cu), zinco (Zn), cromo (Cr), chumbo (Pb), mercúrio (Hg) e arsênio (As) nas espécies *Ceriops decandra* e *Nymphaea pubescens* (BORRELL *et al.*, 2016) e acumulação de As, Cu, Pb, e Zn em sete espécies vegetais no estudo de campo realizado por ESPINOSA-REYES e colaboradores (2014) no México.

Entre os efeitos adversos observados destes contaminantes estão alterações histológicas e/ou morfológicas, como alteração do comprimento do eixo e na produção de metabólitos (aumento significativo das concentrações de glicina betaína e prolina nos tecidos) pelas algas vermelhas *Ellisolandia elongata* em Marrocos (SABRI *et al.*, 2020). Pode-se observar também danos genéticos, com aumento de aberrações cromossômicas e presença de micronúcleo em cebolas (*Allium cepa*) em áreas com descarga de efluentes no Rio Corrente (Pedro II) no estado do Piauí, Brasil, com resíduos de alumínio (Al), silício (Si), titânio (Ti), cromo (Cr), níquel (Ni) e cobre (Cu) (BATISTA *et al.*, 2016).

Em animais os impactos dos metais e metaloides incluem bioacumulação em fígado e rins

de roedores (ESPINOSA-REYES *et al.*, 2014); abelhas no Brasil (alumínio (Al), arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), magnésio (Mg), manganês (Mn), níquel (Ni), chumbo (Pb), platina (Pt), rubídio (Rb), antimônio (Sb), selênio (Se), estrôncio (Sr), urânio (U), vanádio (V) e zinco (Zn) (DE MATOS BARBOSA *et al.*, 2021), além de biomagnificação na cadeia envolvendo a exposição a mercúrio (Hg) e metilmercúrio em macroinvertebrados, peixes, aves marinhas e mamíferos marinhos (ABEYSINGHE *et al.*, 2017) e arroz, invertebrados herbívoros e sapos com exposição a metilmercúrio no Chile (CHIANG *et al.*, 2021). Os efeitos diretos sobre os animais incluem danos genéticos, com o aumento da frequência de micronúcleo em peixes das *Tilapia rendalli* (tilápia) e *Hoplias malabaricus* (traíra) (BATISTA *et al.*, 2016).

Os ametais (ou não-metais) são elementos naturais presentes na natureza, como nitrogênio (N), carbono (C), oxigênio (O), hidrogênio (H), os gases nobres e outros elementos. Apesar de serem naturais, também podem ser adicionados pela queima de combustíveis fósseis, mineração, industrialização e outras atividades antrópicas, aumentando suas quantidades nos compartimentos ambientais (água, solo e ar). Mesmo sendo necessários para o crescimento e desenvolvimento de diversas espécies, em excesso podem ser tóxicos e causar diferentes efeitos deletérios sobre os organismos (PANDEY & MADHURI, 2014).

Desta forma, a quantificação desses elementos e seus impactos sobre a biodiversidade pode ser utilizada para a avaliação da qualidade dos ecossistemas, em especial os ecossistemas atmosféricos. Nos estudos incluídos nesta revisão, entre os efeitos observados pela exposição a estes compostos estão bioacumulação de ozônio (O₃) em diversas espécies (BARGAGLI *et al.*, 2019); nitrogênio (N) em espécies vegetais (VITT *et al.*, 2020); além de carbono (C), nitrogênio (N) e enxofre (S) em musgos, líquens, arbustos e árvores (WIEDER *et al.*, 2021).

Entre os impactos diretos sobre a biodiversidade, foram encontrados estudos relacionando ametais e ligações entre ametais (O₃, SO₂, NO₂ e CO) liberados pelas queimas de combustíveis fósseis, provocando estresse oxidativo em *Urginea maritima*, evidenciado pela avaliação de níveis de ácido ascórbico, pigmentos fotosintetizantes, pH das folhas, prolina livre, carboidratos totais e determinação de peróxido de hidrogênio (KHAIRALLAH *et al.*, 2018). Em peixes também foi observado estresse oxidativo por meio do malondialdeído (MDA) (um índice de peroxidação lipídica) e alteração em enzimas antioxidantes (superóxido dismutase (SOD), glutathione reduzida (GSH), glutathione-s-transferase (GST) e atividade da catalase (CAT)), ao avaliar peixes da espécie *Clarias gariepinus* (Bagre-africano) (OLANIRAN; SOGBANMU; SALIU, 2019). Apesar de não terem sido encontrados na revisão, outros efeitos também são observados: citotoxicidade (depressão do índice mitótico nas células meristemáticas da raiz) e

genotoxicidade (frequência aumentada de micronúcleo) em *Allium cepa* (PATHIRATNE; HEMACHANDRA; DE SILVA, 2015) e também citotoxicidade nos eritrócitos de peixes da espécie *Sparus aurata* e *Dicentrarchus labrax* (MORCILLO *et al.*, 2016).

Agrotóxicos

Os agrotóxicos são substâncias químicas, agentes biológicos ou antimicrobianos utilizados contra organismos considerados pragas, como ervas daninhas, insetos, roedores, patógenos de plantas, moluscos, entre outros, que são responsáveis por destruir plantações, propriedades, tem propensão para se espalhar ou são vetores de doenças (GOEL & AGGARWAL, 2007). Levando em consideração sua definição, os agrotóxicos são empregados em diversas atividades no intuito de proporcionar benefícios à sociedade. No entanto, eventos indesejados podem ser observados em humanos e organismos não-alvo, que devem ser levados em consideração para sua aprovação e utilização em larga escala (JEYARATNAM, 1990).

Essa classe de substâncias pode ser categorizada de diversas formas: classificação de acordo com o modo de entrada (sistêmico, não-sistêmico, venenos estomacais, fumigantes e repelentes), organismo que controla (inseticida, herbicida, fungicida, rodenticida, etc.), e a mais utilizada, baseada em sua composição química (organoclorados, organofosforados, carbamatos, piretróides, etc.) (KAUR *et al.*, 2019).

Os pesticidas organofosforados (OPs) e os carbamatos são os pesticidas mais utilizados no mundo (LASRAM *et al.*, 2014). Dentre os efeitos provocados em humanos pelos OPs, o mais conhecido e estudado é a inibição das enzimas esterases, especialmente a acetilcolinesterase (AChE) e butirilcolinesterase (BChE) (EDDLESTON *et al.*, 2008).

Nesta revisão, foram obtidos sete estudos com espécies expostas a agrotóxicos. Em animais, foi observada a característica de bioacumulação, onde trinta resíduos de agrotóxicos foram observados nos tecidos de diferentes espécies de peixes (ERNST *et al.*, 2018), além de resíduos de rodenticidas no fígado de visons americanos (*Neovision vison*). Alterações bioquímicas, como inibição de atividade de colinesterases e enzimas antioxidantes (catalase, glutathione S-transferase e peroxidação lipídica) em macroinvertebrados em Portugal (RODRIGUES *et al.*, 2019) e também alterações nas colinesterases em três espécies de peixes em Uganda (FOCARDI, S. *et al.*, 2006). Alterações histológicas e morfológicas também foram observadas em girinos de sapos expostos em laboratório ao agrotóxico butacloro, apresentando alterações na velocidade de crescimento, no comprimento rostro-cloacal e na expressão de genes (*kfl9*, *thra* e *thrb*) (SHUMAN-GOODIER; SINGLETON; PROPPER, 2017). Apesar de não ser um efeito inicial (biomarcador) também foi observado mortalidade (concentração letal

– LC50) em artrópodes (*Cyphoderus* sp. e *Porcellio laevis*) expostos em laboratório a clorpirifós (IWAI & NOLLER, 2010). Uma revisão da literatura foi encontrada na revisão, no qual demonstrava diversos efeitos sistêmicos em abelhas (*Apis mellifera*) pela exposição a distintos agrotóxicos (NOI *et al.*, 2021). Nenhum estudo com vegetais foi obtido nesta revisão.

Contaminantes emergentes

Nos anos de 1990, os poluentes orgânicos persistentes (POPs) e metais e metaloides eram foco das pesquisas nos programas de biomonitoramento. Atualmente, esses produtos, ainda que tenham utilização intensa, pesquisas com seus impactos sobre a biodiversidade auxiliam na formulação e adoção de medidas de que restringiram estas fontes de poluição, ajudando na melhor compreensão e tentativa de controlar a exposição e liberação destes compostos no ambiente (PETROVIĆ; GONZALEZ; BARCELÓ, 2003). Junto com outros compostos químicos de origem natural e antropogênicos, como diversos fármacos, agrotóxicos, drogas ilícitas, entre outros, formam o grupo denominado contaminantes emergentes. Frente a isto, nas últimas décadas essas substâncias passaram a ser identificadas e se tornaram alvo de pesquisas, auxiliadas, em especial, pelo desenvolvimento de métodos analíticos sensíveis que podem detectar concentrações baixas ou muito baixas (geralmente na ordem de partes por trilhão) em amostras ambientais, que é o nível em que normalmente esses contaminantes são encontrados (NOGUERA-OVIEDO; AGA, 2016).

No entanto, novas demandas sociais e econômicas têm promovido a formulação e criação de diversos novos produtos. Com isto, essas substâncias não são acompanhadas pelos programas de monitoramento de rotina, não possuem estudos suficientes que demonstrem seus possíveis impactos no ambiente e muito menos possuem uma legislação específica que estabeleça limites máximos de segurança ou possíveis efeitos danosos que estes produtos podem provocar sobre a biodiversidade e a saúde humana (ZENKER *et al.*, 2014 VANDERMEERSCH *et al.*, 2015). Esse grupo de substâncias é denominado contaminantes de preocupação emergente e inclui produtos de cuidados pessoais, produtos farmacêuticos, retardantes de chama bromados, adoçantes (e.g. sucralose), nanomateriais projetados, surfactantes, plastificantes, entre outros (NOGUERA-OVIEDO; AGA, 2016; TAHERAN *et al.*, 2018).

Neste estudo, os impactos sobre animais incluem bioacumulação e biomagnificação de compostos em organismos pelágicos expostos a éteres difenílicos polibromados (PBDE) e hexabromociclododecano (HBCD) na Noruega (SØRMO *et al.*, 2019). GUERRANTI e colaboradores (2017) estudaram a exposição de minhocas (*Lumbricus terrestris*), barbilho de

cavalo (*Barbus tyberinus*), truta (*Salmo trutta*), e galeirão-comum (*Fulica atra*) a bisfenol A (BPA), paranilfenol (p-NP), substâncias alquiladas perfluoradas (PFAS), ftalatos, éteres difenílicos polibromados (PBDEs) e bifenilos policlorados (PCBs) e observaram concentrações destes contaminantes em tecidos (fígado e músculo) e nos ovos do galeirão-comum.

Em um estudo com truta marrom (*Salmo truttam*), Giang e colaboradores (2018) identificaram a exposição a 155 produtos farmacêuticos ou de cuidado pessoal (PPCP) e 16 compostos perfluorados e observaram diminuição na quantidade de ácidos graxos, alteração na atividade de enzimas antioxidantes, estresse oxidativo, além de alterações na microbiota intestinal dos peixes.

Também nesta revisão, foi obtido um estudo realizado na Itália, utilizando diversos macroinvertebrados como bioindicadores de exposição tendo observado o contato destes organismos a fármacos (furosemda, ibuprofeno), antibiótico (trimetoprim), ingrediente de produtos de cuidados pessoais (triclocarban) e adoçantes químicos (sucralose). Frente a isto, foram observados distintos efeitos sobre a biodiversidade encontrada, mais precisamente danos genéticos e mortalidade (LENCIONI; BELLAMOLI; PAOLI, 2020).

Patógenos biológicos

Os patógenos biológicos são organismos ou moléculas com potencial ação infecciosa e danosa, que podem provocar doenças e efeitos adversos em humanos, animais e plantas. Compreendem vírus, bactérias, fungos, protozoários, príons e outros (BRASIL, 2017).

Esses agentes podem ser utilizados no biomonitoramento através da avaliação de sua presença, como por exemplo no estudo obtido nesta revisão, que avaliou a presença de bactérias exógenas, identificadas por análise molecular, na microbiota intestinal de insetos coleópteros (*Cybister lateralimarginalis torquatus*) (BEKTAŞ *et al.*, 2021). Outros estudos que corroboram este tipo de exposição é o estudo de ZHOU e colaboradores (2018) que observou a presença de alguns tipos de vírus em morcegos, que foram transmitidos para porcos e a presença de ranavírus em estudo com trinta e sete espécies de anfíbios em Madagascar (KOLBY *et al.*, 2015).

Outra forma de biomonitoramento envolvendo patógenos biológicos é pela identificação e avaliação dos efeitos adversos provocados, como em eventos de mortandade em mexilhões (*Actinonaias pectorosa*) pela presença de dezessete espécies de vírus (RICHARD *et al.*, 2020). Os patógenos biológicos são um grupo de especial atenção e seu monitoramento deve ser realizado com mais frequência, pois como observado em diversos eventos só nas últimas décadas, como a gripe aviária (H5N1), a Síndrome Respiratória Aguda Grave (SARS),

Síndrome Respiratória do Oriente Médio (MERS) e mais recentemente a pandemia da COVID-19, as zoonoses são um risco potencial para causar a emergência de doenças graves e mortes, tantos em animais quanto em humanos.

Microplásticos

Diversas condições ambientais dos ecossistemas, como fluxo de correntes oceânicas, exposição solar, abrasão e interação com organismos, promovem uma degradação lenta de itens plásticos dispostos no ambiente em pequenos fragmentos, conhecidos como microplásticos (FRIAS; NASH, 2019). Além de derivados de fragmentação, alguns microplásticos também são sintetizados com intuito de apresentarem pequeno tamanho, como em esfoliantes para a indústria de cosméticos (COLE *et al.*, 2013). Apesar de ainda não ser consensual na literatura, estes materiais são geralmente característicos por possuírem tamanhos entre 0,1 micrômetro e 5 milímetros (FRIAS; NASH, 2019).

Por seu diminuto tamanho, podem se agregar e bloquear o canal de alimentação de organismos, limitando sua ingestão de alimentos, causar a redução do estímulo para alimentação (COLE *et al.*, 2013) e alteração na expressão de genes, como o VTG em peixes (CHENET *et al.*, 2021), como observado nesta revisão.

No entanto, um outro ponto de atenção associado com a ingestão destes compostos é relacionado com suas propriedades físicas, onde devido a sua maleabilidade e hidrofobia, se tornam suscetíveis a acumulação de outros compostos associados a eles, como aditivos, contaminantes emergentes, metais e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) (WANG; GE; YU, 2020). No presente estudo foram encontrados estudos com éteres difenílicos polibromados (PBDE-47), compostos orgânicos (nonlifenol), HPA (fenantreno) e ingrediente de produtos de uso natural (triclosan). Estes compostos são responsáveis por bioacumular em tecidos, causar danos histológicos e morfológicos, estresse oxidativo e mortalidade em animais (BROWNE, *et al.*, 2013).

As pesquisas com microplásticos ainda se concentram em localizar e quantificar esses elementos em órgãos animais, como esôfago e estômago e em humanos, como pulmões e placenta, mas como mostrado nesta revisão, estes também podem bioacumular em tecidos, causar estresse oxidativo e também acumular e carrear outros compostos exógenos, como POPs, HPA e contaminantes emergentes, vistos nesta revisão. Na literatura também há registros de carreamento de metais (WANG *et al.*, 2020) e agrotóxicos (LI *et al.*, 2021), sendo necessária maiores investigações relacionadas ao perigo destes compostos para a biodiversidade.

Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs)

Os poluentes orgânicos persistentes (POPs) estão presentes em materiais de uso industrial, como os bifenilos policlorados (PCBs), usados como isolante em equipamentos elétricos; as dibenzodioxinas e dibenzofuranos policlorados (PCDD/Fs), encontrados em misturas complexas nos processos de incineração, siderurgia e combustão de madeira; diclorodifeniltricloroetano (DDT) e hexaclorobenzeno (HCB), utilizados como pesticidas, entre outros (CAGNAZZI, D. *et al.*, 2019; MONTONE, 2021). Estes compostos se caracterizam por sua alta resistência a degradação e estabilidade, apresentando assim, longa persistência no ambiente (MONTONE, 2021).

Por conta de suas características químicas e físicas, os POPs apresentam alta capacidade de bioacumulação nos tecidos de organismos, como em mexilhões expostos a bifenilas policloradas (PCBs) e dibenzodioxinas e dibenzofuranos policlorados (PCDD/Fs) (ZALDÍVAR *et al.*, 2021), como observado em um dos estudos incluídos nesta revisão. Outros estudos obtidos neste trabalho também apresentaram a característica de acumulação nos tecidos de animais, por exemplo, no trabalho em que foi observado diversas espécies de tubarões e raias em contato com PCBs, o agrotóxico dicloro-difenil-tricloroetano (DDT) e hexaclorobenzeno (HCB) (CAGNAZZI *et al.*, 2019), além de golfinhos (*Tursiops truncatus*) expostos a diversos compostos halogenados (SHAUL *et al.*, 2015). Ademais, os POPs também já foram reportados como responsáveis por efeitos de biomagnificação na cadeia alimentar marinha no Mar da China Meridional, com exposições a parafinas cloradas (CPs) em peixes, crustáceos e moluscos (ZENG *et al.*, 2017).

Espécies invasoras

As espécies invasoras (ou exóticas) são aquelas que conseguem sobreviver, reproduzir, muitas vezes em grande número (principalmente pela ausência de predadores) e competir com espécies nativas, e se espalham em uma taxa considerável em um outro local não habitado por estas espécies anteriormente (STOUT; MORALES, 2009).

As ameaças que estes organismos representam para a biodiversidade, incluem não apenas a extinção de espécies, mas também mudanças na função dos ecossistemas, como competição por recursos, mudança nas estruturas do solo, teor de nutrientes, disponibilidade de umidade, entre outros (SINGH, 2005). No entanto, não só alterações estruturais e competitivas são produzidas. Algumas espécies produzem metabólitos secundários específicos em seus organismos, que podem influenciar no crescimento, germinação, sobrevivência ou na reprodução da biodiversidade ao seu redor (ABGRALL *et al.*, 2018).

Nesta revisão, foram obtidos dois estudos a respeito de espécies invasoras. Um estudo avaliou uma espécie de alga verde invasora (*Caulerpa racemosa*) na Itália, que demonstrou que a caulerpina, metabólito secundário produzido por esta alga, pode se bioacumular em tecidos de peixes, além de produzir alterações bioquímicas (glutathione-S-transferase (GST) e acylCoA oxidase e redução de GSH e GR) e moleculares (indução transicional significativa de PPAR e CYP1A e aumento do nível de VTG1 mRNA) (GORBI *et al.*, 2014).

O carregamento de parasitas por espécies invasoras também é um ponto de alerta, e ZHU e colaboradores (2019) produziram uma revisão que aborda diversos exemplos de problemas associados a espécies invasoras que levaram consigo parasitas do seu local de origem e que acabaram provocando diversos efeitos adversos para outros organismos e também para humanos.

Outros contaminantes

Diversos outros contaminantes também podem causar efeitos sobre a biodiversidade e embora menos estudados em relação à sua toxicidade em animais e plantas, seus impactos são importantes sobre o ponto de vista da preservação e conservação de animais e plantas.

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) são compostos que contêm dois ou mais anéis aromáticos e são formados a partir da combustão incompleta de materiais orgânicos (NISBET; LAGOY, 1992). Estes compostos podem ser liberados no ambiente a partir de fontes naturais, mas a preocupação se dá pelas fontes antropogênicas de liberação delas: queima incompleta de combustíveis, lixo e outros compostos orgânicos, como o tabaco (KIM *et al.*, 2013). Os HPAs têm impacto especial no ecossistema atmosférico, devido a sua forma de dispersão, afetando especialmente plantas e causando efeitos como acumulação em líquens, como demonstrado no artigo incluído neste estudo, realizado por Nascimbene e colaboradores (2014). Sua característica de bioacumulação não se restringe a plantas, afetando também animais terrestres e aquáticos, observado por um estudo na Itália, que encontrou estes elementos em minhocas, no fígado de peixes (*Barbus tyberinus* e *Salmo trutta*) e até mesmo em ovos da ave galeirão-comum (*Fulica atra*). Neste estudo vale ressaltar que entre os HPAs observados nas amostras coletadas, aqueles com menor peso molecular predominaram sobre aqueles de maior peso, sugerindo que o ar foi a maior fonte de contaminação, reforçando assim, a forma de dispersão deste tipo de contaminante no ambiente.

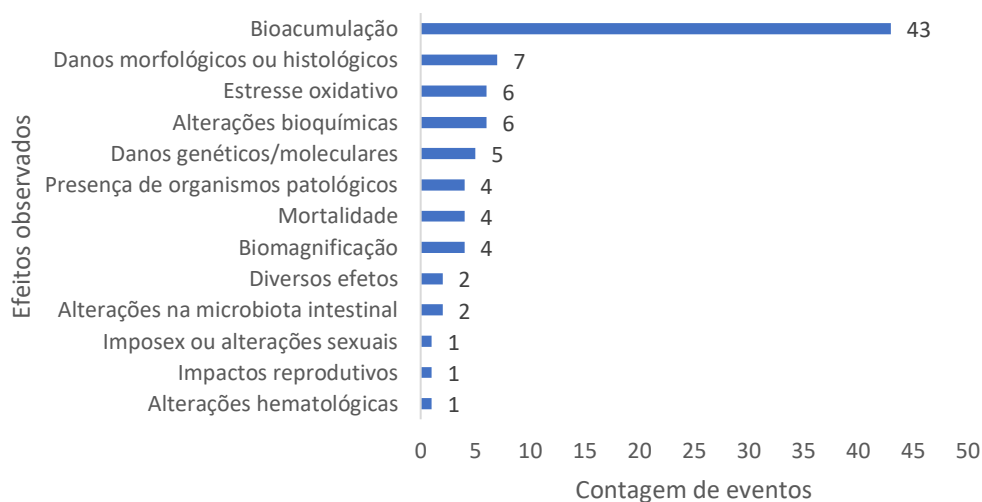
Já os compostos organoestânicos são um grupo de substância organo-metálicas que possuem um átomo de estanho (Sn) ligado a um ou mais substituintes orgânicos (e.g. metil, etil, butil, dentre outros) (HOCH, 2001). Estas substâncias possuem diversas utilizadas na indústria,

sendo usados na produção de espumas, pesticidas, desinfetantes hospitalares e veterinários, além de tintas anti-incrustantes utilizadas em cascos de navios e barcos para prevenir a fixação de organismos marinhos (OKORO *et al.*, 2014; BOULAJFENE *et al.*, 2015). No entanto, um estudo incluído nesta revisão, ressalta que esses compostos (no artigo: tributil estanho (TBT), óxido de dibutilestanho (DBT) e tricloreto de monobutiltina (MBT)) persistem na água, afetando assim outros organismos marinhos, como moluscos, evidenciado pelos eventos de bioacumulação e imposex (surgimento de caracteres sexuais masculinos em fêmeas de moluscos) observado no Golfo de Tunes, no Mar Mediterrâneo, em gastrópodes da espécie *Stramonita haemastoma* (BOULAJFENE *et al.*, 2015).

5.4 EFEITOS OBSERVADOS (*ENDPOINTS*)

A maioria dos estudos selecionados obteve informações sobre apenas um efeito (36) e 23 estudos investigaram dois ou mais efeitos sobre organismos expostos a contaminantes no ambiente. O efeito mais estudado foi bioacumulação, sendo observado em 43 trabalhos, seguido por danos histológicos/morfológicos (7), alterações bioquímicas e estresse oxidativo (6 para cada) (Figura 7).

Figura 7. Efeitos observados (*endpoints*) nos estudos selecionados.



Fonte: O autor, 2022.

A bioacumulação e a biomagnificação não são efeitos diretos observados (*endpoints*) nos organismos, mas tipos de comportamento observado dos poluentes. O primeiro se refere à concentração da substância no organismo após processos de assimilação e eliminação e o segundo inclui todas as rotas de exposição aos contaminantes, em especial a dieta, já que

conforme avança os níveis tróficos, há o aumento da concentração de contaminante nos tecidos dos organismos (COSTA *et al.*, 2008). No entanto, levando em consideração a temática de biomonitoramento e os efeitos adversos há longo prazo causados por contaminantes, é importante que estes eventos sejam observados nos estudos e implantados como forma de avaliar e garantir a promoção da saúde dos organismos e do ambiente que os cerca e por isso, foram inseridos nesta revisão.

A bioacumulação é um fator importante para entender o comportamento de substâncias no ambiente. Aquelas substâncias com alto potencial de bioacumular, podem ser facilmente retidas pelos organismos, acarretando em elevados níveis de concentrações internas, que podem levar a efeitos tóxicos a longo prazo (EHRLICH *et al.*, 2011). O aumento resultante, principalmente, da acumulação ocasionada pela dieta alimentar ao longo da cadeia trófica (biomagnificação) e seus efeitos deletérios podem se propagar pelos demais componentes do ecossistema, afetando a dinâmica das populações, a estrutura e função de comunidades e os serviços do ecossistema (COSTA *et al.*, 2008).

Os impactos resultantes dos eventos de bioacumulação e biomagnificação não ficam restritos aos animais e vegetais, mas também tem a capacidade de afetar diretamente a saúde humana. Isso se explica pelo fato de que grande parte da dieta humana é proveniente de vegetais, já que estes são ricos em minerais, proteínas, vitaminas e outros macro e micronutrientes necessários para a manutenção da homeostasia, representando então, uma fonte de contaminação e exposição a diferentes compostos (GUPTA *et al.*, 2019). Além dos vegetais, os animais também podem bioacumular compostos e representar um risco de exposição e desenvolvimento de efeitos prejudiciais à saúde humana. Este fator também se dá pela alimentação, no qual pela ingestão de peixes, insetos, anfíbios, frango, boi e até produtos de origem animal como ovos e leite (ISLAM *et al.*, 2018).

O Quadro1 apresenta com mais detalhes o grupo de efeitos (*endpoints*) encontrados, as espécies investigadas, a classe de contaminantes avaliada e o ambiente em que a pesquisa foi realizada (campo ou laboratório) ou se o estudo foi baseado em uma revisão.

Quadro 1. Estudos obtidos na revisão categorizados por classe de contaminante, espécie estudada, local do estudo (laboratório/campo/revisão), *endpoint* e sua referência.

Classe de contaminante	Espécies	Laboratório/campo/ revisão	<i>Endpoint</i>	Referência
Metais, metaloides e ametais	Diversas (96 espécies de peixes)	C	Bioacumulação	BUCK <i>et al.</i> , 2019
Ametais	<i>Sphagnum fuscum</i> , <i>Evernia mercury</i> e <i>Picea mariana</i>	C	Bioacumulação	VITT <i>et al.</i> , 2020
Contaminantes emergentes	Diversas (Peixes e invertebrados)	R	Bioacumulação	MILLER <i>et al.</i> , 2018
POP	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	L	Bioacumulação	ZALDÍVAR <i>et al.</i> , 2011
Diversos	Não específico	R	Diversos	DALLAS; JHA, 2015
Metais, metaloides e ametais	Peixes	C	Bioacumulação	RIGG <i>et al.</i> , 2015

Quadro 1. Estudos obtidos na revisão categorizados por classe de contaminante, espécie estudada, local do estudo (laboratório/campo/revisão), *endpoint* e sua referência. (continuação)

Pesticidas	Macroinvertebrados	C	Bioacumulação e impactos reprodutivos	RODRIGUES, C. <i>et al.</i> , 2019
Metais, metaloides e ametais e outros	<i>Hesperostipa comata</i> , <i>P. boylii</i> , <i>Hesperostipa comata</i> , <i>Artemisia tridentata</i> <i>Tamarix chinensis</i>	C	Bioacumulação e danos histológicos ou morfológicos	CLEVELAND; HINCK; LANKTON, 2019
Metais, metaloides e ametais e patógenos biológicos	<i>Cybister lateralimarginalis torquatus</i>	C	Bioacumulação e presença de organismos patológicos	BEKTAŞ <i>et al.</i> , 2021
Metais, metaloides e ametais	Diversas (19 espécies diferentes)	C	Bioacumulação e alterações bioquímicas	DOS SANTOS <i>et al.</i> , 2006
Contaminantes emergentes	Não específico	R	Bioacumulação e danos histológicos ou morfológicos	PYCKE <i>et al.</i> , 2012
POP	<i>Sphyrna mokarran</i> , <i>Carcharhinus limbatus</i> , <i>Carcharodon carcharias</i> , <i>Carcharhinus leucas</i> , <i>Carcharias taurus</i> , <i>Mobula kuhlii</i> <i>cf. eregoodoo-tenkee</i> , <i>Rhinoptera neglecta</i> , <i>Aetobatus ocellatus</i> , <i>Rhynchobatus australiae</i>	C	Bioacumulação	CAGNAZZI <i>et al.</i> , 2019

Quadro 1. Estudos obtidos na revisão categorizados por classe de contaminante, espécie estudada, local do estudo (laboratório/campo/revisão), *endpoint* e sua referência. (continuação)

Metais, metaloides e ametais	<i>Phoenicopterus roseu</i>	C	Bioacumulação e alteração na microbiota intestinal	GILLINGHAM <i>et al.</i> , 2021
Microplástico	Diversas	R	Bioacumulação e danos histológicos ou morfológicos	WANG; GE; YU, 2020
Metais, metaloides e ametais	<i>Urginea maritima</i>	C	Estresse oxidativo	KHAIRALLAH <i>et al.</i> , 2018
Contaminantes emergentes	<i>Salmo trutta</i>	C	Alterações bioquímicas, estresse oxidativo e alterações da microbiota intestinal	GIANG <i>et al.</i> , 2018
Contaminantes emergentes	<i>Lumbricus terrestris</i> , <i>Barbus tyberinus</i> , <i>Salmo trutta</i> , <i>Fulica atra</i>	C	Bioacumulação	GUERRANTI <i>et al.</i> , 2017
Metais, metaloides e ametais	<i>H. propagulifera</i> , <i>R. riparioides</i> e <i>H. tenax</i>	C	Bioacumulação	YANG; WANG; ZHANG, 2011
Outros	<i>S. haemastoma</i>	C	Bioacumulação e imposex ou alterações sexuais	BOULAJFENE, W. <i>et al.</i> , 2015

Quadro 1. Estudos obtidos na revisão categorizados por classe de contaminante, espécie estudada, local do estudo (laboratório/campo/revisão), *endpoint* e sua referência. (continuação)

Metais, metaloides e ametais	<i>Clarias gariepinus</i>	L	Estresse oxidativo	OLANIRAN; SOGBANMU; SALIU, 2019
Metais, metaloides e ametais	<i>Corbicula fluminea</i>	C	Bioacumulação	LI <i>et al.</i> , 2019
Metais, metaloides e ametais	<i>Lamellidens marginalis</i>	L	Alterações hematológicas	CHAKRABORTY; RAY; RAY, 2021
Metais, metaloides e ametais	<i>Sphagnum fuscum</i> , <i>Sphagnum capillifolium</i> , <i>Evernia mesomorfa</i> , <i>Cladonia mitis</i> , <i>Vaccinium vitis-idaea</i> , <i>Vaccinium oxycoccos</i> , <i>Rubus chamaemorus</i> , <i>Maianthemum trifolium</i> e <i>Picea mariana</i>	C	Bioacumulação	WIEDER <i>et al.</i> , 2021
Contaminantes emergentes	<i>Calanus</i> sp., <i>Arenicola marina</i> , <i>Palaemon adspersus</i> , <i>Palaemon elegans</i> , <i>Pomatoschistus micros</i> , <i>Pomatoschistus minutus</i> , <i>Gobius niger</i> , <i>Ammodytes</i> sp., <i>Pandalus borealis</i> , <i>Merlangius merlangus</i> e <i>Pollachius virens</i>	C	Bioacumulação e biomagnificação	SØRMO <i>et al.</i> , 2009

Quadro 1. Estudos obtidos na revisão categorizados por classe de contaminante, espécie estudada, local do estudo (laboratório/campo/revisão), *endpoint* e sua referência. (continuação)

Metais, ametais e metaloides	<i>Anaptychia</i> sp., <i>Grimmia</i> sp., <i>Fabronia</i> sp., <i>Tillandsia recurvata</i> ,	C	Bioacumulação	DÍAZ-ÁLVAREZ; DE LA BARRERA, 2018
Pesticidas	<i>Rhinella marina</i> , <i>Fejervarya vittigera</i>	L	Danos histológicos ou morfológicos e danos genéticos	SHUMAN-GOODIER; SINGLETON; PROPPER, 2017
Espécies invasoras	<i>Diplodus sargus</i>	C	Bioacumulação, alterações genéticas/moleculares e alterações bioquímicas	GORBI <i>et al.</i> , 2014
Metais, metaloides e ametais e outros	<i>Diversas</i>	R	Bioacumulação	BARGAGLI <i>et al.</i> , 2019
Pesticidas	<i>Cyphoderus</i> sp. <i>Porcellio laevis</i>	L	Mortalidade	IWAI; NOLLER, 2010
Metais, metaloides e ametais	<i>Jatropha dioica</i> , <i>Karwinskia mollis</i> , <i>Agave lechuguilla</i> , <i>Dyssodia acerosa</i> , <i>Larrea tridentat</i> , <i>Parthenium incanum</i> e <i>Zinnia acerosa</i>	C	Bioacumulação	ESPINOSA-REYES <i>et al.</i> , 2014

Quadro 1. Estudos obtidos na revisão categorizados por classe de contaminante, espécie estudada, local do estudo (laboratório/campo/revisão), *endpoint* e sua referência. (continuação)

Metais, metaloides e ametais	<i>Pennisetum purpureum</i>	C	Bioacumulação	EDIAGBONYA; OGUNJOBI; OLUTAYO, 2021
Metais, metaloides e ametais	<i>Tetragonisca angustula</i>	C	Bioacumulação e estresse oxidativo	DE MATOS BARBOSA <i>et al.</i> , 2021
Metais, metaloides e ametais	<i>Padus serotina</i> , <i>Acer campestre</i> , <i>Acer negundo</i> , <i>Quercus robur</i> e <i>Celtis occidentalis</i>	C	Bioacumulação	SIMON <i>et al.</i> , 2014
Metais, metaloides e ametais	Diversas (43 espécies de diatomáceas)	C	Alterações bioquímicas e Danos histológicos ou morfológicos	PANDEY; BERGEY, 2016
Patógenos biológicos	<i>Rhinolophus</i> sp.	C	Presença de patógenos biológicos	ZHOU <i>et al.</i> , 2018
Metais, metaloides e ametais	<i>Ellisolandia elongata</i>	C	Bioacumulação, alterações bioquímicas e danos histológicos ou morfológicos	SABRI <i>et al.</i> , 2020
Metais, metaloides e ametais	<i>Allium cepa</i> , <i>Tilapia rendalli</i> e <i>Hoplias malabaricus</i>	C	Danos genéticos	BATISTA <i>et al.</i> , 2016

Quadro 1. Estudos obtidos na revisão categorizados por classe de contaminante, espécie estudada, local do estudo (laboratório/campo/revisão), *endpoint* e sua referência. (continuação)

Pesticidas	<i>Oreochromis niloticus</i> , <i>Tilapia zilli</i> e <i>Oreochromis variabilis</i>	L	Alterações bioquímicas	FOCARDI <i>et al.</i> , 2006
Metais, metaloides e ametais	<i>Mauremys leprosa</i>	C	Bioacumulação	SLIMANI <i>et al.</i> , 2018
Patógenos biológicos	<i>Actinonaias pectorosa</i>	C	Presença de patógenos biológicos e mortalidade	RICHARD <i>et al.</i> , 2020
Metais, metaloides e ametais	<i>Micropterus salmoides</i> , <i>Salvelinus namaycush</i> , <i>Sander vitreus</i> <i>Ameiurus nebulosus</i> , <i>Notomigonus crysoleucas</i> e <i>Perca flavescens</i>	C	Bioacumulação	RAZAVI <i>et al.</i> , 2020
Metais, metaloides e ametais	Diversas (macroinvertebrados, peixes, aves marinhas e mamíferos marinhos)	C	Bioacumulação e biomagnificação	ABEYSINGHE <i>et al.</i> , 2017
Metais, metaloides e ametais	Diversas (arroz, invertebrados herbívoros e predadores e sapos)	C	Bioacumulação e biomagnificação	CHIANG <i>et al.</i> , 2021

Quadro 1. Estudos obtidos na revisão categorizados por classe de contaminante, espécie estudada, local do estudo (laboratório/campo/revisão), *endpoint* e sua referência. (continuação)

Microplástico	<i>Arenicola marina</i>	L	Bioacumulação, estresse oxidativo e mortalidade	BROWNE <i>et al.</i> , 2013
Contaminantes emergentes	<i>Baetis alpinus</i> , <i>Baetis rhodani</i> , <i>Dictyogenus alpinus</i> , <i>Diamesa cinerella</i> , <i>Perlode sintricatus</i> , <i>Pseudodiamesa branickii</i> , <i>Rhyacophila occidentalis</i> e <i>Rhyacophila tristis</i>	C	Mortalidade e danos genéticos	LENCIONI; BELLAMOLI; PAOLI, 2020
Metais, metaloides e ametais	<i>Gammarus fossarum</i>	C	Bioacumulação	ALRIC <i>et al.</i> , 2019
POP	<i>Tursiops truncatus</i>	C	Bioacumulação	SHAUL <i>et al.</i> , 2015
Metais, metaloides e ametais	<i>Macrophthalmus depressus</i>	C	Bioacumulação	SAHER; SIDDIQUI, 2019

Quadro 1. Estudos obtidos na revisão categorizados por classe de contaminante, espécie estudada, local do estudo (laboratório/campo/revisão), *endpoint* e sua referência. (continuação)

Pesticidas	<i>Hoplias malabaricus</i> , <i>Rhamdia quelen</i> , <i>Pimelodus maculatus</i> , <i>Paraloricaria vetula</i> , <i>Hypostomus commersonni</i> , <i>Salminus brasiliensis</i> , <i>Megaleporinus obtusidens</i> <i>Prochilodus lineatus</i>	C	Bioacumulação	ERNST <i>et al.</i> , 2018
Outros	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	C	Bioacumulação	NASCIMBENE <i>et al.</i> , 2014
Microplástico	<i>Trachurus trachurus</i>	C	Danos genéticos	CHENET <i>et al.</i> , 2021
Patógenos biológicos	Diversas (37 espécies de anfíbios)	C	Presença de organismos patológicos	KOLBY <i>et al.</i> , 2015
Pesticidas	Neovison vison	C	Bioacumulação	RUIZ-SUÁREZ <i>et al.</i> , 2016
Pesticidas	<i>Apis mellifera</i>	R	Diversos	NOI <i>et al.</i> , 2021

Quadro 1. Estudos obtidos na revisão categorizados por classe de contaminante, espécie estudada, local do estudo (laboratório/campo/revisão), *endpoint* e sua referência. (continuação)

Metais, metaloides e ametais	<i>Notemigonus crysoleucas</i> , <i>Semotilus atromaculatus</i> , <i>Fundulus diaphanus</i> , <i>Lepomis gibbosus</i> , <i>Ictalurus nebulosus</i> , <i>Micropterus dolomieu</i> e <i>Micropterus salmoides</i>	C	Bioacumulação	YU <i>et al.</i> , 2011
Diversos	Diversas (isópodes terrestres)	R	Diversos	VAN GESTEL <i>et al.</i> , 2018
Metais, metaloides e ametais	<i>Ceriods decandra</i> , <i>Nymphaea pubescens</i> , <i>Scylla serrata</i> , <i>Penaeus monodon</i> , <i>Mugil cephalus</i> , <i>Amblypharyngodon mola</i> , <i>Harpadon nehereus</i> , <i>Tenualosa ilisha</i> , <i>Lates Calcarifer</i> , <i>Acanthopagrus berda</i> , <i>Panna microdon</i> , <i>Strongylura leiura</i> , <i>Hyporhamphus limbatus</i> e <i>Pampus argenteus</i>	C	Bioacumulação	BORRELL <i>et al.</i> , 2016
POP	Diversas (16 espécies de peixes e 4 de moluscos)	C	Bioacumulação e biomagnificação	ZENG <i>et al.</i> , 2017

Quadro 1. Estudos obtidos na revisão categorizados por classe de contaminante, espécie estudada, local do estudo (laboratório/campo/revisão), *endpoint* e sua referência. (conclusão)

Metais, metaloides e ametais	<i>Spilopelia senegalensis</i>	C	Bioacumulação, alterações histológicas ou morfológicas e estresse oxidativo	ALMALKI <i>et al.</i> , 2019
Espécies invasoras	Diversas	R	Diversos	ZHU <i>et al.</i> , 2019

Fonte: O autor, 2022.

Os resultados observados nesta revisão ressaltam a importância do biomonitoramento como forma de avaliação da Saúde Ambiental, no qual diversos efeitos negativos podem ser observados em espécies animais e vegetais, que representam um risco para sua sobrevivência e causam impactos diretos sobre as comunidades e o ecossistema.

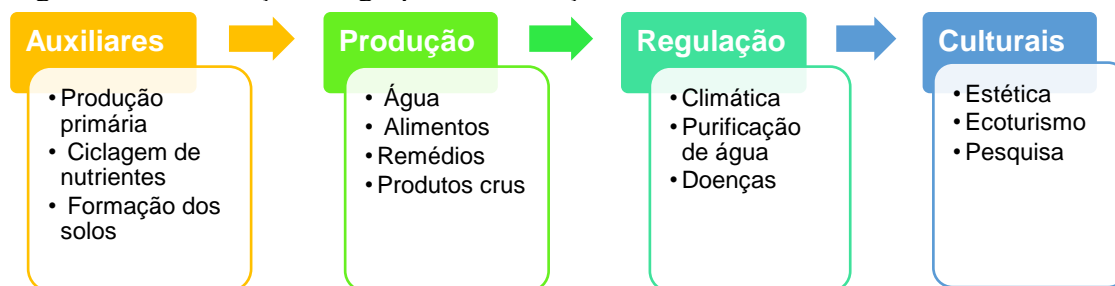
Os estudos de biomonitoramento envolvendo impactos diretos e detectáveis através de biomarcadores, ainda estão muito restritos a ambientes aquáticos, onde nos artigos inseridos nesta revisão, 43 artigos abordavam este tipo de ecossistema. Os demais ecossistemas (terrestre e atmosférico) são pouco representativos e abordam em sua maioria somente efeitos relacionados a bioacumulação de compostos em tecidos animais e vegetais.

A relação entre a Saúde Pública e o ambiente é facilmente entendida quando compreendemos que um está intrinsecamente relacionado ao outro, em especial pelos chamados serviços ecossistêmicos. Esses serviços representam as condições e processos que suportam a vida nos ecossistemas, desde as espécies que o compõe aos seres humanos em suas vidas cotidianas, trazendo benefícios diretos ou indiretos (DAILY, 2003; CARDOSO, 2021). Estão associados com o equilíbrio e bom funcionamento dos ecossistemas, além de suprir necessidades para o bem-estar de humanos, como saúde, segurança, recursos e interação social.

Segundo COSTANZA e colaboradores (1997), em seu estudo clássico, publicado na revista *Nature*, caracterizou 17 tipos de serviços, nos qual podem ser destacados: regulação de gases (balanço O_2/CO_2 , O_3 para proteção dos raios UV), regulação de água (fornecimento de água para agricultura ou processos industriais), regulação climática (controle da emissão de gases de efeito estufa, umidade), controle biológico (controle de predadores), produção de alimentos (produção de peixes, frutas, culturas, caça), recursos genéticos (fármacos, tratamentos alternativos, genes de resistência de plantas, espécies ornamentais). Além dos demais serviços descritos pelos autores, esses serviços exemplificam como a relação entre humanos e ambiente está correlacionada e como a desestabilização da biodiversidade e dos ecossistemas afeta diretamente a Saúde Ambiental.

Os serviços ecossistêmicos podem ser agregados em quatro grandes grupos de acordo com o que eles provêm: serviços auxiliares (necessários para a produção de todos os demais serviços ecossistêmicos), serviços de produção (produtos provenientes do ecossistema), serviços de regulação (eventos produzidos pela regulação dos processos do ecossistema) e serviços culturais (benefícios não materiais) (ALCAMO *et al.*, 2003). Os grupos e alguns exemplos relacionados foram sintetizados na Figura 8.

Figura 8. Classificação em grupos dos serviços ecossistêmicos.



Fonte: Adaptado de ALCAMO *et al.*, 2003.

A abordagem do biomonitoramento apesar de ser diretamente associada a organismos animais e vegetais também permite avaliar impactos diretos sobre a saúde humana, contribuindo para a promoção e tomada de medidas de monitoramento e prevenção de agravos em saúde para a Saúde Pública. Alguns dos compostos observados nesta revisão também já são conhecidos como causadores de doenças e por provocarem efeitos adversos sobre humanos, como por exemplo metais e metaloides, cuja exposição pode levar a câncer, problemas cardiovasculares, hematológicos e hepáticos (EDELSTEIN; BEN-HUR, 2018). Além disso, diversos HPA são mutagênicos e carcinogênicos (BOSTRÖM *et al.*, 2002) e agrotóxicos também estão associados a formação de diversos tipos de câncer, como linfoma não-Hodgkin (COSTA; MELLO; FRIEDRICH, 2017) e inibição da enzima acetilcolinesterase, levando a danos ao Sistema Nervoso Central (RATHISH; AGAMPODI; JAYASUMANA, 2018), entre diversos outros efeitos observáveis pela exposição a estes e outros contaminantes.

Frente aos dados aqui apresentados, é possível compreender melhor a relação entre a Saúde Pública e ambiente, assim como compreender como a presença de distintos contaminantes, afeta diretamente a biodiversidade, provocando efeitos sobre o ecossistema e efeitos diretos e indiretos sobre a saúde humana. Neste sentido, é importante ressaltar que populações pobres são mais vulneráveis a mudanças nos ecossistemas, visto que possuem dificuldades econômicas e sociais que as impedem de diagnosticar e combater estes perigos. Um exemplo deste contexto é a degradação dos recursos provenientes da pesca e agricultura, atingindo as condições de nutrição desta população pela diminuição da disponibilidade de recursos (alimentícios e financeiros) ou pelo consumo de alimentos contendo estes contaminantes. Desta forma, estas pessoas são diretamente impactadas, em especial pela poluição química nos ecossistemas (DEWAILLY; KNAP, 2006).

Alguns pontos não estão completamente esclarecidos e ainda necessitam de mais estudos e investigações para verificar outros tipos de efeitos sobre os organismos. Os contaminantes emergentes, por exemplo, por serem mais recentemente estudados, não possuem robusta

literatura sobre impactos ocasionados, especialmente em espécies vegetais.

Os contaminantes metais, metaloides e ametais, pesticidas e poluentes orgânicos persistentes já são estudados a mais tempo e seus impactos sobre o ambiente já são bem descritos na literatura. No entanto, com os avanços científicos nas técnicas de análises analíticas e moleculares, outros biomarcadores podem ser descobertos e por isso, se tornam uma nova ferramenta de avaliação da Saúde Ambiental e os impactos desses compostos sobre os organismos, necessitando assim que novos estudos continuem a ser realizados para garantir a vigilância contínua e a descoberta de novas metodologias e efeitos que esses compostos possam causar (EBNER, 2021).

Os avanços em tecnologia e as mudanças no consumo e necessidade dos seres humanos constantemente levam a modificações nos instrumentos, insumos e processos utilizados, assim como a produção de novos compostos. O perigo destas práticas é a formulação de novos compostos, combinando um ou mais produtos, que podem levar ao aumento da toxicidade do composto formado (HOEFLER; WANNMACHER, 2010). Desta forma, é necessário o constante monitoramento dos contaminantes ambientais, visto que estes novos compostos podem ser prejudiciais e provocar efeitos adversos sobre os ecossistemas.

Estudos em campo com a temática do biomonitoramento são comumente realizados a fim de suprir as lacunas de conhecimentos que permeiam este tema e por isso, são mais numerosos na literatura. No entanto, apesar de serem menos realizados, os estudos em laboratório são ferramentas importantes para identificar respostas celulares a produtos químicos que podem levar a efeitos subletais em organismos. Além disto, permitem avaliar diferentes compostos simultaneamente, possíveis interações entre eles, auxiliar na tomada de decisões para a seleção dos melhores testes a serem utilizados, evidenciar efeitos observados e possíveis variáveis de ensaios para a realização de outros estudos (COLLINS; GRAY; BUCHER, 2008).

O Brasil é um dos países que apresenta uma das mais ricas biodiversidades do mundo, apresentando em seus distintos biomas uma grande quantidade de espécies animais e vegetais (MITTERMEIER *et al.*, 2005; COSTA *et al.*, 2021). Isso representa uma grande capacidade da utilização e desenvolvimento do biomonitoramento no país. Todavia, as agências ambientais estaduais e federais não possuem pessoal, material e nem mesmo metodologias (padrão de coleta, identificação e avaliação) para realizar estes tipos de estudos. Por isso, atualmente, esse trabalho está restrito às universidades e centros de pesquisas (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003).

Apesar das limitações financeiras, técnicas e tecnológicas observadas no Brasil, algumas práticas são realizadas no Brasil, em especial pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente

(CONAMA), criado pela Lei n. 6 938/81, que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente. Entre suas funções, ressalta-se sua atuação na definição de normas, critérios e padrões técnicos para a gestão ambiental no país (FONSECA; BURSZTYN; MOURA, 2012). Por exemplo, para a água, é definida a Resolução CONAMA 357/2005, que estabelece os padrões ideais para as condições dos corpos de água superficiais, além das condições de lançamento de efluentes e utiliza como uma de suas ferramentas, ensaios ecotoxicológicos padronizados (CONAMA, 2005; MONICHETTI *et al.*, 2021). Essa resolução foi atualizada posteriormente, apresentando melhores definições dos testes de toxicidade, no qual estes devem ser utilizados como métodos para detectar e avaliar a capacidade de um agente tóxico produzir um efeito adverso, se utilizando de bioindicadores de grandes grupos de uma cadeia ecológica (CONAMA, 2011; DA SILVA; POMPÊO; DE PAIVA, 2015). Apesar dos esforços de alguns órgãos e entidades do país, muito ainda precisa avançar, em especial na utilização do biomonitoramento como ferramenta para avaliação da Saúde Ambiental e na Saúde Pública.

Como este trabalho demonstrou, a aplicação do biomonitoramento é um importante aliado da avaliação, promoção e conservação da Saúde Ambiental, sendo um instrumento que pode auxiliar a ciência a descobrir efeitos causados por diferentes compostos sobre os organismos. Além disto, esta prática também pode auxiliar na elucidação dos perigos que a população está exposta em seu dia-a-dia, mas nem sequer sabe ou o que pode ser feito para alterar este quadro. Por último, mas não menos importante, ajudar os governos e tomadores de decisões na criação de programas e legislações que regulem e limitem a utilização de diversos compostos, além de demonstrar a importância de se priorizar investimentos e criação de programas e projetos voltados ao biomonitoramento dos diferentes ecossistemas existentes, em especial no Brasil, que carece de instrumentos nesta temática.

6 CONCLUSÃO

A presente revisão destacou o uso do biomonitoramento como ferramenta para avaliação da Saúde Ambiental em diversos estudos ao redor do mundo, demonstrando a relevância deste tipo de avaliação para garantir a preservação das espécies, além do auxílio da permanência do funcionamento ideal dos ecossistemas, assim como seus serviços e benefícios produzidos. Se tratando do ponto de vista ecológico e da saúde humana, é importante que os efeitos provocados pelos contaminantes ambientais sejam detectados e quantificados de forma precoce e de preferência em níveis baixos de organização biológica, de forma que permita que ações de prevenção e de remediação possam ser tomadas no intuito de evitar agravos de saúde, perda da biodiversidade e impactos sobre os ecossistemas.

Algumas lacunas de conhecimento ainda estão presentes, como o baixo número de trabalhos realizados no Brasil, que poderiam auxiliar e desenvolver ainda mais a temática do biomonitoramento, a coleta de informações sobre diversos compostos utilizados no dia-a-dia da população, incluindo misturas e novos produtos formulados, e os impactos sobre diversos ecossistemas, dentre outros. Assim, ressalta-se que novos estudos precisam ser realizados a fim de descobrir diferentes efeitos dos contaminantes sobre distintas espécies como forma de garantir o bem-estar e a sobrevivência destes organismos. Esse tipo de análise também se mostra uma ferramenta válida para estratégias de monitoramento a nível científico, assim como para a geração de dados que permitam a adoção de decisões e políticas públicas para investigações e controle da vigilância da Saúde Ambiental/Pública e da biodiversidade.

7 REFERÊNCIAS

- ABDEL-SHAFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 25, n. 1, p. 107-123, 2016.
- ABEYSINGHE, K. S. et al. Mercury flow through bem Asian rice-based food web. **Environmental Pollution**, v. 229, p. 219-228, 2017.
- ABGRALL, C. et al. Invasion by *Fallopia japonica* alters soil food webs through secondary metabolites. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 127, p. 100-109, 2018.
- ADAMS, S. M. et al. The use of bioindicators for assessing the effects of pollutant stress on fish. **Marine Environmental Research**, v. 28, n. 1-4, p. 459-464, 1989.
- ALCAMO, J. et al. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. 2003.
- ALLAJBEU, S. et al. Contamination scale of atmospheric deposition for assessing air quality in Albania evaluated from most toxic heavy metal and moss biomonitoring. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 10, n. 5, p. 587-599, 2017.
- ALMALKI, A. M. et al. Use of *Spilopelia senegalensis* as a Biomonitor of Heavy Metal Contamination from Mining Activities in Riyadh (Saudi Arabia). **Animals**, v. 9, n. 12, p. 1046, 2019.
- ALRIC, B. et al. Multisubstance indicators based on caged *Gammarus* bioaccumulation reveal the influence of chemical contamination on stream macroinvertebrate abundances across France. **Environmental science & technology**, v. 53, n. 10, p. 5906-5915, 2019.
- AMORIM, L. C. A. Os biomarcadores e sua aplicação na avaliação da exposição aos agentes químicos ambientais. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, São Paulo, v. 6, n. 2, p. 158-170, 2003.
- ANDERSEN, N. R. An early warning system for the health of the oceans. **Oceanography**, v. 10, n. 1, p. 14-23, 1997.
- ARIAS, A. R. L. et al. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, p. 61-72, 2007.
- ARUKWE, A.; EGGEN, T.; MÖDER, M. Solid waste deposits as a significant source of contaminants of emerging concern to the aquatic and terrestrial environments—A developing country case study from Owerri, Nigeria. **Science of the Total Environment**, v. 438, p. 94-102, 2012.
- AUGUSTO, L. G. S. Saúde e vigilância ambiental: um tema em construção. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 12, n. 4, p. 177-187, 2003.
- BARGAGLI, R. et al. Deposition, abatement and environmental fate of pollutants in urban

green ecosystems: Suggestions from long-term studies in Siena (Central Italy). **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 46, p. 126483, 2019.

BATISTA, N. J. C. et al. Genotoxic and mutagenic evaluation of water samples from a river under the influence of anthropogenic activities. **Chemosphere**, v. 164, p. 134-141, 2016.

BEKTAŞ, M. et al. Bacterial microbiota on digestive structure of *Cybister lateralmarginalis torquatus* (Fischer von Waldheim, 1829) (Dytiscidae: Coleoptera). **Archives of Microbiology**, v. 203, n. 2, p. 635-641, 2021.

BEZERRA, A. C. V. Vigilância em saúde ambiental no Brasil: heranças e desafios. **Saúde e Sociedade**, v. 26, p. 1044-1057, 2017.

BICKHAM, J. W. et al. Effects of chemical contaminants on genetic diversity in natural populations: implications for biomonitoring and ecotoxicology. **Mutation research/Reviews in Mutation research**, v. 463, n. 1, p. 33-51, 2000.

BOLUND, P.; HUNHAMMAR, S. Ecosystem services in urban areas. **Ecological economics**, v. 29, n. 2, p. 293-301, 1999.

BORRELL, A. et al. Trace element accumulation and trophic relationships in aquatic organisms of the Sundarbans mangrove ecosystem (Bangladesh). **Science of the Total Environment**, v. 545, p. 414-423, 2016.

BOSTRÖM, C. E. et al. Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air. **Environmental health perspectives**, v. 110, n. suppl 3, p. 451-488, 2002.

BOULAJFENE, W. et al. Biomonitoring of the environmental contamination by organotins in the Gulf of Tunis: occurrence of imposex in *Stramonita haemastoma* (Linnaeus, 1767). **Marine and Freshwater Research**, v. 66, n. 9, p. 778-785, 2015.

BRASIL. Classificação de risco dos agentes biológicos - Ministério da Saúde, Secretaria de Ciência, Tecnologia e Insumos Estratégicos, Departamento do Complexo Industrial e Inovação em Saúde, 3. ed., 48 p., Brasília: Ministério da Saúde, 2017. Disponível em: <https://bvsmis.saude.gov.br/bvsmis/publicacoes/classificacao_risco_agentes_biologicos_3ed.pdf> Acesso em: 18 out. 2021

BROWNE, M. A. et al. Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. **Current biology**, v. 23, n. 23, p. 2388-2392, 2013.

BUCK, D. G. et al. A global-scale assessment of fish concentrations and the identification of biological hotspots. **Science of the total environment**, v. 687, p. 956-966, 2019.

BUNTON, T. E.; FRAZIER, J. M. Extrahepatic tissue copper concentrations in white perch with hepatic copper storage. **Journal of Fish Biology**, v. 45, n. 4, p. 627-640, 1994. ISSN 0022-1112.

BURKHARDT-HOLM, P. Endocrine disruptors and water quality: a state of the art review. **International Journal of Water Resources Development**, v. 26, n. 3, p. 477-493, 2010.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, p. 465-473, 2003.

CAGNAZZI, D. et al. Bioaccumulation of organochlorine compounds in large, threatened elasmobranchs off northern New South Wales, Australia. **Marine pollution bulletin**, v. 139, p. 263-269, 2019.

CÂMARA, V.M.; TAMBELLINI, A.T. Considerações sobre o uso da epidemiologia nos estudos em saúde ambiental. **Revista brasileira de Epidemiologia**, v. 6, n. 2, p. 95-104, 2003.

CANIANI, D. *et al.* Habitat ecological integrity and environmental impact assessment of anthropic activities: a GIS-based fuzzy logic model for sites of high biodiversity conservation interest. **Ecological Indicators**, v. 67, p. 238-249, 2016.

CARDOSO, E. J. B. N. A Sustentabilidade Ambiental da Agricultura e de Florestas Tropicais: Uma Visão Científica, Ecológica, Política e Social. Brasil, Editora Appris, 2021.

CHAKRABORTY, S.; RAY, M.; RAY, S. Bivalve haemocyte adhesion, aggregation and phagocytosis: A tool to reckon arsenic induced threats to freshwater ecosystem. **Fish & Shellfish Immunology**, v. 114, p. 229-237, 2021.

CHENET, T. et al. Plastic ingestion by Atlantic horse mackerel (*Trachurus trachurus*) from central Mediterranean Sea: A potential cause for endocrine disruption. **Environmental Pollution**, p. 117449, 2021.

CHIANG, G. et al. Methylmercury biomagnification in coastal aquatic food webs from western Patagonia and western Antarctic Peninsula. **Chemosphere**, v. 262, p. 128360, 2021.

CLEVELAND, D; HINCK, J. E.; LANKTON, J. S. Assessment of chronic low-dose elemental and radiological exposures of biota at the Kanab North uranium mine site in the Grand Canyon watershed. **Integrated environmental assessment and management**, v. 15, n. 1, p. 112-125, 2019.

COHEN, Joel E. Population growth and earth's human carrying capacity. **Science**, v. 269, n. 5222, p. 341-346, 1995. Disponível em:

COLE, M. et al. Microplastic ingestion by zooplankton. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 12, p. 6646-6655, 2013.

COLLINS, F. S.; GRAY, G. M.; BUCHER, J. R. Transforming environmental health protection. **Science (New York, NY)**, v. 319, n. 5865, p. 906, 2008.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n.357, de 17 de março de 2005. Brasília. Ministério do Meio Ambiente, 2005. Disponível em:

< http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf > Acesso em: 05 jun 2022

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA 430/2011, de 13 de maio de 2011. Brasília. Ministério do Meio Ambiente, 2011. Disponível em: <<http://conama.mma.gov.br/>> Acesso em: 05 jun 2022

CAEM - CONSELHO DE AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO. Ecossistemas e Bem-estar Humano: Estrutura Para Uma Avaliação, **SENAC**, p. 384, 2003.

CORDEIRO, L.; SOARESI, C. B. Revisão de escopo: potencialidades para a síntese de metodologias utilizadas em pesquisa primária qualitativa. **Síntese de evidências qualitativas para informar políticas de saúde**, p. 37, 2019.

COSTA, C. R. *et al.* A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

COSTA, N. G. M. *et al.* Ordem odonata como bioindicadores em biomonitoramento no Brasil: uma revisão sistemática. **South American Journal of Basic Education, Technical and Technological**, v. 8, n. 1, p. 917-925, 2021.

COSTA, V. I. B.; MELLO, M. S. C.; FRIEDRICH, K. Exposição ambiental e ocupacional a agrotóxicos e o linfoma não Hodgkin. **Saúde em Debate**, v. 41, p. 49-62, 2017.

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997.

DA SILVA, D. C. V. R.; POMPÊO, M.; DE PAIVA, T. C. B. A ecotoxicologia no contexto atual no Brasil. **Ecologia de reservatórios e interfaces. Instituto de Biociência da USP**, cap. v. 22, 2015.

DAILY, G. What are ecosystem services. **Global environmental challenges for the twenty-first century: Resources, consumption and sustainable solutions**, p. 227-231, 2003.

DALLAS, L. J.; JHA, A. N. Applications of biological tools or biomarkers in aquatic biota: A case study of the Tamar estuary, South West England. **Marine pollution bulletin**, v. 95, n. 2, p. 618-633, 2015.

DAVANSO, M.B. *et al.* Biomarkers in mangrove root crab *Goniopsis cruentata* for evaluating quality of tropical estuaries. **Marine environmental research**, v. 91, p. 80-88, 2013.

DRAGUNSKI, D. C. *et al.* Uso de bromeliáceas em biomonitoramento atmosférico. **Arquivos de Ciências da Saúde da UNIPAR**, v. 13, n. 3, 2009.

DE MATOS BARBOSA, M. *et al.* Effects of native forest and human-modified land covers on the accumulation of toxic metals and metalloids in the tropical bee *Tetragonisca angustula*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 215, p. 112147, 2021.

DEPLEDGE, M. H. *et al.* The conceptual basis of the biomarker approach. In: **Biomarkers**. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 15-29, 1993.

DESTOUMIEUX-GARZÓN, D *et al.* The one health concept: 10 years old and a long road ahead. **Frontiers in veterinary science**, v. 5, p. 14, 2018.

DEWAILLY, E.; KNAP, A. Food from the oceans and human health. Balancing risks and benefits. **Oceanography**, v. 19, n. 2, p. 84-93, 2006.

DÍAZ-ÁLVAREZ, E. A.; DE LA BARRERA, E. Characterization of nitrogen deposition in a megalopolis by means of atmospheric biomonitors. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1-10, 2018.

DIJKSTRA, M. *et al.* Bile secretion of cadmium, silver, zinc and copper in the rat. Involvement of various transport systems. **Life Sciences**, v. 59, n. 15, p. 1237-1246, 1996. ISSN 0024-3205.

DOS SANTOS, I. R. *et al.* Baseline mercury and zinc concentrations in terrestrial and coastal organisms of Admiralty Bay, Antarctica. **Environmental Pollution**, v. 140, n. 2, p. 304-311, 2006.

EBNER, J. N. Trends in the Application of “Omics” to Ecotoxicology and Stress Ecology. **Genes**, v. 12, n. 10, p. 1481, 2021.

EDDLESTON, M. *et al.* Management of acute organophosphorus pesticide poisoning. **The Lancet**, v. 371, n. 9612, p. 597-607, 2008.

EDELSTEIN, M.; BEN-HUR, M. Heavy metals and metalloids: Sources, risks and strategies to reduce their accumulation in horticultural crops. **Scientia Horticulturae**, v. 234, p. 431-444, 2018.

EDIAGBONYA, T. F.; OGUNJOBI, J. A.; OLUTAYO, O. O. Effect of quarry activities on selected biological resources around quarry site within Onigambari forest plantation, Oyo State, Nigeria. **Environmental geochemistry and health**, v. 43, n. 6, p. 2271-2283, 2021.

EHRlich *et al.* Problems faced when evaluating the bioaccumulation potential of substances under REACH. **Integrated environmental assessment and management**, v. 7, n. 4, p. 550-558, 2011.

ERNST, F. *et al.* Occurrence of pesticide residues in fish from American rainfed agroecosystems. **Science of the total environment**, v. 631, p. 169-179, 2018.

ESPINO, G. L. In: (Ed.). Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Mexico: **Plaza y Valdes Editores**, 2000. p.17-42.

ESPINOSA-REYES, G. *et al.* Effect of mining activities in biotic communities of Villa de la Paz, San Luis Potosi, Mexico. **BioMed research international**, v. 2014, 2014.

FERRÃO-FILHO, A. S.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B. Cyanotoxins: bioaccumulation and effects on aquatic animals. **Marine drugs**, v. 9, n. 12, p. 2729-2772, 2011

FIOCRUZ - FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ. Perda da biodiversidade causa impacto para a saúde humana, diz a CDB e OMS. 2015 Disponível em: <<https://www.biodiversidade.ciss.fiocruz.br/perda-da-biodiversidade-causa-impacto-para-saude-humana-diz-cdb-e-oms>> Acesso em: 28 dez 2020

FLEMING, L. E.; LAWS, E. Overview of the oceans and human health special issue. **Oceanography**, v. 19, n. 2, p. 18-23, 2006.

FOCARDI, S. et al. Integrating remote sensing approach with pollution monitoring tools for aquatic ecosystem risk assessment and management: A case study of lake victoria (Uganda). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 122, n. 1, p. 275-287, 2006.

FRIAS, J. P. G. L.; NASH, R. Microplastics: finding a consensus on the definition. **Marine pollution bulletin**, v. 138, p. 145-147, 2019.

FONSECA, I. F.; BURSZTYN, M.; MOURA, A. M. M. Conhecimentos técnicos, políticas públicas e participação: o caso do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). **Revista de Sociologia e Política**, v. 20, n. 42, p. 183-198, 2012.

FRANCO, J. L. A. O conceito de biodiversidade e a história da biologia da conservação: da preservação da wilderness à conservação da biodiversidade. **História (São Paulo)**, v. 32, p. 21-48, 2013.

FRIBERG, N. *et al.* Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystems: the good, the bad and the ugly. In: **Advances in ecological research**. Academic Press, 2011. p. 1-68.

GARTY, J. Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: theory and application. **Critical reviews in plant sciences**, v. 20, n. 4, p. 309-371, 2001.

GIANG, P. T. et al. Biomarker response, health indicators, and intestinal microbiome composition in wild brown trout (*Salmo trutta m. fario L.*) exposed to a sewage treatment plant effluent-dominated stream. **Science of The Total Environment**, v. 625, p. 1494-1509, 2018.

GOEL, A.; AGGARWAL, P. Pesticide poisoning. **National medical journal of India**, v. 20, n. 4, p. 182, 2007.

GÓMEZ, R. Q. et al. Magnetic biomonitoring using native lichens: spatial distribution of traffic-derived particles. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, n. 4, p. 1-15, 2021.

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

GORBI, S. et al. Could molecular effects of *Caulerpa racemosa* metabolites modulate the impact on fish populations of *Diplodus sargus*? **Marine environmental research**, v. 96, p. 2-11, 2014.

GORETTI, E. *et al.* Heavy metal bioaccumulation in honey bee matrix, an indicator to assess the contamination level in terrestrial environments. **Environmental Pollution**, v. 256, p. 113388, 2020.

GOUVEIA, N. Saúde e meio ambiente nas cidades: os desafios da saúde ambiental. **Saúde e sociedade**, v. 8, p. 49-61, 1999.

GUERRANTI, C. et al. Biomonitoring of chemicals in biota of two wetland protected areas exposed to different levels of environmental impact: results of the "PREVIENI"

- project. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, n. 9, p. 1-14, 2017.
- GUPTA, N. et al. Trace elements in soil-vegetables interface: translocation, bioaccumulation, toxicity and amelioration-a review. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 2927-2942, 2019.
- HAVLICEK, E. Soil biodiversity and bioindication: from complex thinking to simple acting. **European Journal of Soil Biology**, v. 49, p. 80-84, 2012.
- HENDRY, A. P.; GOTANDA, K. M.; SVENSSON, E. I. Human influences on mercury, and the ecological and societal consequences. 2017.
- HOCH, M. Organotin compounds in the environment—an overview. **Applied geochemistry**, v. 16, n. 7-8, p. 719-743, 2001.
- HOEFLER, R.; WANNMACHER, L. Interações de medicamentos. **Ministério da Saúde**, p. 1-14, 2010.
- HOLT, E.A.; MILLER, S.W. Bioindicators: using organisms to measure environmental impacts. *Nature Education Knowledge* 3(10):8, 2010
- IBOR, O.R. *et al.* Contaminant levels and endocrine disruptive effects in *Clarias gariepinus* exposed to mulated leachate from a solid waste dumpsite in Calabar, Nigeria. **Aquatic Toxicology**, v. 219, p. 105375, 2020.
- ISLAM, R. et al. Bioaccumulation and adverse effects of persistent organic pollutants (POPs) on ecosystems and human exposure: A review study on Bangladesh perspectives. **Environmental Technology & Innovation**, v. 12, p. 115-131, 2018.
- IWAI, C. B.; NOLLER, B. Ecotoxicological assessment of diffuse pollution using biomonitoring tool for sustainable land use in Thailand. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 6, p. 858-863, 2010.
- JEYARATNAM, J. Acute pesticide poisoning: a major global health problem. **World health statistics quarterly**, 43 (3): 139-144, 1990.
- JONES, K. C.; DE VOOGT, P. Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. **Environmental Pollution**, v. 100, p. 209-221, 1999.
- KAUR, R. et al. Pesticides classification and its environment. **Int. J. Curr. Microbiol. Appl. Sci**, v. 8, n. 3, p. 1889-1897, 2019.
- KHAIRALLAH, Y. et al. Biochemical profile of non-enzymatic stress markers in the plant species “*Urginea maritima*” in a Mediterranean natural reserve exposed to oxidative stress. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, n. 6, p. 1-11, 2018.
- KINNEY, C. A. *et al.* Earthworms: diagnostic indicators of wastewater derived anthropogenic organic contaminants in terrestrial environments. In: **Contaminants of Emerging Concern in the Environment: Ecological and Human Health Considerations**. American Chemical Society, 2010. p. 297-317.

KIM, K. H. et al. A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. **Environment international**, v. 60, p. 71-80, 2013.

KLIGERMAN, D. C. *et al.* Sistemas de indicadores de saúde e ambiente em instituições de saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, p. 199-211, 2007.

KOLBY, J. E. et al. Rapid response to evaluate the presence of amphibian chytrid fungus (*Batrachochytrium dendrobatidis*) and ranavirus in wild amphibian populations in Madagascar. **PLoS One**, v. 10, n. 6, p. e0125330, 2015.

LAILSON-BRITO, J. *et al.* Organochlorine compound accumulation in delphinids from Rio de Janeiro State, southeastern Brazilian coast. **Science of the total environment**, v. 433, p. 123-131, 2012. Disponível em:

LASRAM, M. M. et al. A review on the molecular mechanisms involved in insulin resistance induced by organophosphorus pesticides. **Toxicology**, v. 322, p. 1-13, 2014.

LEAVELL, H. R.; CLARK, E. Medicina preventiva. In: **Medicina preventiva**. 1977. Cap. 2 p. 11-36.

LENCIONI, V.; BELLAMOLI, F.; PAOLI, F. Multi-level effects of emerging contaminants on macroinvertebrates in Alpine streams: From DNA to the ecosystem. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106660, 2020.

LI, H. et al. Adsorption of three pesticides on polyethylene microplastics in aqueous solutions: Kinetics, isotherms, thermodynamics, and molecular dynamics simulation. **Chemosphere**, v. 264, p. 128556, 2021.

LIMONGI, J. E.; DE OLIVEIRA, S. V. COVID-19 e a abordagem One Health (Saúde Única): uma revisão sistemática. **Vigilância Sanitária em Debate: Sociedade, Ciência & Tecnologia (Health Surveillance under Debate: Society, Science & Technology)–Visa em Debate**, v. 8, n. 3, p. 139-149, 2020.

MACARTHUR, I.; BONNEFOY, X. Environmental health services in Europe. 1. An overview of practice in the 1990s. **WHO Regional Publications Europa Series**. 1997; 76:vii-xii, 1-177. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/9557583/>> Acesso em: 04 abr 2021

MACIEL FILHO, A. A. *et al.* Indicadores de vigilância ambiental em saúde. **Informe epidemiológico do SUS**, v. 8, n. 3, p. 59-66, 1999.

MARIGÓMEZ, I. *et al.* Cellular and subcellular distribution of metals in molluscs. **Microscopy research and technique**, v. 56, n. 5, p. 358-392, 2002.

MARKERT, B. A.; BREURE, A. M.; ZECHMEISTER, H. G. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. In: **Trace Metals and other Contaminants in the Environment**. Elsevier, 2003. p. 3-39.

MATHIAS, L. A. Epidemiologia. **Universidade Estadual Paulista**. São Paulo. 2014. Disponível em:

<<https://www.fcav.unesp.br/Home/departamentos/medicinaveterinaria/luisantoniomathias/apostila-epidemiologia-geral.pdf>> Acesso em: 02 abr 2021

- MILAN, M. *et al.* Ecotoxicological effects of the herbicide glyphosate in non-target aquatic species: Transcriptional responses in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. **Environmental Pollution**, v. 237, p. 442-451, 2018.
- MILLER, T. H. *et al.* A review of the pharmaceutical exposome in aquatic fauna. **Environmental pollution**, v. 239, p. 129-146, 2018
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. **VIGILÂNCIA AMBIENTAL**. 2017. Disponível em: <<https://antigo.saude.gov.br/vigilancia-em-saude/vigilancia-ambiental>> Acesso em: 04 abr 2021
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. **VIGISOLO**. 2021. Disponível em: <<https://antigo.saude.gov.br/vigilancia-em-saude/vigilancia-ambiental/vigipeq/vigisolo>> Acesso em: 03 jan 2021
- MITTERMEIER, R. A. *et al.* Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 14-21, 2005.
- MONICHETTI, E. A. R. P. *et al.* Biomonitoramento e avaliação físico-química e microbiológica de represa do Sistema Cantareira em Bragança Paulista-SP. **SaBios-Revista de Saúde e Biologia**, v. 16, p. 1-13, 2021.
- MONTONE, R. C. Poluentes Orgânicos Persistentes. **Instituto Oceanográfico – Universidade de São Paulo – USP**, 2021. Disponível em: < <https://www.io.usp.br/index.php/ocean-coast-res/31-portugues/publicacoes/series-divulgacao/poluicao/812-poluentes-organicos-persistentes.html>>
- MORCILLO, P. *et al.* Cytotoxicity and alterations at transcriptional level caused by metals on fish erythrocytes in vitro. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 12, p. 12312-12322, 2016.
- MOURA, J. F. *et al.* A interface da saúde pública com a saúde dos oceanos: produção de doenças, impactos socioeconômicos e relações benéficas. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 16, n. 8, p. 3469-3480, 2011.
- MOTHÉ, R. *et al.* One health pela perspectiva da saúde ambiental: incêndios florestais. **ENCICLOPÉDIA BIOSFERA**, v. 17, n. 34, 2020.
- MUDGAL, V. *et al.* Effect of toxic metals on human health. **The Open Nutraceuticals Journal**, v. 3, n. 1, 2010.
- NASCIMBENE, J. *et al.* Patterns of traffic polycyclic aromatic hydrocarbon pollution in mountain areas can be revealed by lichen biomonitoring: A case study in the Dolomites (Eastern Italian Alps). **Science of the Total Environment**, v. 475, p. 90-96, 2014.
- NISBET, I. C. T.; LAGOY, P. K. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). **Regulatory toxicology and pharmacology**, v. 16, n. 3, p. 290-300, 1992.

NOGUERA-OVIEDO, K.; AGA, D. S. Lessons learned from more than two decades of research on emerging contaminants in the environment. **Journal of hazardous materials**, v. 316, p. 242-251, 2016.

NOI, A. D. et al. Review on sublethal effects of environmental contaminants in honey bees (*Apis mellifera*), knowledge gaps and future perspectives. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 4, p. 1863, 2021.

NRC. From monsoons to microbes: understand the ocean's role in human health. **Washington: National Academic Press**, 1999.

NÜßER, L.K. *et al.* A sensitive biomarker for the detection of aquatic contamination based on behavioral assays using zebrafish larvae. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 133, p. 271-280, 2016.

O'HALLORAN, K. Toxicological considerations of contaminants in the terrestrial environment for ecological risk assessment. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 12, n. 1, p. 74-83, 2006.

OKORO, H.K., FATOKI, O.S., ADEKOLA, F.A., XIMBA, B.J., SNYMAN, R.G. Organotin compounds. In: Wexler, P. (ed.), *Encyclopedia of Toxicology*, 3rd ed. San Diego: Academic Press. 3:720–725, 2014.

OLANIRAN, E. I.; SOGBANMU, T. O.; SALIU, J. K. Biomonitoring, physico-chemical, and biomarker evaluations of abattoir effluent discharges into the Ogun River from Kara Market, Ogun State, Nigeria, using *Clarias gariepinus*. **Environmental monitoring and assessment**, v. 191, n. 1, p. 1-17, 2019.

PARENTE, T.; HAUSER-DAVIS, R. The use of fish biomarkers in the evaluation of water pollution. **Pollution and fish health in tropical ecosystems**, p. 164-181, 2013.

PANDEY, L. K.; BERGEY, E. A. Exploring the status of motility, lipid bodies, deformities and size reduction in periphytic diatom from chronically metal (Cu, Zn) polluted waterbodies as a biomonitoring tool. **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 372-381, 2016.

PANDEY, G.; MADHURI, S. Heavy metals causing toxicity in animals and fishes. **Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences**, v. 2, n. 2, p. 17-23, 2014.

PALUMBI, S. R. Humans as the world's greatest evolutionary force. **Science**, v. 293, n. 5536, p. 1786-1790, 2001.

PATHIRATNE, A.; HEMACHANDRA, C. K.; DE SILVA, N. Efficacy of *Allium cepa* test system for screening cytotoxicity and genotoxicity of industrial effluents originated from different industrial activities. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 12, p. 1-12, 2015.

PBL Netherlands Environmental Assessment Agency **Introduction to biodiversity**, 2021. Disponível em: <<https://www.pbl.nl/en/Introduction-biodiversity>> Acesso em: 28 mai 2021

PBMC/BPBES, 2018. Potência Ambiental da Biodiversidade: um caminho inovador para o

Brasil. Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas e da Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. Sumário para Tomadores de Decisão. 1ª edição [Scarano, F.R., Santos, A.S. (Eds.)]. **PBMC, COPPE – UFRJ**. Rio de Janeiro, Brasil. 14p. ISBN: 978-85-285-037-7

PETROVIĆ, M.; GONZALEZ, S.; BARCELÓ, D. Analysis and removal of emerging contaminants in wastewater and drinking water. **TrAC - Trends in Analytical Chemistry**, v. 22, n. 10, p. 685-696, 2003.

PIGNATTI, M. G. Saúde e ambiente: as doenças emergentes no Brasil. **Ambiente & sociedade**, v. 7, n. 1, p. 133-147, 2004.

PYCKE, B. F. G. et al. Beyond n C 60: strategies for identification of transformation products of fullerene oxidation in aquatic and biological samples. **Analytical and bioanalytical chemistry**, v. 404, n. 9, p. 2583-2595, 2012.

QARRI, F. *et al.* The evaluation of air quality in Albania by moss biomonitoring and metals atmospheric deposition. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 76, n. 4, p. 554-571, 2019.

RATHISH, D.; AGAMPODI, S.; JAYASUMANA, C. Acetylcholinesterase inhibitor insecticides related acute poisoning, availability and sales: trends during the post-insecticide-ban period of Anuradhapura, Sri Lanka. **Environmental health and preventive medicine**, v. 23, n. 1, p. 1-8, 2018.

RAZAVI, N. R. et al. Mercury concentrations in fish and invertebrates of the Finger Lakes in central New York, USA. **Ecotoxicology**, v. 29, n. 10, p. 1673-1685, 2020.

RIBEIRO, H. Saúde Pública e meio ambiente: evolução do conhecimento e da prática, alguns aspectos éticos. **Saúde e Sociedade**, v. 13, p. 70-80, 2004.

RIBEIRO, M. P.; MELLO, K.; VALENTE, R. A. Avaliação da estrutura da paisagem visando à conservação da biodiversidade em paisagem urbanizada. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 3, p. 819-834, 2020.

RICHARD, J. C. et al. Mass mortality in freshwater mussels (*Actinonaias pectorosa*) in the Clinch River, USA, linked to a novel densovirus. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 1-10, 2020.

RIGG, D. K. et al. Assessing ecological risks to the fish community from residual coal fly ash in Watts Bar Reservoir, Tennessee. **Integrated environmental assessment and management**, v. 11, n. 1, p. 88-101, 2015.

RODRIGUES, C. et al. Assessing the ecological status of fluvial ecosystems employing a macroinvertebrate multi-taxon and multi-biomarker approach. **Environmental monitoring and assessment**, v. 191, n. 8, p. 1-31, 2019.

ROVANI, A. T.; CARDOSO, L. G. Life history and initial assessment of fishing impacts on the by-catch species *Dules auriga* (Teleostei: Serranidae) in southern Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 91, n. 3, p. 896-911, 2017.

- SABRI, H. et al. First assessment of pollution Essaouira coast (Morocco) using biotic and abiotic parameters and the red algae *Ellisolandia elongata* as potential bioindicator of organic pollution. **Applied Ecology and Environmental Research**, 2020.
- SABROZA, P. C. Concepções sobre saúde e doença. Curso de aperfeiçoamento de gestão em saúde. Educação a distância. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, 2004. Disponível em: <<http://www.abrasco.org.br/UserFiles/File/13%20CNS/SABROZA%20P%20ConcepcoesSaudeDoenca.pdf>>. Acesso em: 02 mar 2021
- SAHER, N. U.; SIDDIQUI, A. S. Occurrence of heavy metals in sediment and their bioaccumulation in sentinel crab (*Macrophthalmus depressus*) from highly impacted coastal zone. **Chemosphere**, v. 221, p. 89-98, 2019.
- SANDIFER, P. A. et al. The ocean and human health. **Environmental Health Perspectives**, v. 112, p. A454-A455, 2004.
- SAVARD, J. L.; CLERGEAU, P.; MENNECHEZ, G. Biodiversity concepts and urban ecosystems. **Landscape and urban planning**, v. 48, n. 3-4, p. 131-142, 2000.
- SCHLENK, D. 1999. Necessity of defining biomarkers for use in ecological risk assessments. **Marine Pollution Bulletin**. 39(1-12): 48-53
- SCHWABE, C. W. et al. Veterinary medicine and human health. **Veterinary medicine and human health.**, 1964.
- SHAUL, N. J. et al. Nontargeted biomonitoring of halogenated organic compounds in two ecotypes of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Southern California Bight. **Environmental science & technology**, v. 49, n. 3, p. 1328-1338, 2015.
- SHUMAN-GOODIER, M. E.; SINGLETON, G. R.; PROPPER, C. R. Competition and pesticide exposure affect development of invasive (*Rhinella marina*) and native (*Fejervarya vittigera*) rice paddy amphibian larvae. **Ecotoxicology**, v. 26, n. 10, p. 1293-1304, 2017.
- SINGH, R. et al. Heavy metals and living systems: An overview. **Indian Journal of Pharmacology**, v. 43, n. 3, p. 246-253, 2011.
- SINGH, K. P. Invasive alien species and biodiversity in India. **Current Science**, v. 88, n. 4, p. 539, 2005.
- SIMON, E. et al. Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. **Science of the Total Environment**, v. 490, p. 514-520, 2014.
- SOBRAL, A.; FREITAS, C. M. Modelo de organização de indicadores para operacionalização dos determinantes socioambientais da saúde. **Saúde e Sociedade**, v. 19, n. 1, p. 35-47, 2010.
- SØRMO, E. G. et al. Brominated flame retardants in aquatic organisms from the North Sea in comparison with biota from the high Arctic marine environment. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 28, n. 10, p. 2082-2090, 2009.

SNAPE, J. R. *et al.* Ecotoxicogenomics: the challenge of integrating genomics into aquatic and terrestrial ecotoxicology. **Aquatic Toxicology**, v. 67, n. 2, p. 143-154, 2004. ISSN 0166-445X.

STOUT, J. C.; MORALES, C. L. Ecological impacts of invasive alien species on bees. **Apidologie**, v. 40, n. 3, p. 388-409, 2009.

TAMBELLINI, A. T.; CÂMARA, V. M. A temática saúde e ambiente no processo de desenvolvimento do campo da saúde coletiva: aspectos históricos, conceituais e metodológicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 3, p. 47-59, 1998.

TAHERAN, M. *et al.* Emerging contaminants: here today, there tomorrow! **Environmental nanotechnology, monitoring & management**, v. 10, p. 122-126, 2018.

TILMAN, D *et al.* Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. **Nature**, v. 546, n. 7656, p. 73-81, 2017.

VAN GESTEL, C. A. M. *et al.* Terrestrial isopods as model organisms in soil ecotoxicology: a review. **ZooKeys**, n. 801, p. 127, 2018.

VAN METER, R.J. *et al.* Agrochemical mixtures and amphibians: the combined effects of pesticides and fertilizer on stress, acetylcholinesterase activity, and bioaccumulation in a terrestrial environment. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 38, n. 5, p. 1052-1061, 2019.

VANDERMEERSCH, G. *et al.* Environmental contaminants of emerging concern in seafood—European database on contaminant levels. **Environmental Research**, v. 143, p. 29-45, 2015.

VASCONCELLOS, R.L.F. *et al.* Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages. **European Journal of Soil Biology**, v. 58, p. 105-112, 2013.

VELLOSO, M. P. Os restos na história: percepções sobre resíduos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 13, p. 1953-1964, 2008.

VIOLANTE, A. *et al.* Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. **Journal of soil science and plant nutrition**, v. 10, n. 3, p. 268-292, 2010.

VITT, D. H. *et al.* A protocol for monitoring plant responses to changing nitrogen deposition regimes in Alberta bogs. **Environmental monitoring and assessment**, v. 192, n. 11, p. 1-25, 2020.

VOSGERAU, D. S. R.; ROMANOWSKI, J. P. Estudos de revisão: implicações conceituais e metodológicas. **Revista diálogo educacional**, v. 14, n. 41, p. 165-189, 2014.

WALKER, C. H. *et al.* **Principles of ecotoxicology**. 3 ed. CRC press, 2005.

WANG, Q. *et al.* The adsorption behavior of metals in aqueous solution by microplastics effected by UV radiation. **Journal of Environmental Sciences**, v. 87, p. 272-280, 2020.

WANG, W.; GE, J.; YU, X. Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: A

review. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 189, p. 109913, 2020.

WEIHS, M.; MERTENS, F. Os desafios da geração do conhecimento em saúde ambiental: uma perspectiva ecossistêmica. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 18, p. 1501-1510, 2013.

WENDLING, Z. A et al. *Environmental Performance Index*. New Haven, CT: **Yale Center for Environmental Law & Policy**. 2020. Disponível em: <epi.yale.edu> Acesso em: 30 set. 2021

WIEDER, R. K. et al. Bog plant/lichen tissue nitrogen and sulfur concentrations as indicators of emissions from oil sands development in Alberta, Canada. **Environmental monitoring and assessment**, v. 193, n. 4, p. 1-18, 2021.

WOLTERBEEK, B. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. **Environmental pollution**, v. 120, n. 1, p. 11-21, 2002.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Connecting global priorities: biodiversity and human health**. 2015

YU, X. et al. Spatial patterns of mercury in biota of Adirondack, New York lakes. **Ecotoxicology**, v. 20, n. 7, p. 1543-1554, 2011.

ZALDÍVAR, J. M. et al. An integrated approach for bioaccumulation assessment in mussels: Towards the development of Environmental Quality Standards for biota. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 74, n. 3, p. 244-252, 2011.

ZENKER, A et al. Bioaccumulation and biomagnification potential of pharmaceuticals with a focus to the aquatic environment. **Journal of environmental management**, v. 133, p. 378-387, 2014.

ZENG, L. et al. Tracking dietary sources of short-and medium-chain chlorinated paraffins in marine mammals through a subtropical marine food web. **Environmental science & technology**, v. 51, n. 17, p. 9543-9552, 2017.

ZHOU, P. et al. Fatal swine acute diarrhoea syndrome caused by an HKU2-related coronavirus of bat origin. **Nature**, v. 556, n. 7700, p. 255-258, 2018.

ZHU, G. L. et al. Zoonotic parasites carried by invasive alien species in China. **Infectious diseases of poverty**, v. 8, n. 1, p. 1-17, 2019.

ZINSSTAG, J et al. From “one medicine” to “one health” and systemic approaches to health and well-being. **Preventive veterinary medicine**, v. 101, n. 3-4, p. 148-156, 2011.

ZINSSTAG, J. et al. Mainstreaming one health. **EcoHealth** 9, 107–110, 2012. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10393-012-0772-8>> Acesso em: 11 abr 2021