



**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
JÚLIO DE MESQUITA FILHO**

Instituto de Biociência
Campus do Litoral Paulista

LETÍCIA MAY FUKUSHIMA

**PANORAMA ATUAL DA POLUIÇÃO EM ESPÉCIES CORALÍNEAS:
UMA REVISÃO SISTEMÁTICA**

SÃO VICENTE
2023



**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
JÚLIO DE MESQUITA FILHO**

Instituto de Biociência
Campus do Litoral Paulista

LETÍCIA MAY FUKUSHIMA

**PANORAMA ATUAL DA POLUIÇÃO EM ESPÉCIES CORALÍNEAS:
UMA REVISÃO SISTEMÁTICA**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Instituto de Biociências da
UNESP - Campus Litoral Paulista, como
parte dos requisitos para obtenção do grau
de bacharel em Ciências Biológicas com
habilitação em Gerenciamento Costeiro.

Orientador: Prof. Dr. Denis Moledo de
Souza Abessa

SÃO VICENTE
2023

F961p Fukushima, Leticia May
Panorama atual da poluição em espécies coralíneas : Uma
revisão bibliográfica / Leticia May Fukushima. -- São Vicente,
2023
66 p. : tabs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ciências
Biológicas) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto
de Biociências, São Vicente
Orientador: Denis Abessa

1. Recifes de Coral. 2. Poluição. 3. Organismos coralíneos. 4.
Toxicidade. 5. Revisão sistemática. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do
Instituto de Biociências, São Vicente. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que participaram das experiências e aprendizados vividos durante esses anos de graduação.

Primeiramente a minha família por todo o amor, suporte, por compreenderem meus momentos de ausência e sempre acreditarem em mim. A minha sobrinha Mia Sayuri, que é a luz da minha vida e que me ensina todos os dias como ser uma pessoa e uma bióloga melhor com todas as suas perguntas e curiosidades sobre a vida!

Da mesma maneira agradeço meus amigos, aos antigos que apesar de não terem relação com a vida que construí dentro do meu processo de formação como bióloga, mas que possuem um papel fundamental na minha formação como pessoa num todo e aos que fiz durante a graduação, pela cumplicidade e por dividirem e compartilharem tantos momentos incríveis, sou extremamente grata por ter vocês ao meu lado!!!

Ao Prof. Dr. Denis Abessa pela orientação e as valiosas contribuições para esse estudo, agradeço muito pela confiança e oportunidade. Aos funcionários e professores da UNESP/CLP pela competência e auxílio em diversos momentos.

Muito obrigada a todos.

Resumo:

Os recifes de coral tropical estão entre os ecossistemas mais produtivos e biodiversos do mundo, provendo serviços ecossistêmicos fundamentais para a subsistência de milhões de pessoas em todo o mundo. A saúde dos ecossistemas de recifes de coral está intrinsecamente ligada à saúde de suas principais espécies engenheiras, os corais construtores de recifes. A preservação da saúde desses corais e a proteção da simbiose coral-alga são fundamentais para a conservação dos recifes de coral. Apesar de sua persistência ao longo de milhões de anos, nas últimas décadas, estudos indicam que os recifes de coral estão entre os primeiros e maiores ecossistemas a sofrerem impactos significativos atrelados aos múltiplos estressores, como a poluição aquática, que podem levar ao colapso desses ecossistemas. O presente estudo teve como objetivo realizar uma revisão sistemática de estudos que avaliam a toxicidade de poluentes químicos em espécies coralíneas. Ao total foram selecionados 214 artigos. Os estudos se concentraram na utilização de espécies das ecorregiões do Indo-Pacífico Central e Atlântico Tropical. Houve uma diferença na proporção de estudos entre espécies de crescimento rápido e ramificadoras em relação a espécies maciças de crescimento, bem como no estágio de desenvolvimento a ser testado, onde colônias adultas foram predominantes dos artigos. O branqueamento representou quase metade dos efeitos avaliados. Os grupos de contaminantes testados foram diversos, porém em cada categoria pode-se perceber uma tendência nos compostos utilizados. Esta revisão abrange de maneira abrangente o panorama atual do conhecimento sobre a contaminação em espécies coralíneas, mas também destaca lacunas de conhecimento essenciais, fornecendo uma base sólida para futuras pesquisas, visando à preservação e proteção desses ecossistemas vitais.

Palavras-chave: Poluição aquática, recifes de coral, organismos coralíneos, toxicidade, revisão sistemática

Abstract:

Tropical coral reefs are among the world's most productive and biodiverse ecosystems, providing fundamental ecosystem services for the livelihoods of millions of people worldwide. The health of coral reef ecosystems is intricately linked to the well-being of their primary engineering species, the reef-building corals. Preserving the corals health and safeguarding the coral-algae symbiosis are crucial for coral reef conservation. Despite their resilience over millions of years, recent studies indicate that coral reefs are the first and largest ecosystems to face significant impacts from various stressors, such as aquatic pollution, potentially leading to these ecosystems collapse. This study aimed to conduct a systematic review of research assessing the toxicity of chemical pollutants on coral species. A total of 214 articles were selected, with a focus on species from the Indo-Pacific Central and Tropical Atlantic ecoregions. There was a noticeable difference in the proportion of studies between fast-growing and branching species compared to massive slow-growing ones, as well as in the developmental stage tested, with adult colonies being predominant in the articles. Bleaching accounted for nearly half of the evaluated effects. The tested contaminants varied, but each category showed a trend in the compounds used. In summary, this review comprehensively covers the current knowledge landscape regarding contamination in coral species and highlights crucial knowledge gaps, providing a solid contribution for future research aimed at the preservation and protection of these vital ecosystems.

Keywords: Water pollution, coral reefs, toxicity, coralline organisms, systematic review

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma referente a seleção dos artigos para a criação dos dados.....11

Figura 2 – Mapa conceitual com um resumo dos resultados da revisão.....13

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Distribuição do número de artigos da síntese por ano (1976 a 2023).....13

Gráfico 2 - Representação numérica (%) dos artigos por ecorregião de coleta das espécies coralíneas utilizadas nos experimentos. NA: Área de coleta não identificada..... 14

Gráfico 3 - Relação entre os efeitos avaliados e as categorias dos contaminantes testados.....20

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Número total de artigos para cada ecorregião original dos corais utilizados estudos.....14

Tabela 2 - Número total de cada espécie nos estudos da síntese.....15

Tabela 3 – Estágios de desenvolvimento utilizados nos estudos..... 18

Tabela 4 - Porcentagem e a quantidade de artigos os efeitos foram avaliados.....19

Tabela 5 - Número de artigos para cada categoria dos contaminantes.....20

Tabela 6 - Metais e o intervalo de concentrações testados.....22

Tabela 7 - Medicamentos testados e as concentrações nominais utilizadas em cada estudo.....28

Sumário

1. Introdução	9
2. Objetivo	11
2.1. Objetivos específicos	11
3. Materiais e métodos	11
4. Resultados e discussão	13
4.1. Data das publicações	13
4.2. Região geográfica	14
4.3. Táxons estudados	15
4.4. Ciclo de vida	18
4.5. Efeitos avaliados	20
4.6. Contaminantes	20
4.6.1. Metais	22
4.6.2. Pesticidas	23
4.6.3. Hidrocarbonetos e Dispersantes	25
4.6.4. Microplásticos	27
4.6.5. Produtos farmacêuticos	28
4.6.6. Filtros UV e Nanopartículas	30
4.6.7. Detergentes	32
4.6.8. Outros	33
5. Conclusão	34
6. Referências	35
Anexo 1. Lista de espécies utilizadas nos estudos da revisão e o estado de conservação	49
Anexo 2. Metais utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais	52
Anexo 3. Pesticidas utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais	54
Anexo 4. Óleos e hidrocarbonetos utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais	56
Anexo 5. Detergentes e dispersantes utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais	58
Anexo 6. Microplásticos utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais	59
Anexo 7. Fármacos utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais	61
Anexo 8. Filtros UV utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais	62
Anexo 9. Nanopartículas utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais	63
Anexo 10. Categoria outros com os contaminantes utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais	64

1. Introdução

Os recifes de coral tropical estão entre os ecossistemas mais produtivos e biodiversos do mundo, apesar de ocuparem apenas 0,2% das áreas oceânicas (McAllister, 1995; Hoegh-Guldberg, 1999). São frequentemente comparados às florestas tropicais (Knowlton, 2001; Hoegh-guldberg et al., 2019), apresentando alta biodiversidade e provendo serviços ecossistêmicos fundamentais como produtos alimentícios, turismo, proteção da linha da costa, e manutenção de serviços biogeoquímicos (Freitas et al., 2012), para subsistência de milhões de pessoas em todo o mundo (Burke et al., 2001; Ferrario et al., 2014), e gerando um benefício líquido aproximado de US\$ 30 bilhões por ano (Cesar et al., 2003).

Os organismos coralíneos desempenham um papel fundamental na formação e manutenção dos recifes de coral de águas rasas. A maioria desses organismos consiste em corais coloniais escleractínios (Cnidaria Hexacorallia) (corais hermatípicos, sensu Schuhmacher & Zibrowius, 1985), também conhecidos como corais construtores de recifes. São os principais responsáveis pela acumulação dos recifes e pela formação das estruturas tridimensionais nesses ambientes (Cunning et al., 2019). Atualmente, existem aproximadamente 1000 espécies de corais escleractíneos (Cairns, 1999), mas a população global desses corais tem diminuído, caindo de 33,3% para 28,8% das regiões costeiras tropicais do mundo entre 2009 e 2018, o que equivale à perda de todos os corais escleractíneos que vivem em recifes de coral australianos (Souter et al., 2021).

A saúde dos ecossistemas de recifes de coral está intrinsecamente ligada à saúde de sua principal espécie engenheira, os corais construtores de recifes. Esses corais vivem em associação simbiótica com algas dinoflageladas pertencentes à família Symbiodiniaceae (microalgas historicamente referidas como zooxantelas), que constituem a principal fonte nutricional para os corais (LaJeunesse et al., 2018). O

colapso da simbiose coral-alga gera a remoção das algas simbiontes e leva ao fenômeno conhecido como branqueamento de corais, podendo resultar na morte dos corais se persistir por longos períodos, afetando negativamente o funcionamento geral dos ecossistemas de recifes de coral (Cunning et al., 2019). Portanto, a preservação da saúde desses corais e a proteção da simbiose coral-alga são fundamentais para a conservação dos recifes de coral.

Apesar de sua persistência ao longo de milhões de anos, nas últimas décadas, estudos indicam que os recifes de coral são apontados como os primeiros e maiores ecossistemas a sofrerem impactos significativos atrelados aos múltiplos estressores das mudanças climáticas que podem levar ao colapso de comunidades (Kikuchi et al., 2010, Leão et al., 2003). O aquecimento oceânico e as ondas de calor marinhas levam a eventos massivos de branqueamento que resultam na mortalidade de corais em escalas regional a global (Hughes et al., 2018; 2019), enquanto a acidificação dos oceanos - um declínio global no pH da água do mar - frequentemente reduz a capacidade dos corais de calcificar e construir recifes (Cornwall et al., 2021).

A poluição aquática é amplamente reconhecida como uma ameaça significativa à relação simbiótica entre corais e algas dinoflageladas (Duprey et al., 2016), resultando em efeitos tóxicos diretos e indiretos. Os impactos da poluição variam de acordo com o tipo de substância, podendo afetar o hospedeiro, os simbiontes ou ambos, causando redução na calcificação, fotossíntese, fecundidade, bem como um aumento do branqueamento e do estresse oxidativo, entre outros danos (Marngoni et al., 2017; Prouty et al., 2017; Richmond et al., 2018). Adicionalmente, podem aumentar o risco de doenças nos corais e a incidência de patógenos (Zaneveld et al., 2016). Esse cenário contribui para um acentuado declínio na cobertura de corais e no funcionamento dos recifes de coral (Zaneveld et al., 2016).

Embora os estressores globais (aumento de temperatura e redução do pH) não possam ser interrompidos por ações locais, os estressores locais como a poluição podem ser reduzidos através do gerenciamento de ecossistemas, evitando a exacerbação dos efeitos das mudanças climáticas pela interação de vários estressores (MacNeil et al., 2019). No entanto, esse tema não tem sido priorizado em relação aos estressores globais, havendo necessidade de se conhecer, de forma abrangente, a presença e os efeitos de poluentes químicos sobre os corais. Portanto, o presente estudo tem como objetivo realizar uma revisão sistemática de estudos que avaliam a toxicidade de poluentes químicos em espécies coralíneas, a fim de produzir um panorama geral com dados que possam ser aplicadas no gerenciamento local, visando atenuação dos estressores locais e a preservação dos recifes de coral.

2. Objetivo

Avaliar o estado da arte sobre a poluição e contaminação das espécies coralíneas de regiões tropicais e subtropicais.

2.1. Objetivos específicos

- Identificar quais espécies coralíneas são mais estudadas;
- Identificar em quais regiões se concentram o maior número de estudos;
- Identificar quais poluentes são mais estudados;
- Identificar os efeitos observados;
- Identificar qual a fase de vida mais estudada.

3. Materiais e métodos

Para reunir os trabalhos que trazem informações sobre a poluição e contaminação em espécies coralíneas até os dias atuais foi realizada uma revisão sistemática da literatura, através de duas bases de dados: “Web of Science” e “Scopus”. Foi utilizada uma busca mais restrita do tema através dos termos “Coral reef toxicity”

onde foram selecionados, a partir do interesse do nosso trabalho, 202 artigos dos 405 encontrados com o resultado da busca no “Scopus” e 73 artigos dos 387 encontrados no “Web of Science”. Foram excluídos aqueles por não apresentarem seu foco de estudo voltado ao objetivo do presente trabalho e revisões. Além disso, foram descartados também sobreposições durante as pesquisas totalizando um agrupamento de 214 artigos relevantes para o presente estudo dentre os 792 analisados (Figura 1).

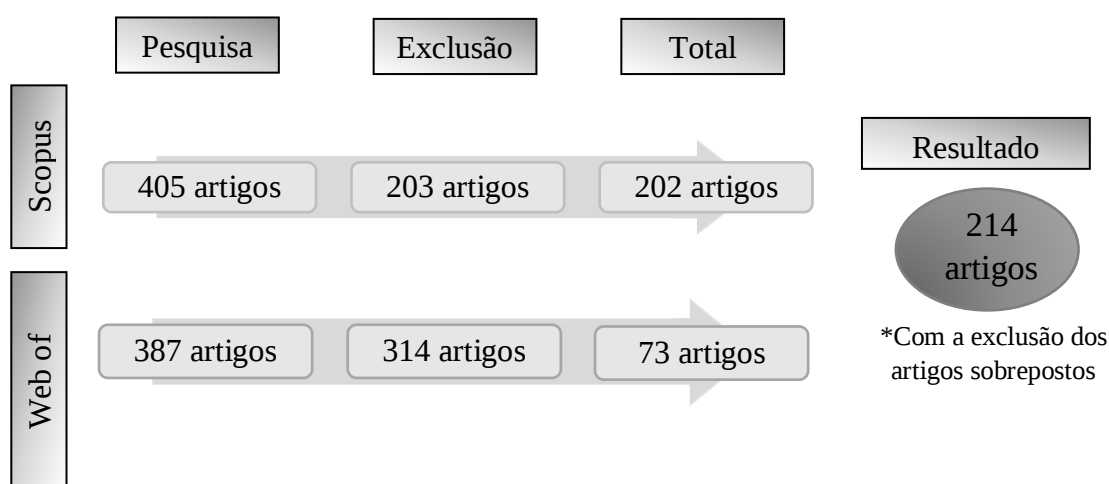


Figura 1. Fluxograma referente a seleção dos artigos para a criação dos dados

A partir disso, os 214 restantes foram classificados em 4 temas com grande representatividade na área, sendo eles: (I) Quais as espécies utilizadas nos estudos; (II) Qual o ciclo de vida escolhido para avaliação; (III) Quais os tipos de poluentes e contaminantes testados; e (IV) Quais os tipos de efeitos observados (i.e. mortalidade, branqueamento, comportamental, fisiológico, etc). Também foram subdivididos segundo os locais de coleta dos organismos categorizados nas zonas ecológicas marinhas classificadas pelo World Wildlife Fund (WWF) (Spalding et al., 2007) e ano de publicação.

4. Resultados e discussão

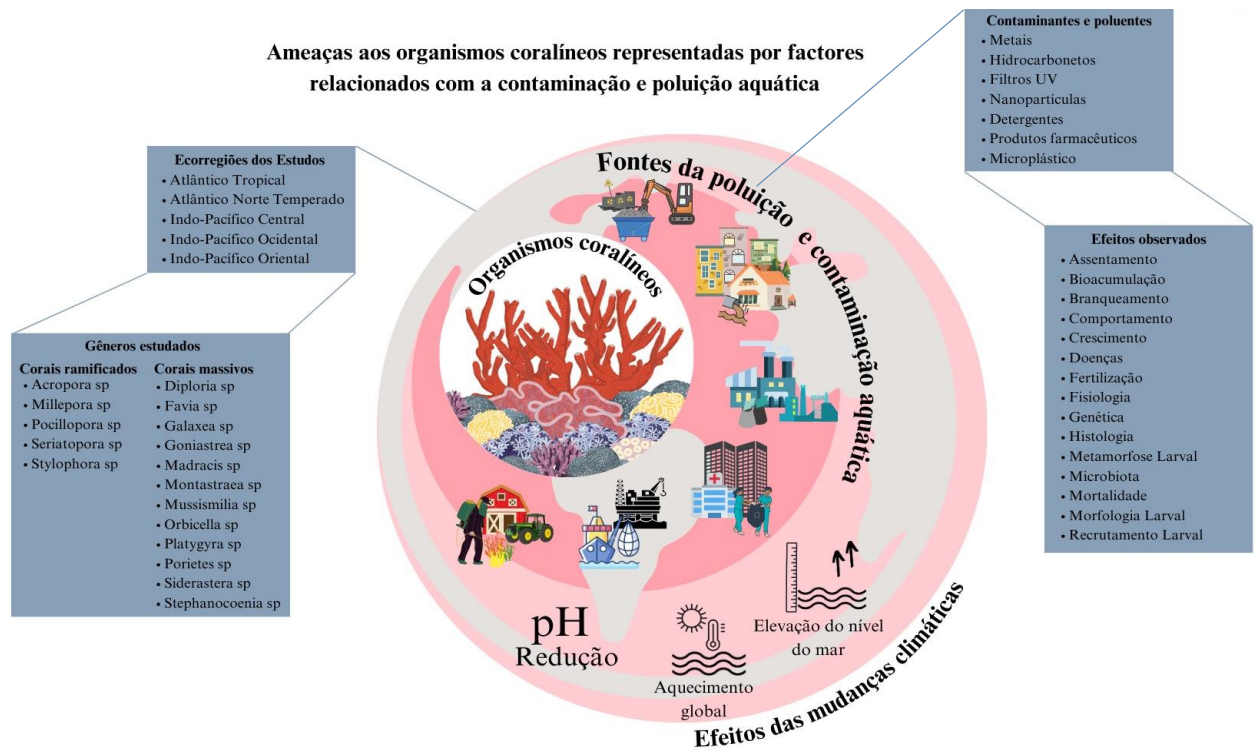


Figura 2. Mapa conceitual com um resumo dos resultados da revisão.

4.1. Data das publicações

Dos 214 estudos seleccionados para síntese foram publicados principalmente após o ano 2007 (Gráfico 1).

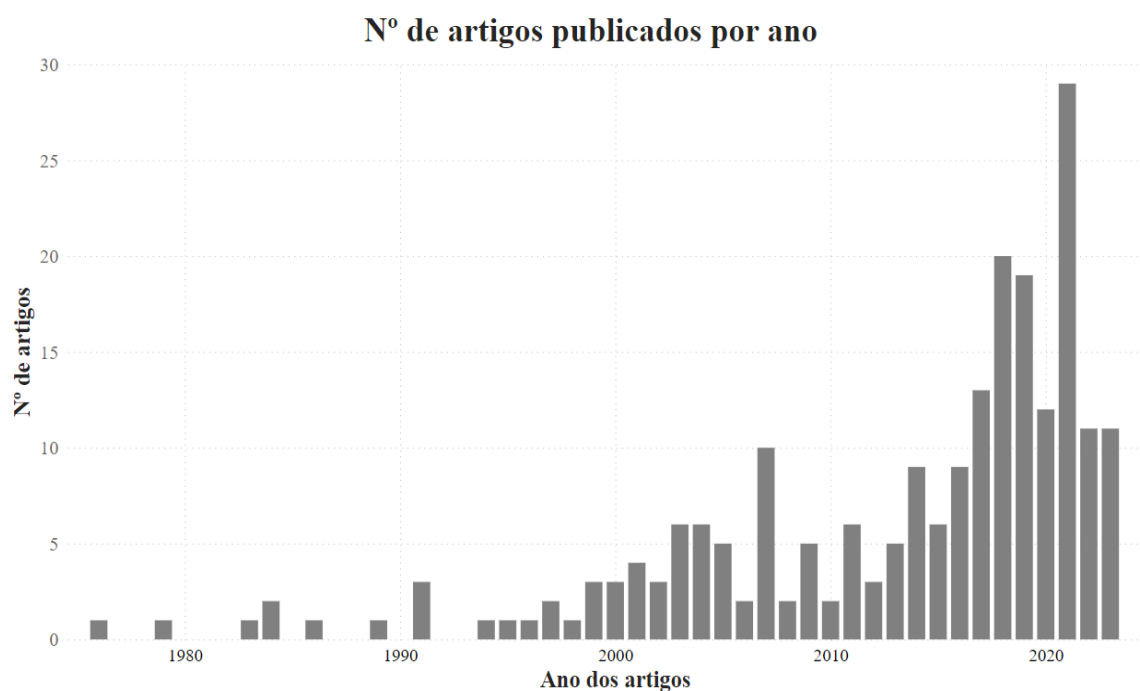


Gráfico 1. Distribuição do número de artigos da síntese por ano (1976 a 2023).

4.2. Região geográfica

Essa revisão sistemática se concentrou em estudos experimentais, dos quais a maior parte consistiu em estudos realizados em laboratório. Isso explica por que o país de origem dos corais estudados era desconhecido em um número considerável de estudos (NA 5,1%), como os corais usados em experimentos de laboratório eram frequentemente de culturas de aquários propagados a longo prazo. Quando as origens iniciais do coral foram fornecidas, elas eram principalmente das ecorregiões do Indo-Pacífico Central (50,9% = Austrália - 25,9% e Taiwan - 5,6%), Atlântico Tropical (25,7% = Estados Unidos da América - 12,2% e Brasil - 4,6%), Indo-Pacífico Ocidental (Israel - 7%) (Gráfico 2 e Tabela 1).

Tabela 1. Número total de artigos para cada ecorregião original dos corais utilizados estudos.

Ecorregião	Nº total de artigos	%
Indo-Pacífico Central	106	50,96%
Austrália	54	25,23%
Taiwan	12	5,61%
China	11	5,14%
Japão	9	4,21%
Indonésia	6	2,80%
Filipinas	4	1,87%
Caledônia	2	0,93%
Hong Kong	2	0,93%
Tailândia	2	0,93%
Guam	1	0,47%
Fiji	1	0,47%
Palau	1	0,47%
Vietnã	1	0,47%
Atlântico Tropical	51	25,70%
EUA	27	12,62%
Brasil	10	4,67%
Bermudas	6	2,80%
México	4	1,87%
Caribe	3	1,40%
Panamá	3	1,40%
Venezuela	3	1,40%

Indo-Pacífico Ocidental	31	14,49%
Israel	15	7,01%
Jordânia	5	2,34%
Maldivas	3	1,40%
Arábia Saudita	2	0,93%
Golfo Pérsico	2	0,93%
Omã	2	0,93%
Índia	1	0,47%
Jamaica	1	0,47%
NA	11	5,14%
Atlântico Norte Temperado	8	3,74%
Alemanha	5	2,34%
Portugal	2	0,93%
França	1	0,47%
Indo-Pacífico Oriental	2	0,93%
Polinésia Francesa	2	0,93%

*NA: Área de coleta não identificada.

Número de artigos por ecorregião

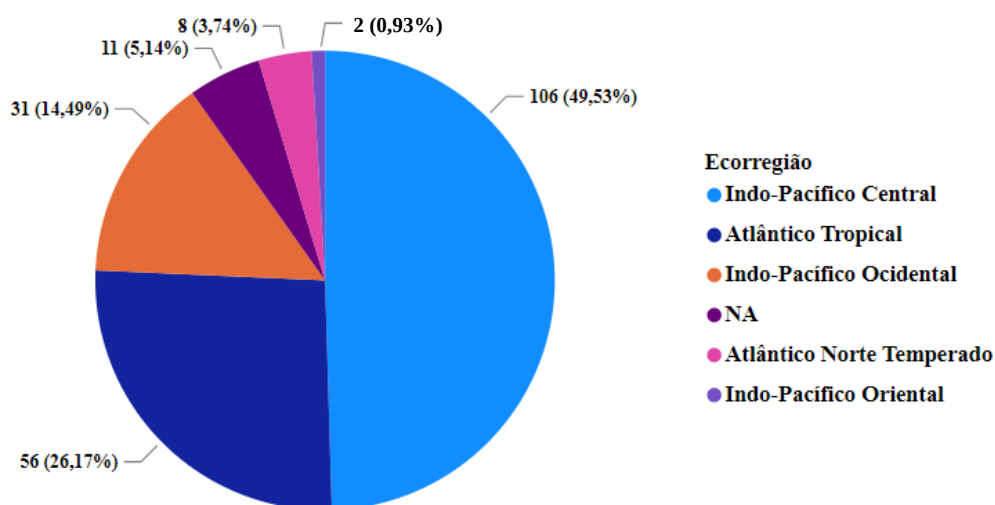


Gráfico 2. Representação numérica (%) dos artigos por ecorregião de coleta das espécies coralíneas utilizadas nos experimentos. NA: Área de coleta não identificada.

4.3. Táxons estudados

Um total de 110 unidades taxonômicas foram identificados nos 214 estudos selecionados para síntese, isso representa 8,3% das espécies de corais escleractíneos descritas (1314) (Cairns, 1999), e aproximadamente 16,7 % das 656 espécies de corais

escleractíneos zooxantelados. As espécies mais comumente estudadas foram principalmente as de crescimento rápido e ramificadoras (e.g. *Pocillopora damicornis*, *Acropora millepora*, *Acropora tenuis*, *Stylophora pistillata*, *Acropora muricata*, *Acropora formosa* e *Seriatopora caliendrum*) e com uma menor frequência espécies maciças de crescimento lento (e.g. *Porites astreoides*, *Porites lutea* e *Mussismilia harttii* - Tabela 2).

Tabela 2. Número total de cada espécie nos estudos da síntese

	Táxon	Total	%	Estado de Conservação
1	<i>Pocillopora damicornis</i>	32	28,07%	LC
2	<i>Acropora millepora</i>	21	18,42%	NT
3	<i>Acropora tenuis</i>	20	17,54%	DD
3	<i>Stylophora pistillata</i>	20	17,54%	NT
4	<i>Acropora muricata</i>	13	11,40%	DD
5	<i>Acropora formosa</i>	9	7,89%	NT
6	<i>Porites astreoides</i>	8	7,02%	LC
7	<i>Seriatopora caliendrum</i>	7	6,14%	NT
7	<i>Porites lutea</i>	7	6,14%	LC
8	<i>Mussismilia harttii</i>	5	4,39%	LC
8	<i>Montastraea faveolata</i>	5	4,39%	EN
8	<i>Pocillopora verrucosa</i>	5	4,39%	VU
8	<i>Acropora microphthalma</i>	5	4,39%	LC
9	<i>Platygyra daedalea</i>	4	3,51%	NT
9	<i>Porites cylindrica</i>	4	3,51%	NT
9	<i>Orbicella faveolata</i>	4	3,51%	LC
9	<i>Seriatopora hystrix</i>	4	3,51%	LC
10	<i>Acropora digitifera</i>	3	2,63%	LC
10	<i>Diploria strigosa</i>	3	2,63%	EN
10	<i>Favia speciosa</i>	3	2,63%	LC
10	<i>Galaxea fascicularis</i>	3	2,63%	VU
10	<i>Goniastrea aspera</i>	3	2,63%	NT
10	<i>Madracis mirabilis</i>	3	2,63%	EN
10	<i>Millepora alcicornis</i>	3	2,63%	VU
10	<i>Siderastera siderea</i>	3	2,63%	DD
10	<i>Solenastrea bournoni</i>	3	2,63%	LC
10	<i>Stephanocoenia intersepta</i>	3	2,63%	NT

*DD – Dados insuficientes; LC – Pouco preocupante; NT – Quase ameaçado; EN – Em perigo; VU – Vulnerável (Fonte: IUCN).

Os resultados em relação à diferença na proporção de estudos entre espécies de crescimento rápido e ramificadoras em relação a espécies maciças de crescimento está

estritamente ligado a grande parte da produção dos estudos serem realizados nas ecorregiões do Indo-Pacífico Central (Australia, Mar do Sul da China e Taiwan) Atlântico Tropical (EUA), locais onde as espécies com a maior frequência e distribuição são de crescimento rápido e ramificadoras (Done, 1982; Head, 1987; Chiappone & Sullivan, 1996; Huang et al., 2015).

A relação superfície/volume (S/V) também pode ser um fator determinante para tal resultado. É muito bem-conceituado que esta relação é um fator biótico que pode interferir na toxicidade de um composto, no qual quanto maior é a relação S/V maior é a área de absorção/ gramas dos organismos em questão (Alberts, 2017). Desta maneira, espécies coralíneas ramificadas que possuem uma maior relação de S/V em teoria são mais suscetíveis a contaminantes. Alguns estudos já demonstram uma relação entre a morfologia e a tolerância a estressores ambientais globais (e.g. aumento da temperatura da água, acidificação dos oceanos e turbidez) (Done, 1999; Wooldridge, 2014). Contudo, tratando de contaminantes, a sensibilidade dos organismos não pode ser estimada através apenas de uma medida, mas sim por um conjunto de parâmetros como metabolismo, saúde do animal, estágio de desenvolvimento e entre outros.

Outro fator a ser considerado é o tipo de estudo a ser realizado e a relevância para a restauração de recifes, ao considerar estudos de monitoramento a longo prazo, a escolha entre espécies de crescimento rápido e lento pode influenciar significativamente a obtenção de resultados. Espécies de crescimento rápido oferecem a vantagem de proporcionar resultados mais rápidos, facilitando a análise e interpretação ao longo do tempo. Em contrapartida, espécies de crescimento lento podem demandar um investimento mais substancial em termos de tempo e recursos para se obterem dados completos.

Um ponto importante também a ser ressaltado é o estado de conservação das espécies coralíneas. O estudo de revisão de xx mostra que 32,8% das espécies de corais construtores de recife zooxantelados, isto, é corais escleractíneos, octocorais e hidrocorais (ao total 704 espécies identificadas no trabalho) encontram-se em categorias com risco elevado de extinção sendo este um número bastante elevado. No presente estudo, das 110 espécies identificadas 22 estão classificadas em alguma categoria de ameaça (6 fazem parte da lista de espécies mais utilizadas nos estudos da revisão – Tabela 2), 23 encontram-se na categoria de quase ameaçada, 38 na categoria de pouco ameaçada e 27 não possuem dados disponíveis (anexo 1).

4.4. Ciclo de vida

Dos 214 estudos selecionados para revisão, a maior parte utilizou o organismo adulto para avaliar os contaminantes testados (66,8% dos estudos), seguidos pelos estágios larval (20%), gametas (10,2%) juvenil (2,1%) e embriões (0,85%) (Tabela 3).

Tabela 3. Estágios de desenvolvimento utilizados nos estudos

Ciclo de Vida	Total	%
Adulto	157	66,81%
Larva	47	20,00%
Gametas	24	10,21%
Juvenil	5	2,13%
Embriões	2	0,85%

A seleção dos estágios de desenvolvimento para estudos sobre contaminantes pode depender de vários fatores, como os objetivos específicos da pesquisa, a disponibilidade de amostras e as características biológicas do organismo em questão. Os organismos adultos representam estágios mais avançados do ciclo de vida, podendo oferecer informações valiosas sobre os efeitos cumulativos dos contaminantes ao longo do tempo (Cope, 2008). Além disso, são frequentemente os estágios nos quais os impactos ambientais são mais facilmente observáveis (Kramer, 2010).

Em determinadas situações, como no contexto de organismos coralíneos, a condução de estudos com organismos adultos pode ser mais conveniente pela questão logística. Isso se deve à restrição da disponibilidade de formas larvais/juvenis ao período reprodutivo reduzido para a maioria das espécies e à complexidade elevada associada à realização de testes com esses estágios iniciais do ciclo de vida em ambientes laboratoriais. A coleta de amostras de organismos adultos também pode ser mais simples e prática em comparação com estágios mais precoces do desenvolvimento.

Entretanto, é crucial considerar que, em relação aos testes de sensibilidade, os organismos adultos, além de apresentarem maior biomassa, exigindo uma carga mais elevada de poluentes para causar efeitos, podem desenvolver resistência ou tolerância a certos contaminantes ao longo do tempo, impactando a interpretação dos resultados. No entanto, a investigação de organismos adultos pode fornecer insights sobre a capacidade adaptativa das populações.

Por outro lado, estágios iniciais do desenvolvimento, como estágios larvais, juvenis ou embriões, podem ser mais suscetíveis a alguns contaminantes devido às intensas transformações metabólicas e morfológicas que experimentam, o que os torna mais propensos a apresentar efeitos mais pronunciados (Cope, 2008). Além disso, alterações que afetem o recrutamento ou dificultem o assentamento larval podem causar impactos significativos nas populações de corais. Nesse sentido, estudos com formas embrionárias e larvais podem fornecer dados para fases críticas do desenvolvimento das espécies coralinas. Portanto, estudar esses estágios é fundamental para uma compreensão completa dos impactos ambientais causados pelos contaminantes, assim como para a proteção dos corais.

4.5. Efeitos avaliados

Os resultados mais frequentemente medidos foram branqueamento (e.g. densidade do simbionte, taxa de fotossíntese e eficiência fotossintética 47,6% dos estudos) mortalidade (35%), fisiologia (e.g. atividade enzimática, metabolismo, estado oxidativo 18,6%), fertilização (12,1%), crescimento (11,6%) assentamento larval (10,7%), bioacumulação (7,9%), morfologia larval (3,2%) genética (e.g. expressão gênica) e microbiota (2,8%), comportamento (e.g. mobilidade larval) e metamorfose larval (2,3%), recrutamento (0,9%), doenças e histologia (0,4%) (Tabela 4).

Tabela 4. Porcentagem e a quantidade de artigos os efeitos foram avaliados

Efeito Avaliado	Nº de artigos	%
Branqueamento	102	47,66%
Mortalidade	75	35,05%
Fisiologia	40	18,69%
Fertilização	26	12,15%
Crescimento	25	11,68%
Assentamento	23	10,75%
Bioacumulação	17	7,94%
Morfologia Larval	7	3,27%
Genética	6	2,80%
Microbiota	6	2,80%
Comportamento	5	2,34%
Metamorfose Larval	5	2,34%
Recrutamento	2	0,93%
Doenças	1	0,47%
Histologia	1	0,47%

4.6. Contaminantes

Nas categorias de contaminantes testados, a categoria de metais é a que contém mais informações (23,4%), seguida por pesticidas (17,5%), hidrocarbonetos (13%), microplásticos (8,5%), outros (8,11%), produtos farmacêuticos (7,6%), mistura de hidrocarbonetos e dispersantes, filtros-ultravioleta (6,31%), nanopartículas (2,2%), e outras categorias menos numerosas (Tabela 5). O gráfico 3 mostra os tipos de efeitos

estudados por contaminante, e a discussão será apresentada nas seções seguintes desta monografia.

Tabela 5. Número de artigos para cada categoria dos contaminantes

Contaminante	Total	%
Metais	52	23,42%
Pesticidas	39	17,57%
Hidrocarbonetos	29	13,06%
Microplásticos	19	8,56%
Outros	18	8,11%
Farmacêutico	17	7,66%
Hidrocarboneto e Dispersante	14	6,31%
Filtros UV	14	6,31%
Nanopartículas	5	2,25%
Metal e Pesticida	4	1,80%
Detergentes	2	0,90%
Dispersantes	2	0,90%
Hidrocarboneto e Metal	2	0,90%
Cianeto de potássio	1	0,45%
Hidrocarboneto e Perfluoroclorados	1	0,45%
Perfluoroclorados	1	0,45%
Plastificantes	1	0,45%
Tintas anti-incrustantes	1	0,45%

**Outros: Conservantes, crioprotetores, constituinte de munição e bifenilass.*

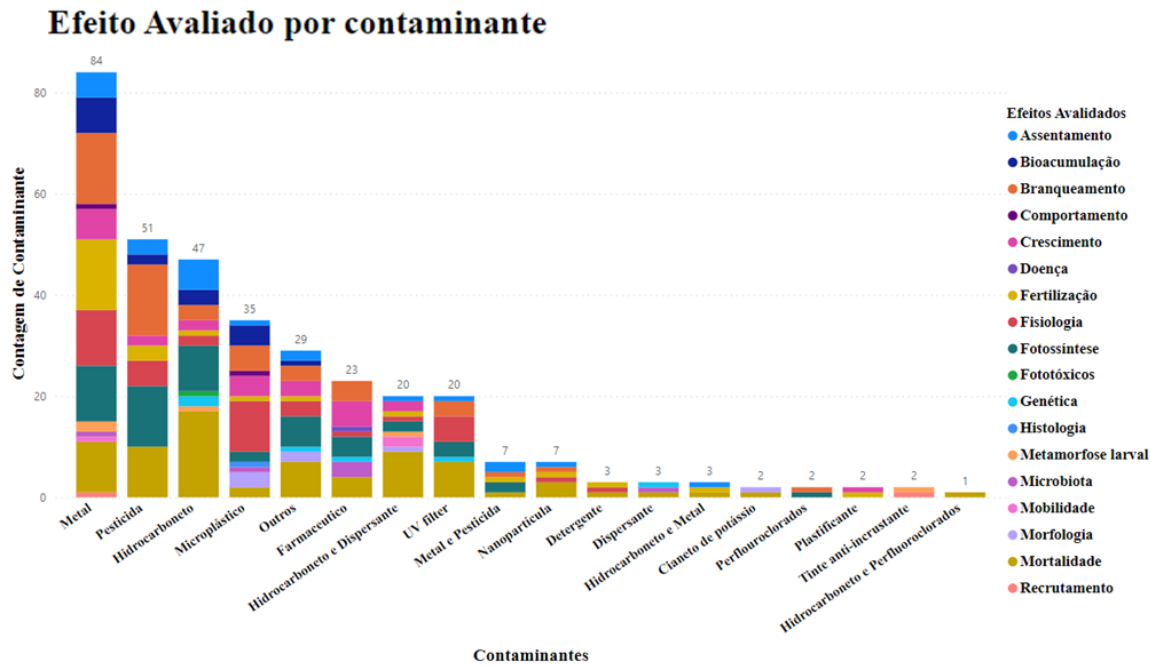


Gráfico 3. Relação entres os efeitos avaliados e as categorias dos contaminantes testados.

4.6.1. Metais

A contaminação aquática por metais durante décadas atraiu atenção global devido à sua toxicidade, abundância e persistência ambiental (Sin et al., 2001, Armitage et al., 2007, Yuan et al., 2011). As principais fontes são antrópicas como os efluentes domésticos e industriais, pelo processo de mineração, pela aplicação de pesticidas na agricultura, mas existem fontes naturais como lavagem geológica de solos e rochas, diretamente expostos à água (Ebrahimpour & Mushrifah, 2008). Em especial nos organismos coralíneos, podem ser incorporados nos corais por meio de uma variedade de mecanismos: substituição de espécies de metais dissolvidos na estrutura cristalina (por exemplo, substituição do cálcio - Ca), aprisionamento de matéria particulada (detritos) dentro de cavidades esqueléticas, absorção de matéria orgânica do tecido coralino e alimentação do coral (Brown 1987; Hanna and Muir 1990; Ferrier-Pagès et al. 2005). Os principais metais testados foram o cobre, níquel, ferro e manganês, e as concentrações testadas variaram entre os estudos (Tabela 6 e Anexo 1).

As principais respostas de estresse dos organismos coralíneos aos níveis elevados de metais relatados na síntese podem ser resumidas a seguir: estresse fisiológico (Fonseca et al., 2019; Marangoni et al; 2014, 2017; Tang et al., 2014); inibição da fertilização coral e sucesso reprodutivo reduzido (Negri et al., 2011; Reichelt-Brushett e Harrison 1999, 2005; Reichelt-Brushett e Michalek-Wagner 2005; Puisay et al., 2015; Heyward, 1988; Hedouin, 2013; Kwok, 2016; LeighSmith, 2018; Summer, 2019; Berry, 2017), diminuição da colonização e sobrevivência de larvas de coral (Bielmyer, 2010; Biscere, 2017, 2018; Ferrier-Pages et al. 2001; Goh 1991; Reichelt-Brushett e Harrison 2000); branqueamento de corais (alterações na população e crescimento de algas endossimbióticas, mudanças na taxa de fotossíntese) (Marangoni, 2019; Fonseca, 2017; Yost, 2010; Hedouin, 2016; Mitchelmore, 2007; Alutuin, 2001;

Jones, 2004, Canavez, 2021 Banc-Prandi, 2019, 2021; Rdecker, 2017; Harland, 1989; Biscere, 2017, 2018; Bastidas, 2004, Gillmore, 2020; Deschaseaux, 2018; Ferrier-Pages et al. 2001); aumento da mortalidade de corais e redução de corais vivos (Victor, 2005; Kwok, 2013, 2016; Leigh-Smith, 2018; Farina, 2008; Summer, 2019; Reichelt-Brushett, 2004; Leigh-Smith, 2018).

Tabela 6. Metais e o intervalo de concentrações testados

Metal	Nº de artigos	[] testadas - µg/L
Cobre	34	0,05 - 6500
Níquel	8	0,2 - 10000
Ferro	6	1 - 1000
Manganês	6	1 - 10000
Chumbo	5	20 - 1000
Zinco	5	2 - 5000
Cobalto	3	1
Cromio	3	NA
Cadimio	3	20 - 1000
Mercúrio	2	10 - 1000
Alumínio	1	10 - 300
Molibidênio	1	NA
Vanádio	1	NA
Arcênio	1	NA
Titânio	1	NA
Estânho	1	NA

**NA: Concentrações desconhecidas*

4.6.2. Pesticidas

Os pesticidas foram especificamente identificados como importantes poluentes não pontuais e seus resíduos foram detectados em diversos sistemas de recifes de coral (Haynes et al., 2000; Lewis et al., 2009; Brodie et al., 2012). As principais fontes são a lixiviação desses produtos para os rios, efluentes industriais e a volatilização (Spencer & Cliath, 1990). Embora os efeitos dos pesticidas estejam recebendo atenção crescente, há poucos dados para explicar em que medida os ecossistemas de recifes de coral são afetados pela exposição crônica a esses contaminantes. Informações extremamente limitadas estão disponíveis sobre a concentração desses poluentes químicos nos recifes

de coral em todo o mundo, sendo a maioria dos dados proveniente da Grande Barreira de Coral (Haynes e Johnson, 2000).

De modo geral os estudos selecionados para revisão demonstram que grande parte dos pesticidas testados (Anexo 2) causou algum efeito na simbiose entre os corais e as algas dinoflageladas gerando algum nível de branqueamento nas colônias adultas ou jovens (Jones et al., 1999a, 1999b, 2003a, 2003b, 2004; Owen et al., 2002; Raberg et al., 2003; Negri et al., 2005, 2011; Watanabe et al., 2006; Cantin et al., 2007, 2009; Markey et al., 2017; Hirayama et al., 2017; Katsumata et al., 2017; Tang et al., 2018, 2021; Fel et al., 2019; Kamei et al., 2020; Flores et al., 2020; Takeuchi et al., 2020; Ishibashi et al., 2021; Gushi et al., 2021). Os mecanismos associados a tais efeitos não estão totalmente explicados, mas causas prováveis podem ser efeitos diretos no Fotosistema II das zooxantelas, ou, alternativamente, efeitos no hospedeiro (estresse oxidativo), resultando em condições desfavoráveis para o simbiote (Markey et al., 2017).

Além disso, muitos efeitos (mortalidade, crescimento, diminuição da fertilização, metamorfose e assentamento larval) nos estágios iniciais do ciclo de vida foram observados. Isso demonstra que os estágios larvais são de moderada a altamente sensíveis aos mais variados tipos de pesticidas (Krupp et al., 1994; Allemand et al., 1998; Negri et al., 2005; Knutson et al., 2012; Ross et al., 2015; Markey et al., 2017; Chakravarti et al., 2019; Flores et al., 2020). Estudos com clorpirifós e profenos (compostos organofosforados tóxicos) mostraram uma relação com a atividade da acetilcolinesterase (AChE), um neurotransmissor cuja alteração indica neurotoxicidade (Krupp et al., 1994; Markey et al., 2017). Acredita-se que a metamorfose em cnidários seja induzida, pelo menos em parte, pela liberação de neuropeptídeos que se espalham

pelas larvas após a estimulação de células sensoriais por estímulos externos (Müller & Leitz 2002). A AChE parece desempenhar um papel integral na metamorfose de algumas larvas marinhas, como ascídias, onde a atividade da AChE é às vezes localizada na superfície de papilas adesivas antes da fixação (Coniglio et al. 1998).

4.6.3. Hidrocarbonetos e Dispersantes

A proximidade geográfica entre as atividades petrolíferas e os recifes de coral tem gerado uma significativa poluição nesses ecossistemas devido às operações e acidentes relacionados à extração, transporte e consumo de petróleo (NRC, 2003; Burns and Knap, 1989, Dodge et al., 1984). Os hidrocarbonetos compõem 97% dos compostos do petróleo, sendo sua principal fonte natural (NCR, 2003). Além disso, as refinarias de petróleo, queima de materiais como madeira, carvão e tabaco representam as principais fontes antropogênicas (Santos, 2019). Dentre os hidrocarbonetos, os aromáticos são notáveis por sua estabilidade e capacidade de persistir no ambiente por longos períodos. Como resultado, tem havido recentemente um aumento no foco dos estudos sobre a toxicidade dos hidrocarbonetos aromáticos (HAs), sobretudo os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs). Na revisão se destacam os: benzeno, antraceno, benzo(a)pireno, fenantreno, tolueno e naftaleno (Anexo 3).

A ampla variedade de condições de bioensaio e durações de exposição descritas na literatura consultada resultou em uma ampla gama de efeitos relatados para hidrocarbonetos do petróleo em corais adultos. Os níveis de mortalidade foram variáveis, desde situações extremas resultando em descamação ou ruptura do tecido, até nenhuma mortalidade significativa (Epstein et al., 2000; Shafir et al., 2007; Goodbody-Gringley et al., 2013; Overmans et al., 2018; Turner et al., 2020; Nordborg et al., 2021). Também houve aumento nas populações de bactérias mucosas, aumento na extrusão de simbiontes levando a branqueamento leve ou extenso, e diminuição no rendimento

fitossintético (Cook, 1983; Jones et al., 2003; Fragoso et al., 2015; Ashok et al., 2020; May et al., 2020; Turner et al., 2020; Negri et al., 2021; Silva et al., 2021). Bioacumulação foi reportada nessas exposições, levando a alterações na arquitetura celular e mudanças na homeostase metabólica (Jafarabadi et al., 2018; Oladi & Shokri, 2021). A maioria dos efeitos da exposição a hidrocarbonetos foi temporária, com retorno ao comportamento normal após recuperação em água do mar limpa. Quanto à exposição nos estágios iniciais e reprodutivos dos corais, as larvas foram liberadas prematuramente, o número de gônadas femininas por pólipos foi reduzido, e ocorreram reduções significativas na colonização e metamorfose (Rinkevich and Loya, 1979; Te, 1991; Epstein et al., 2000; Goodbody-Gringley et al., 2013; Hartmann et al., 2015; Negri et al., 2016). Vários estudos encontraram colonização atrasada, metamorfose flutuante livre, deformação pós-metamórfica e aumento da mortalidade de larvas (Te, 1991; Epstein et al., 2000; Goodbody-Gringley et al., 2013).

Estudos que examinaram os efeitos tanto do óleo quanto do óleo disperso frequentemente encontraram maiores efeitos associados ao óleo disperso, em comparação com o óleo sozinho (Negri et al., 2000). No entanto, essas observações provavelmente são devidas a uma maior biodisponibilidade de hidrocarbonetos constituintes por meio do aumento da concentração de hidrocarbonetos na coluna d'água. Por sua vez, dispersantes são essencialmente misturas de surfactantes, ou seja, detergentes (Salager, 2002). Em casos de derramamentos de óleo, alguns países permitem o uso de dispersantes em áreas costeiras (Chapman, 2007). Contudo, é relevante mencionar que esses produtos e suas misturas com o óleo podem ser tão ou mais tóxicos que o óleo em si, agravando os efeitos ambientais (Negri, 2000). Importante ressaltar que o Brasil não permite o uso de dispersantes em ambientes próximos da costa (Cantagallo, 2007). A literatura aponta que os dispersantes mais

utilizados foram o Corexit 9527 e 9500 e Emulgal C-100. Apesar de grande parte dos estudos não apresentarem diferenças significativas estatisticamente em seus resultados nas concentrações mais baixas (1 ppm), Negri et al. (2000) observaram uma inibição significativa da fertilização apenas em concentrações elevadas (a partir de 10 mg/L de dispersante Corexit 9527) (Anexo 4).

4.6.4. Microplásticos

A poluição por plásticos pode ser considerada uma ameaça emergente para os recifes de coral devido às suas interações complexas (por exemplo, enrolamento/apanhamento, cobertura/sufocamento) (de Carvalho-Souza et al., 2018; Yoshikawa and Asoh, 2004). Os microplásticos possuem diversas fontes de entrada nos ambientes marinhos, sendo categorizadas como primárias: a liberação direta de pequenas partículas, por exemplo, como resultado da liberação de pellets ou pós, muito utilizados em transporte de cargas e produtos farmacêuticos; ou secundárias, que resulta da fragmentação de itens maiores (Andrady, 2011). Em uma investigação de campo em 124.000 corais construtores de recifes de 159 recifes de coral em todo o oceano Indo-Pacífico, Lamb et al. (2018) encontraram cerca de 11,1 bilhões de grandes itens de plástico "presos" nos recifes de coral, com um aumento previsto de 40% até 2025. Num estudo recente, Pinheiro et al. (2023) estudaram 84 recifes de coral ao redor do mundo, tendo encontrado resíduos plásticos em 77 deles. Os microplásticos são contaminantes diversificados e complexos e têm levantado uma grande preocupação por conta de seus potenciais efeitos tóxicos em diversos organismos e ecossistemas, devido à sua persistência, ubiquidade e diversidade de polímeros plásticos, tipo, tamanho, morfologia, cor, aditivos lixiviados, produtos químicos ambientais adsorvidos e biofilme de superfície (Rochman et al., 2019).

Os estudos da revisão revelaram que a ingestão ativa de microplásticos e a adesão passiva à superfície podem afetar a energia, o crescimento e a saúde dos corais, com consequências adversas para o comportamento alimentar, desempenho fotossintético, gastos de energia, calcificação esquelética e até mesmo branqueamento e necrose tecidual (Chapron et al., 2018; Hankins et al., 2018, 2021; Reichert et al., 2018, 2019, 2021; Tang et al., 2018, 2021; Saliu et al., 2019 Syakti et al., 2019; Corinaldesi et al., 2021; Mendrik et al., 2021; Xiao et al., 2021). Além disso, outras ameaças potenciais (por exemplo, efeitos combinados de microplásticos e produtos químicos associados, patógenos causadores de doenças induzidos por microplásticos, impactos na simbiose coral-zooxantela, impactos combinados com as mudanças climáticas) às espécies de corais estão gradualmente recebendo atenção (Aminot et al., 2020) (Anexo 5).

4.6.5. Produtos farmacêuticos

Os fármacos pertencem a uma das classes de contaminantes emergentes que recentemente passou a ser mais estudada em todo o mundo, pois esses compostos, embora não regulados pelas agências ambientais, são constantemente lançados no ambiente em grandes quantidades, além de serem produzidos com a finalidade de apresentarem efeitos biológicos. Dentre as principais vias de entrada de fármacos nos ambientes marinhos destacam-se a excreção após ingestão, remoção de medicação tópica durante o banho, e disposição de medicamentos vencidos ou indesejados no esgoto ou no lixo (Carvalho et al; 2009) Os fármacos da síntese incluem antibióticos (Ciprofaxina, ácido nalidíxico, ampicilina, estreptomicina), medicamentos para doenças como antiparkinsonianos e antiarrítmicos, hormônio estrogênico (estrone), neurotransmissores (dopamina, epinefrina e precursores da serotonina) e óleo de cravo (anestésico) (Anexo 6).

4.6.5.1. Medicamentos

Os estudos sobre antibióticos e medicamentos para doenças como antiparkinsonianos e antiarrítmicos demonstraram eles podem facilitar a cicatrização de lesões teciduais (Allison et al., 2011), modificar a estrutura, diversidade, composição e atividade da comunidade bacteriana dos corais (Sweet et al., 2011; Gilbert et al., 2012; Glasl et al., 2016; Meron et al., 2020; Dunphy et al., 2021), além de diminuir a expressão do mRNA da proteína vitelogenina (Chiu et al., 2021) (Tabela 7).

Tabela 7. Medicamentos testados e as concentrações nominais utilizadas em cada estudo

Autor	Ano	Contaminante	Concentração nominal
Sweet et al.	2011	Antibiótico - ciprofloxacina	40 µg/mL
Meron et al.	2020	Antibióticos - ácido nalidíxico, ampicilina e estreptomicina	0,1 mg/mL de ácido nalidíxico, ampicilina e estreptomicina
Chiu et al.	2021	Antibióticos - ampicilina, estreptomicina e penicilina	50 µg/mL de ampicilina e 50 U/mL de penicilina e 50 µg/mL de estreptomicina
Gilbert et al.	2012	Antibióticos - ampicilina, estreptomicina, ácido naladíxico e ciprofloxacina	Ampicilina 1 mg/mL, Estreptomicina 1 mg/mL, Ciprofloxacina 0,25 mg/mL e Ácido Naladíxico 0,1 mg/mL
Dunphy et al.	2021	Antibióticos - ampicilina, tetraciclina, cloranfenicol e canamicina	100µg/mL
Glasl et al.	2016	Mistura de antibióticos	Mistura de antibióticos (100 mL de solução estoque diluída 1:100; Estreptomicina 2083 mg, Canamicina 943 mg, Neomicina 208 mg, Ampicilina 100 mg, Rifampicina 21 mg, Polimixina-B 17 mg, Nistatina 7,8 mg, Eritromicina 12 mg, Gentamicina 4,5 mg)
Allison et al.	2011	Veparamil	0,05/1µM

4.6.5.2. Hormônios e neurotransmissores

Como muitos animais marinhos sésseis, os corais escleractinianos se dispersam por um estágio larval antes de se depositarem em um substrato adequado e se metamorfosearem em um pólipó primário. As larvas plânula têm sistemas sensoriais que consistem em quimiorreceptores que lhes permitem localizar substratos de

assentamento adequados (Muller et al., 2002). Essa localização pode depender das “pistas químicas” (Doropoulos et al., 2016; Tebben et al., 2011, 2015; Siboni et al., 2012), ou seja, sinais químicos que indicam substratos adequados para o assentamento larval. A presença dessas pistas indutoras desencadeia uma sequência de processos que levam ao assentamento e subsequente metamorfose (Rodríguez et al., 1993). Vários neurotransmissores e compostos artificiais foram descobertos sendo capazes de induzir o assentamento em cnidários marinhos (erotonina, a L-DOPA, dopamina e noradrenalina, acetilcolina, GABA, glutamato, glicina e serotonina). Poluentes ambientais neuroativos podem interferir no assentamento de larvas de coral, como hormônios (estrona) e neurotransmissores (dopamina, epinefrina e precursores da serotonina).

4.6.6. Filtros UV e Nanopartículas

Alguns filtros ultravioletas (UV) utilizados em protetores solares e outros produtos de cuidados pessoais (PCPs) ganharam atenção pública e científica, pois esses ingredientes e produtos cosméticos levantaram preocupações sobre o impacto negativo que poderiam ter nos recifes de coral (Conway et al., 2021; Corinaldesi et al., 2018; Downs et al., 2014, 2016; Fel et al., 2019; He et al., 2019a, 2019b ; Miller et al., 2022; Nordborg et al., 2022; Stien et al., 2019, 2020; Tsuen et al., 2021; Wijgerde et al., 2020). Danovaro et al. (2008) estimou uma liberação anual de 4.000 a 6.000 toneladas/ano de filtros solares em áreas de recifes de coral por meio de várias atividades de lazer e recreação (e.g. natação, snorkeling e surf), sem contar outras fontes indiretas como os efluentes de estações de tratamento de esgoto (Giokas et al., 2007). Alguns autores já os consideram compostos pseudo-persistentes (Pintado-Herrera e Lara Martín, 2020). As concentrações de filtros UV nas águas ao redor dos recifes de coral foram documentadas principalmente na faixa de ng L^{-1} a $\mu\text{g L}^{-1}$ (ou ppt a ppb,

respectivamente) (Tashiro e Kameda, 2013; Tsui et al., 2014a, b, 2017; Bargar et al., 2015; Sánchez Rodríguez et al., 2015; Downs et al., 2016; He et al., 2019a; Mitchelmore et al., 2019).

Os principais compostos testados foram as benzofenonas (BP), com destaque para a benzofenona-3 (BP-3) também chamada de oxibenzona (Downs et al., 2014, 2016; He et al., 2019a, b; Wijgerde et al., 2020). He et al. (2019b) avaliaram os efeitos de quatro análogos de benzofenona (BP-1, BP-3, BP-4 e BP-8) em duas espécies de corais, seus resultados indicaram que tanto em relação à toxicidade e potencial bioacumulativo o BP-8 mostrou ser maior dentre as quatro benzofenonas testadas, enquanto BP-4 mostrou o menor. As concentrações letais para 50% das larvas (CL50) foram $>1.000 \mu\text{g L}^{-1}$ para todos os quatro compostos de benzofenona, enquanto para os adultos as CL50s foram $<1.000 \mu\text{g L}^{-1}$ mostrando maior toxicidade para os adultos. Com base em seus experimentos, os autores sugeriram que o modo de ação para a toxicidade da BP seja a indução de estresse oxidativo e/ou genotoxicidade nos corais testados. Outros compostos como etilhexil metoxinamato (EHMC) e octocrileno (OC) também foram testados e mostram um alto potencial bioacumulativo além de causarem alterações na proporção de larvas com forma anormal ("deformação") (He et al., 2019a) e a modificação do perfil metabólico (Stien et al., 2020) (Anexo 7).

A maioria dos protetores solares comerciais com filtros inorgânicos utiliza materiais com dimensões na escala nanométrica, de modo que os produtos sejam transparentes e suaves quando aplicados na pele (Lewicka et al., 2013). Geralmente, esses são considerados mais seguros do que os filtros UV químicos. No entanto, certos tipos de nanopartículas de dióxido de titânio e óxido de zinco produzem espécies reativas de oxigênio (EROs) sob iluminação UV (Lewicka et al., 2013). EROs são um grupo de radicais livres, moléculas reativas e íons derivados do oxigênio, que são

extremamente prejudiciais aos organismos em altas concentrações e que podem induzir estresse oxidativo nas células, prejudicando a saúde e, em última instância, causando a morte (Sharma et al., 2012).

As nanopartículas de dióxido de titânio (TiO_2) usadas em protetores solares são revestidas com sílica, magnésio ou alumínio para eliminar a reatividade ao UV. Foi demonstrado que, nessa forma, a produção de EROs é baixa quando as nanopartículas são experimentalmente expostas à luz ultravioleta (Lewicka et al., 2013). Em contraste, as nanopartículas de óxido de zinco (ZnO) derivadas dos mesmos protetores solares não têm revestimentos e produziram quantidades substanciais de EROs sob iluminação UVA, podendo assim potencialmente causar níveis elevados de estresse oxidativo em organismos marinhos (Tagliati et al., 2019).

No estudo de Fel et al. (2019) com ZnO foi observado um impacto negativo no fotossistema II das algas (a funcionalidade foi reduzida em 38% em comparação com os controles). Jovanovic & Guzmán (2014) testaram o efeito do TiO_2 e observaram a expulsão das algas simbióticas, expressão de proteínas de choque térmico (indicadores potenciais de estresse) Tang et al. (2017) também testaram o TiO_2 e observaram que o uma perturbação mecânica nas membranas celulares gerando uma modificação no perfil lipídico (Anexo 8).

4.6.7. Detergentes

Concomitantemente ao crescimento populacional ao longo das costas tropicais, quantidades crescentes de produtos de limpeza, como detergentes domésticos e surfactantes, são lançadas no ambiente (Risk et al. 2009) por meio de vazamentos de esgoto ou descargas parcialmente tratadas. A produção mundial de surfactantes em 2006 foi de 12,5 milhões de toneladas (Ivanković and Hrenović 2010), um aumento substancial em relação às 7,2 milhões de toneladas em 1993 (Di Corcia 1998). No geral,

as comunidades de corais estão sujeitas a concentrações crescentes de detergentes, atingindo níveis tão altos quanto 5 mg/l apenas algumas horas após despejos massivos (Clara et al. 2007).

Os detergentes são divididos em três grupos principais: não iônicos, aniônicos e catiônicos, que variam em seu grau de biodegradabilidade e impactos ecotóxicos (Lara-Martín et al. 2008; Staples et al. 2004). Na lista reconhecida de tensoativos aniônicos, os sulfonatos de alquilbenzeno linear (LAS) são detergentes amplamente utilizados em vários produtos domésticos e abundantes no esgoto. Outro grupo amplamente utilizado de detergentes, emulsionantes e agentes dispersantes são os tensoativos não iônicos, etoxilato de nonilfenol (NPE) que além de vários impactos listados, muitos NPEs são considerados disruptores endócrinos (com efeitos bem documentados em organismos marinhos; por exemplo, Miles-Richardson et al. 1999). Shafir et al. (2014) mostraram um efeito negativo significativo do LAS no crescimento de espécies coralíneas. Já Rougée et al. (2021) mostraram um efeito significativo do 4-nonylphenol em vários parâmetros, como a liberação de plânulas, o teor de colesterol, o teor de esteroides (estrone, estradiol, testosterona e progesterona), e a atividade de várias enzimas, como a 3-beta-hidroxisteroide desidrogenase, citocromo P450, a glutatona-S-transferase e a beta-glucuronidase (Anexo 5).

4.6.8. Outros

Outras substâncias que não puderam ser classificadas nos grandes grupos anteriores foram categorizadas como “outros”, e incluem conservantes (etilparabeno e butilparabeno), crioprotetores (etileno glicol, metanol, glicerol, e sulfóxido de dimetilo), 1,3,5-trinitro-1,3,5 triazina (um constituinte de munição), e bifenilas policloradas (PCBs, como o Aroclor1254).

Estudos com 1,3,5-trinitro-1,3,5 triazina relataram uma modificação significativamente nos transcriptomas dos corais e das algas simbiotes (0,5–8 mg/L por 5 dias) (Gust et al., 2014). Testes com variados tipos de crioprotetores também reduziram significativamente a camada de tecido de algumas espécies coralíneas em concentrações elevadas (1,2 - 4 mol/L) (Feuillassier et al., 2014). Os crioprotetores como DMSO e propilenoglicol demonstraram a capacidade de diminuir o número de moléculas de mtDNA nos ovócitos de *Echinopora*. Experimentos com as soluções de vitrificação com ácido erúico aumentaram a vitalidade de larvas de *S. caliendrum* submetidas a congelamento ultra-rápido (vitrificação) (Cirino et al., 2021) (Anexo 9).

5. Conclusão

Com base na análise crítica das informações apresentadas neste artigo de revisão, é evidente que o conhecimento atual sobre os impactos da poluição nos corais marinhos é limitado e fragmentado. Identificaram-se diversos desafios e lacunas, ressaltando a necessidade urgente de aprofundar a compreensão desse tema crucial para a saúde dos ecossistemas de recifes de coral. Um dos principais pontos levantados é a escassez de estudos abrangentes, tanto em termos de diversidade de espécies testadas quanto de distribuição geográfica. A concentração de pesquisas em determinadas ecorregiões, como o Indo-Pacífico e o Atlântico, revela uma lacuna significativa no entendimento dos efeitos da poluição em corais presentes em outras áreas do mundo. Recomenda-se, portanto, a expansão dos esforços de pesquisa para incluir ecorregiões sub-representadas, visando uma visão mais abrangente e representativa dos desafios enfrentados pelos corais em escala global.

Além disso, a falta de informações robustas sobre a sensibilidade dos corais a diversos poluentes destaca a necessidade premente de realizar mais estudos específicos. Isso implica não apenas avaliar os efeitos de diferentes contaminantes em uma

determinada espécie, mas também compreender como diferentes espécies respondem a diversos poluentes em diferentes locais. Mesmo diante das limitações nos dados disponíveis, fica claro que os corais em várias regiões do mundo estão expostos a diversos contaminantes, com potenciais impactos adversos. Portanto, além da necessidade de mais estudos, é imperativo adotar medidas concretas para reduzir a poluição marinha regional e global. Especial atenção deve ser dada às áreas rasas, onde os recifes de coral se concentram, a fim de preservar esses ecossistemas vitais. Essas ações podem incluir políticas de gestão ambiental, regulamentações mais rígidas e iniciativas de conscientização para mitigar os impactos da poluição nos corais e promover a sustentabilidade dos ecossistemas marinhos.

Em suma, esta revisão abrange de maneira abrangente o panorama atual do conhecimento sobre a contaminação em espécies coralíneas. Ao compilar informações cruciais, este banco de dados não apenas proporciona uma compreensão mais profunda das interações entre as espécies de coral, poluentes químicos e os resultados de estudos existentes, mas também destaca lacunas de conhecimento essenciais. A necessidade premente de testes de toxicidade padronizados para corais é enfatizada como uma medida crucial para viabilizar a comparação efetiva entre diferentes estudos. Este esforço colaborativo oferece uma base sólida para futuras pesquisas, visando a preservação e proteção desses ecossistemas vitais.

6. Referências

- ABIGAIL RENEGAR, D. et al. Species sensitivity assessment of petroleum hydrocarbons to six species of Atlantic scleractinian corals. 2019.
- ALBERTS, B. **Molecular biology of the cell**. Garland science, 2017.
- ALLEMAND, D. et al. Organic matrix synthesis in the scleractinian coral *Stylophora pistillata*: role in biomineralization and potential target of the organotin tributyltin. **Journal of Experimental Biology**, v. 201, n. 13, p. 2001-2009, 1998.
- ALLISON, N. et al. Controls on Sr/Ca and Mg/Ca in scleractinian corals: The effects of Ca-ATPase and transcellular Ca channels on skeletal chemistry. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 75, n. 21, p. 6350-6360, 2011.

- ALUTOIN, S. et al. Effects of the multiple stressors copper and reduced salinity on the metabolism of the hermatypic coral *Porites lutea*. **Marine environmental research**, v. 52, n. 3, p. 289-299, 2001.
- AMBROSONE, A. et al. Dissecting common and divergent molecular pathways elicited by CdSe/ZnS quantum dots in freshwater and marine sentinel invertebrates. **Nanotoxicology**, v. 11, n. 2, p. 289-303, 2017.
- AMID, C. et al. Additive effects of the herbicide glyphosate and elevated temperature on the branched coral *Acropora formosa* in Nha Trang, Vietnam. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 13360-13372, 2018.
- AMINOT, Y. et al. Leaching of flame-retardants from polystyrene debris: bioaccumulation and potential effects on coral. **Marine pollution bulletin**, v. 151, p. 110862, 2020.
- ANDRADY, Anthony L. Microplastics in the marine environment. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596-1605, 2011.
- ANU, G. et al. Monitoring of heavy metal partitioning in reef corals of Lakshadweep Archipelago, Indian Ocean. **Environmental monitoring and assessment**, v. 128, p. 195-208, 2007.
- ARMITAGE, P.D.; BOWES, M.J.; VINCENT, H.M. Long-term changes in macroinvertebrate communities of a heavy metal polluted stream: the river Nent (Cumbria, UK) after 28 years. **River Research and Applications**, v. 23, n. 9, p. 997-1015, 2007.
- ASHOK, A. et al. Accumulation of ¹³C-labelled phenanthrene in phytoplankton and transfer to corals resolved using cavity ring-down spectroscopy. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 196, p. 110511, 2020.
- BASTIDAS, C.; GARCIA, E.M. Sublethal effects of mercury and its distribution in the coral *Porites astreoides*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 267, p. 133-143, 2004.
- BANC-PRANDI, G.; FINE, M. Copper enrichment reduces thermal tolerance of the highly resistant Red Sea coral *Stylophora pistillata*. **Coral Reefs**, v. 38, n. 2, p. 285-296, 2019.
- BANC-PRANDI, G.; CERUTTI, J.M.B.; FINE, M. Recovery assessment of the branching coral *Stylophora pistillata* following copper contamination and depuration. **Marine Pollution Bulletin**, v. 162, p. 111830, 2021.
- BANC-PRANDI, G. et al. Elevated temperatures reduce the resilience of the Red Sea branching coral *Stylophora pistillata* to copper pollution. **Aquatic Toxicology**, v. 244, p. 106096, 2022.
- BAYLESS, A.L. et al. Trace element proxies and stable isotopes used to identify water quality threats to elkhorn coral (*Acropora palmata*) at two national parks in St. Croix, USVI. **Marine Pollution Bulletin**, v. 169, p. 112575, 2021.
- BERRY, K.L.E. et al. Effects of coal contamination on early life history processes of a reef-building coral, *Acropora tenuis*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 114, n. 1, p. 505-514, 2017.
- BERRY, K.L.E. et al. Microplastic contamination has limited effects on coral fertilisation and larvae. **Diversity**, v. 11, n. 12, p. 228, 2019.
- BIELMYER- FRASER, G.K. et al. Differential effects of copper on three species of scleractinian corals and their algal symbionts (*Symbiodinium* spp.). **Aquatic Toxicology**, v. 97, n. 2, p. 125-133, 2010.
- BIELMYER-FRASER, G.K. et al. Physiological responses of corals to ocean acidification and copper exposure. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p. 781-790, 2018.
- BINET, M.T. et al. Adult Corals Are Uniquely More Sensitive to Manganese Than Coral Early-Life Stages. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 42, n. 6, p. 1359-1370, 2023.
- BISCERE, T. et al. Responses of two scleractinian corals to cobalt pollution and ocean acidification. **PLoS One**, v. 10, n. 4, p. e0122898, 2015.

- BISCÉRÉ, T. et al. Nickel and ocean warming affect scleractinian coral growth. **Marine Pollution Bulletin**, v. 120, n. 1-2, p. 250-258, 2017.
- BISCÉRÉ, T. et al. Enhancement of coral calcification via the interplay of nickel and urease. **Aquatic Toxicology**, v. 200, p. 247-256, 2018.
- BISCÉRÉ, T. et al. Evidence for mitigation of coral bleaching by manganese. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 16789, 2018.
- BLANCK, J. Sensitivity of the Hawaiian Mushroom Coral *Fungia scutaria* to the Pesticide Chlorpyrifos: Cleavage and Early Planula Larva Stages. 1994.
- BOYER, S.E. et al. Effects of the fish anesthetic, clove oil (eugenol), on coral health and growth. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 369, n. 1, p. 53-57, 2009.
- BRINKMAN, D.L. et al. Sensitivity of the Indo-Pacific coral *Acropora millepora* to aromatic hydrocarbons. **Environmental Pollution**, p. 121963, 2023.
- BRODIE, J.E. et al. Terrestrial pollutant runoff to the Great Barrier Reef: an update of issues, priorities and management responses. **Marine Pollution Bulletin**, v. 65, n. 4-9, p. 81-100, 2012.
- BRODIE, J. et al. An assessment of residence times of land-sourced contaminants in the Great Barrier Reef lagoon and the implications for management and reef recovery. **Marine Pollution Bulletin**, v. 65, n. 4-9, p. 267-279, 2012.
- BROWN, B.E. Heavy metals pollution on coral reefs. **Human impacts on coral reefs: facts and recommendations**, 1987.
- BURKE, L. et al. **Reefs at risk revisited**. Washington, DC: World Resources Institute, 2011.
- CAIRNS, S.D. Species richness of recent Scleractinia. 1999.
- CANTAGALLO, C.; MILANELLI, J.C.C.; DIAS-BRITO, D. Limpeza de ambientes costeiros brasileiros contaminados por petróleo: uma revisão. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 2, n. 1, p. 1-12, 2007.
- CANTIN, N.E. et al. Photoinhibition from chronic herbicide exposure reduces reproductive output of reef-building corals. **Marine Ecology Progress Series**, v. 344, p. 81-93, 2007.
- CANTIN, N.E. et al. Juvenile corals can acquire more carbon from high-performance algal symbionts. **Coral reefs**, v. 28, p. 405-414, 2009.
- CARMEN GUZMÁN MARTÍNEZ, M.D.; ROMERO, P.R.; BANASZAK, A.T. Photoinduced toxicity of the polycyclic aromatic hydrocarbon, fluoranthene, on the coral, *Porites divaricata*. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 42, n. 10, p. 1495-1502, 2007.
- CERVINO, J.M. et al. Changes in zooxanthellae density, morphology, and mitotic index in hermatypic corals and anemones exposed to cyanide. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, n. 5, p. 573-586, 2003.
- CESAR, H.; BURKE, L.; PET-SOEDE, L. The economics of worldwide coral reef degradation. 2003.
- CHAKRAVARTI, L.J. et al. Thermal and herbicide tolerances of chromerid algae and their ability to form a symbiosis with corals. **Frontiers in Microbiology**, v. 10, p. 173, 2019.
- CHAPMAN, H. et al. The use of chemical dispersants to combat oil spills at sea: A review of practice and research needs in Europe. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 7, p. 827-838, 2007.
- CHAPRON, L. et al. Macro-and microplastics affect cold-water corals growth, feeding and behaviour. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 15299, 2018.
- CHEN, T-H. et al. Assessing the effects of polychlorinated biphenyls (Aroclor 1254) on a scleractinian coral (*Stylophora pistillata*) at organism, physiological, and molecular levels. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 75, p. 207-212, 2012.

- CHIAPPONE, M.; SULLIVAN, K.M. Distribution, abundance and species composition of juvenile scleractinian corals in the Florida reef tract. **Bulletin of Marine Science**, v. 58, n. 2, p. 555-569, 1996.
- CHIU, Y.-L.; CHANG, C.-F.; SHIKINA, S. Development of an in vitro tissue culture system for hammer coral (*Fimbriaphyllia ancora*) ovaries. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 24338, 2021.
- CIMA, F. et al. Preliminary evaluation of the toxic effects of the antifouling biocide Sea-Nine 211™ in the soft coral *Sarcophyton* cf. *glaucum* (Octocorallia, Alcyonacea) based on PAM fluorometry and biomarkers. **Marine Environmental Research**, v. 83, p. 16-22, 2013.
- CIRINO, L. et al. Supplementation of exogenous lipids via liposomes improves coral larvae settlement post-cryopreservation and nano-laser warming. **Cryobiology**, v. 98, p. 80-86, 2021.
- CONIGLIO, L. et al. Cholinergic activation of settlement in *Ciona intestinalis* metamorphosing larvae. **Journal of Experimental Zoology**, v. 280, n. 4, p. 314-320, 1998.
- CONTARDI, M. et al. Treatment of coral wounds by combining an antiseptic bilayer film and an injectable antioxidant biopolymer. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 988, 2020.
- CORNWALL, C.E. et al. Global declines in coral reef calcium carbonate production under ocean acidification and warming. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 21, p. e2015265118, 2021.
- CONWAY, A.J. et al. Acute toxicity of the UV filter oxybenzone to the coral *Galaxea fascicularis*. **Science of the Total Environment**, v. 796, p. 148666, 2021.
- COPE, W.G. et al. Differential exposure, duration, and sensitivity of unionoidean bivalve life stages to environmental contaminants. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, n. 2, p. 451-462, 2008.
- COOK, C.B.; KNAP, A.H. Effects of crude oil and chemical dispersant on photosynthesis in the brain coral *Diploria strigosa*. **Marine Biology**, v. 78, p. 21-27, 1983.
- CORINALDESI, C. et al. Impact of inorganic UV filters contained in sunscreen products on tropical stony corals (*Acropora* spp.). **Science of The Total Environment**, v. 637, p. 1279-1285, 2018.
- CORINALDESI, C. et al. Multiple impacts of microplastics can threaten marine habitat-forming species. **Communications Biology**, v. 4, n. 1, p. 431, 2021.
- CUNNING, R. et al. Extensive coral mortality and critical habitat loss following dredging and their association with remotely-sensed sediment plumes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p. 185-199, 2019.
- DA SILVA FONSECA, J. et al. Effects of increasing temperature alone and combined with copper exposure on biochemical and physiological parameters in the zooxanthellate scleractinian coral *Mussismilia harttii*. **Aquatic Toxicology**, v. 190, p. 121-132, 2017.
- DA SILVA FONSECA, J. et al. Carbonic anhydrase activity as a potential biomarker for acute exposure to copper in corals. **Chemosphere**, v. 227, p. 598-605, 2019.
- DE CARVALHO-SOUZA, G.F. et al. Marine litter disrupts ecological processes in reef systems. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p. 464-471, 2018.
- DE CARVALHO, E. et al. Aspectos legais e toxicológicos do descarte de medicamentos. **Ver Bras de Toxicol**, v. 22, p. 1-8, 2009.
- DESHASEAUX, E. et al. High zinc exposure leads to reduced dimethylsulfoniopropionate (DMSP) levels in both the host and endosymbionts of the reef-building coral *Acropora aspera*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 126, p. 93-100, 2018.

- DI MAURO, V. et al. Ecotoxicological Effects of Four Commonly Used Organic Solvents on the Scleractinian Coral *Montipora digitata*. **Toxics**, v. 11, n. 4, p. 367, 2023.
- DODGE, R.E. et al. The effects of oil and oil dispersants on the skeletal growth of the hermatypic coral *Diploria strigosa*. **Coral Reefs**, v. 3, p. 191-198, 1984.
- DONE, T.J. Patterns in the distribution of coral communities across the central Great Barrier Reef. **Coral reefs**, v. 1, p. 95-107, 1982.
- DONE, T.J. Coral community adaptability to environmental change at the scales of regions, reefs and reef zones. **American zoologist**, v. 39, n. 1, p. 66-79, 1999.
- DOWNS, C.; DOWNS, A. Preliminary examination of short-term cellular toxicological responses of the coral *Madracis mirabilis* to acute Irgarol 1051 exposure. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 52, p. 47-57, 2007.
- DOWNS, C.A. et al. Toxicological effects of the sunscreen UV filter, benzophenone-2, on planulae and in vitro cells of the coral, *Stylophora pistillata*. **Ecotoxicology**, v. 23, p. 175-191, 2014.
- DOWNS, C.A. et al. Toxicopathological effects of the sunscreen UV filter, oxybenzone (benzophenone-3), on coral planulae and cultured primary cells and its environmental contamination in Hawaii and the US Virgin Islands. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 70, p. 265-288, 2016.
- DUNPHY, C.M.; VOLLMER, S.V.; GOUHIER, T.C. Host-microbial systems as glass cannons: explaining microbiome stability in corals exposed to extrinsic perturbations. **Journal of Animal Ecology**, v. 90, n. 5, p. 1044-1057, 2021.
- DUPREY, N.N.; YASUHARA, M.; BAKER, D.M. Reefs of tomorrow: eutrophication reduces coral biodiversity in an urbanized seascape. **Global Change Biology**, v. 22, n. 11, p. 3550-3565, 2016.
- EBRAHIMPOUR, M.; MUSHRIFAH, I. Heavy metal concentrations (Cd, Cu and Pb) in five aquatic plant species in Tasik Chini, Malaysia. **Environmental geology**, v. 54, p. 689-698, 2008.
- ELGERSHUIZEN, J.H.B.W.; DE KRUIJF, H.A.M. Toxicity of crude oils and a dispersant to the stony coral *Madracis mirabilis*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 7, n. 2, p. 22-25, 1976.
- EPSTEIN, N.; BAK, R.P.M.; RINKEVICH, B. Toxicity of third generation dispersants and dispersed Egyptian crude oil on Red Sea coral larvae. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 6, p. 497-503, 2000.
- FARINA, O. et al. Biochemical responses of cnidarian larvae to mercury and benzo (a) pyrene exposure. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 81, p. 553-557, 2008.
- FEL, J.-P. et al. Photochemical response of the scleractinian coral *Stylophora pistillata* to some sunscreen ingredients. **Coral Reefs**, v. 38, p. 109-122, 2019.
- FERRARIO, F. et al. The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. **Nature Communications**, v. 5, n. 1, p. 3794, 2014.
- FERREIRA, V. et al. Effects of nanostructure antifouling biocides towards a coral species in the context of global changes. **Science of The Total Environment**, v. 799, p. 149324, 2021.
- FERRIER-PAGÈS, C. et al. Response of a scleractinian coral, *Stylophora pistillata*, to iron and nitrate enrichment. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 259, n. 2, p. 249-261, 2001.
- FERRIER-PAGÈS, C. et al. Bioaccumulation of zinc in the scleractinian coral *Stylophora pistillata*. **Coral Reefs**, v. 24, p. 636-645, 2005.
- FREITAS, L. et al. Os mecanismos de sobrevivência dos corais diante do impacto das mudanças climáticas sobre o ecossistema de recifes. **Cadernos de Geociências**, v. 13, 2016.

- FEUILLASSIER, L. et al. Survival of tissue balls from the coral *Pocillopora damicornis* L. exposed to cryoprotectant solutions. **Cryobiology**, v. 69, n. 3, p. 376-385, 2014.
- FEUILLASSIER, L. et al. Tolerance of apexes of coral *Pocillopora damicornis* L. to cryoprotectant solutions. **Cryobiology**, v. 68, n. 1, p. 96-106, 2014.
- FLINT, M.; THAN, J.T. Potential spawn induction and suppression agents in Caribbean *Acropora cervicornis* corals of the Florida Keys. **PeerJ**, v. 4, p. e1982, 2016.
- FLORES, F. et al. Toxicity thresholds of three insecticides and two fungicides to larvae of the coral *Acropora tenuis*. **PeerJ**, v. 8, p. e9615, 2020.
- FRAGOSO DOS SANTOS, H. et al. Impact of oil spills on coral reefs can be reduced by bioremediation using probiotic microbiota. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, p. 18268, 2015.
- FRISCH, A.J.; ULSTRUP, K.E.; HOBBS, J.-P.A. The effects of clove oil on coral: An experimental evaluation using *Pocillopora damicornis* (Linnaeus). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 345, n. 2, p. 101-109, 2007.
- FROMETA, J. et al. Toxicity of oil and dispersant on the deep water gorgonian octocoral *Swiftia exserta*, with implications for the effects of the Deepwater Horizon oil spill. **Marine Pollution Bulletin**, v. 122, n. 1-2, p. 91-99, 2017.
- FUKUSHIMA, L.M. et al. Sun Corals-A Resistant Invader: Assessment of the Acute Toxicity of Contaminants Associated with Petroleum and Petrochemical Activities on the Species *Tubastraea coccinea*. In: **44th AMOP Technical Seminar on Environmental Contamination and Response**. 2022. p. 626-638.
- GILBERT, J.A. et al. Microbial consortia increase thermal tolerance of corals. **Marine Biology**, v. 159, p. 1763-1771, 2012.
- GILLMORE, M.L. et al. Effects of dissolved nickel and nickel-contaminated suspended sediment on the scleractinian coral, *Acropora muricata*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 152, p. 110886, 2020.
- GISSI, F. et al. Inhibition in fertilisation of coral gametes following exposure to nickel and copper. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 145, p. 32-41, 2017.
- GISSI, F. et al. The effect of dissolved nickel and copper on the adult coral *Acropora muricata* and its microbiome. **Environmental Pollution**, v. 250, p. 792-806, 2019.
- GLASL, B. et al. The microbiome of coral surface mucus has a key role in mediating holobiont health and survival upon disturbance. **The ISME journal**, v. 10, n. 9, p. 2280-2292, 2016.
- GLYNN, P.W. et al. The occurrence and toxicity of herbicides in reef building corals. **Marine Pollution Bulletin**, v. 15, n. 10, p. 370-374, 1984.
- GOH, B.P.L. Mortality and settlement success of *Pocillopora damicornis* planula larvae during recovery from low levels of nickel. 1991.
- GOODBODY-GRINGLEY, G. et al. Toxicity of Deepwater Horizon source oil and the chemical dispersant, Corexit® 9500, to coral larvae. **PloS one**, v. 8, n. 1, p. e45574, 2013.
- GRILLO, J.F.; SABINO, M.A.; RAMOS, R. Short-term ingestion and tissue incorporation of Polystyrene microplastic in the scleractinian coral *Porites porites*. **Regional Studies in Marine Science**, v. 43, p. 101697, 2021.
- GUSHI, M. et al. Changes in the colour and photosynthetic efficiency of the hermatypic coral *Acropora tenuis* exposed to Irgarol 1051 at 30° C seawater temperature. **Regional Studies in Marine Science**, v. 47, p. 101957, 2021.
- GUST, K.A. et al. Coral-zooxanthellae meta-transcriptomics reveals integrated response to pollutant stress. **BMC Genomics**, v. 15, n. 1, p. 1-18, 2014.

- HAGEDORN, M. et al. Coral larvae conservation: physiology and reproduction. **Cryobiology**, v. 52, n. 1, p. 33-47, 2006.
- HANKINS, C.; DUFFY, A.; DRISCO, K. Scleractinian coral microplastic ingestion: potential calcification effects, size limits, and retention. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 587-593, 2018.
- HANKINS, C.; MOSO, E.; LASSEIGNE, D. Microplastics impair growth in two Atlantic scleractinian coral species, *Pseudodiploria clivosa* and *Acropora cervicornis*. **Environmental Pollution**, v. 275, p. 116649, 2021.
- HANNA, R.G.; MUIR, G.L. Red Sea corals as biomonitors of trace metal pollution. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 14, p. 211-222, 1990.
- HARLAND, A.D.; BROWN, B.E. Metal tolerance in the scleractinian coral *Porites lutea*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 20, n. 7, p. 353-357, 1989.
- HARTMANN, A.C. et al. Crude oil contamination interrupts settlement of coral larvae after direct exposure ends. **Marine Ecology Progress Series**, v. 536, p. 163-173, 2015.
- HAYNES, D.; JOHNSON, J.E. Organochlorine, heavy metal and polyaromatic hydrocarbon pollutant concentrations in the Great Barrier Reef (Australia) environment: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 41, n. 7-12, p. 267-278, 2000.
- HAYNES, D.; MÜLLER, J.; CARTER, S. Pesticide and herbicide residues in sediments and seagrasses from the Great Barrier Reef World Heritage Area and Queensland coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 41, n. 7-12, p. 279-287, 2000.
- Tangtian, H.E. et al. Comparative toxicities of four benzophenone ultraviolet filters to two life stages of two coral species. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 2391-2399, 2019.
- Tangtian, H.E. et al. Toxicological effects of two organic ultraviolet filters and a related commercial sunscreen product in adult corals. **Environmental Pollution**, v. 245, p. 462-471, 2019.
- HEAD, S.M. Corals and coral reefs of the Red Sea. **Red Sea**, p. 128-151, 1987.
- HÉDOUIN, L.; GATES, R.D. Assessing fertilization success of the coral *Montipora capitata* under copper exposure: does the night of spawning matter?. **Marine Pollution Bulletin**, v. 66, n. 1-2, p. 221-224, 2013.
- HÉDOUIN, L.S. et al. Improving the ecological relevance of toxicity tests on scleractinian corals: influence of season, life stage, and seawater temperature. **Environmental Pollution**, v. 213, p. 240-253, 2016.
- HENNING, G.; HOFMANN, D.K.; BENAYAHU, Y. The phorbol ester TPA induces metamorphosis in Red Sea coral planulae (Cnidaria: Anthozoa). **Experientia**, v. 52, p. 744-749, 1996.
- HILL, R. et al. Inhibition of photosynthetic CO₂ fixation in the coral *Pocillopora damicornis* and its relationship to thermal bleaching. **Journal of Experimental Biology**, v. 217, n. 12, p. 2150-2162, 2014.
- HIRAYAMA, K. et al. Effect of low concentrations of Irgarol 1051 on RGB (R, red; G, green; B, blue) colour values of the hard-coral *Acropora tenuis*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, n. 2, p. 678-686, 2017.
- HOEGH-GULDBERG, O. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. **Marine and Freshwater Research**, v. 50, n. 8, p. 839-866, 1999.
- HOEGH-GULDBERG, O.; PENDLETON, L.; KAUP, A. People and the changing nature of coral reefs. **Regional Studies in Marine Science**, v. 30, p. 100699, 2019.
- HUANG, D. et al. Extraordinary diversity of reef corals in the South China Sea. **Marine Biodiversity**, v. 45, p. 157-168, 2015.

- HUGHES, T.P. et al. Global warming transforms coral reef assemblages. **Nature**, v. 556, n. 7702, p. 492-496, 2018.
- HUGHES, T.P. et al. Global warming impairs stock–recruitment dynamics of corals. **Nature**, v. 568, n. 7752, p. 387-390, 2019.
- HUNG, C.-M. et al. Exposure of *Goniopora columna* to polyethylene microplastics (PE-MPs): Effects of PE-MP concentration on extracellular polymeric substances and microbial community. **Chemosphere**, v. 297, p. 134113, 2022.
- Valerio, I.S.A. et al. Effects of polypropylene nanofibers on soft corals. **Chemosphere**, v. 327, p. 138509, 2023.
- ISHIBASHI, H.; TAKAICHI, D.; TAKEUCHI, I. Effects of the herbicide Irgarol 1051 on the transcriptome of hermatypic coral *Acropora tenuis* and its symbiotic dinoflagellates. **Science of The Total Environment**, v. 780, p. 146542, 2021.
- JAFARABADI, A.R. et al. First report of bioaccumulation and bioconcentration of aliphatic hydrocarbons (AHs) and persistent organic pollutants (PAHs, PCBs and PCNs) and their effects on alcyonacea and scleractinian corals and their endosymbiotic algae from the Persian Gulf, Iran: inter and intra-species differences. **Science of The Total Environment**, v. 627, p. 141-157, 2018.
- JONES, R.J.; STEVEN, A.L. Effects of cyanide on corals in relation to cyanide fishing on reefs. **Marine and Freshwater Research**, v. 48, n. 6, p. 517-522, 1997.
- JONES, R.J. Zooxanthellae loss as a bioassay for assessing stress in corals. **Marine Ecology Progress Series**, v. 149, p. 163-171, 1997.
- JONES, R.J.; HOEGH-GULDBERG, O. Effects of cyanide on coral photosynthesis: implications for identifying the cause of coral bleaching and for assessing the environmental effects of cyanide fishing. **Marine Ecology Progress Series**, v. 177, p. 83-91, 1999.
- JONES, R.J.; KILDEA, T.; HOEGH-GULDBERG, O. PAM chlorophyll fluorometry: a new in situ technique for stress assessment in scleractinian corals, used to examine the effects of cyanide from cyanide fishing. **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, n. 10, p. 864-874, 1999.
- JONES, R.J. et al. Effects of herbicides diuron and atrazine on corals of the Great Barrier Reef, Australia. **Marine Ecology Progress Series**, v. 251, p. 153-167, 2003.
- JONES, R.J.; KERSWELL, A.P. Phytotoxicity of photosystem II (PSII) herbicides to coral. **Marine Ecology Progress Series**, v. 261, p. 149-159, 2003.
- JONES, R.J.; HEYWARD, A.J. The effects of Produced Formation Water (PFW) on coral and isolated symbiotic dinoflagellates of coral. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, n. 2, p. 153-162, 2003.
- JONES, R.J. Testing the ‘photoinhibition’ model of coral bleaching using chemical inhibitors. **Marine Ecology Progress Series**, v. 284, p. 133-145, 2004.
- JOVANOVIĆ, B.; GUZMÁN, H.M. Effects of titanium dioxide (TiO₂) nanoparticles on caribbean reef-building coral (*Montastraea faveolata*). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 33, n. 6, p. 1346-1353, 2014.
- KAMEI, M. et al. Effects of ecologically relevant concentrations of Irgarol 1051 in tropical to subtropical coastal seawater on hermatypic coral *Acropora tenuis* and its symbiotic dinoflagellates. **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, p. 110734, 2020.
- KANG, Y. et al. Organochlorine pesticides (OCPs) in corals and plankton from a coastal coral reef ecosystem, south China sea. **Environmental Research**, v. 214, p. 114060, 2022.

- KATSUMATA, M.; TAKEUCHI, I. Delayed fluorescence as an indicator of the influence of the herbicides Irgarol 1051 and Diuron on hard coral *Acropora digitifera*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, n. 2, p. 687-693, 2017.
- KEGLER, P. et al. Physiological response of the hard coral *Pocillopora verrucosa* from Lombok, Indonesia, to two common pollutants in combination with high temperature. **PloS One**, v. 10, n. 11, p. e0142744, 2015.
- KIKUCHI, R.K.P.; LEÃO, Z.M.A.N.; OLIVEIRA, M.D.M. Conservation status and spatial patterns of AGRRA vitality indices in Southwestern Atlantic Reefs. **Revista de biologia tropical**, v. 58, p. 10-32, 2010.
- KNOWLTON, N. The future of coral reefs. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, n. 10, p. 5419-5425, 2001.
- KNUTSON, S.; DOWNS, C.A.; RICHMOND, R.H. Concentrations of Irgarol in selected marinas of Oahu, Hawaii and effects on settlement of coral larval. **Ecotoxicology**, v. 21, p. 1-8, 2012.
- KRAMER, V. J. et al. Adverse outcome pathways and ecological risk assessment: Bridging to population-level effects. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 30, n. 1, p. 64-76, 2011.
- KWOK, C.K.; ANG JR, P.O. Inhibition of larval swimming activity of the coral (*Platygyra acuta*) by interactive thermal and chemical stresses. **Marine pollution bulletin**, v. 74, n. 1, p. 264-273, 2013.
- KWOK, C.K. et al. Copper and thermal perturbations on the early life processes of the hard coral *Platygyra acuta*. **Coral Reefs**, v. 35, p. 827-838, 2016.
- LAJEUNESSE, T.C. et al. Systematic revision of Symbiodiniaceae highlights the antiquity and diversity of coral endosymbionts. **Current Biology**, v. 28, n. 16, p. 2570-2580. e6, 2018.
- LAMB, J.B. et al. Plastic waste associated with disease on coral reefs. **Science**, v. 359, n. 6374, p. 460-462, 2018.
- LEÃO, Z.M.A.N.; KIKUCHI, R.K.P.; TESTA, V. Corals and coral reefs of Brazil. In: **Latin American coral reefs**. Elsevier Science, p. 9-52, 2003.
- LEIGH-SMITH, J.; REICHEL-T-BRUSHETT, A.; ROSE, A.L. The characterization of iron (III) in seawater and related toxicity to early life stages of scleractinian corals. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 37, n. 4, p. 1104-1114, 2018.
- LEWICKA, Z.A. et al. Photochemical behavior of nanoscale TiO₂ and ZnO sunscreen ingredients. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v. 263, p. 24-33, 2013.
- LEWIS, S.E. et al. Herbicides: a new threat to the Great Barrier Reef. **Environmental Pollution**, v. 157, n. 8-9, p. 2470-2484, 2009.
- Shu, L.I. et al. Trace metal anomalies in bleached *Porites* coral at Meiji Reef, tropical South China Sea. **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**, v. 35, n. 1, p. 115-121, 2017.
- LIAO, B. et al. Effects of acute microplastic exposure on physiological parameters in *Tubastrea aurea* corals. **Marine Pollution Bulletin**, v. 165, p. 112173, 2021.
- MACNEIL, M.A. et al. Water quality mediates resilience on the Great Barrier Reef. **Nature Ecology & Evolution**, v. 3, n. 4, p. 620-627, 2019.
- MARANGONI, L.F. et al. Copper effects on biomarkers associated with photosynthesis, oxidative status and calcification in the Brazilian coral *Mussismilia harttii* (Scleractinia, Mussidae). **Marine Environmental Research**, v. 130, p. 248-257, 2017.
- MARANGONI, L.F.B. et al. Copper exposure and seawater acidification interaction: Antagonistic effects on biomarkers in the zooxanthellate scleractinian coral *Mussismilia harttii*. **Aquatic Toxicology**, v. 206, p. 123-133, 2019.

- MARKEY, K.L. et al. Insecticides and a fungicide affect multiple coral life stages. **Marine Ecology Progress Series**, v. 330, p. 127-137, 2007.
- MAY, L.A. et al. Effect of Louisiana sweet crude oil on a Pacific coral, *Pocillopora damicornis*. **Aquatic Toxicology**, v. 222, p. 105454, 2020.
- MCALLISTER, D.E. Status of the world ocean and its biodiversity. 1995.
- MENDRIK, F.M. et al. Species-specific impact of microplastics on coral physiology. **Environmental Pollution**, v. 269, p. 116238, 2021.
- MERCURIO, P. et al. The ecotoxicology of vegetable versus mineral based lubricating oils: 3. Coral fertilization and adult corals. **Environmental Pollution**, v. 129, n. 2, p. 183-194, 2004.
- MERON, D. et al. The complexity of the holobiont in the red sea coral *Euphyllia paradivisa* under heat stress. **Microorganisms**, v. 8, n. 3, p. 372, 2020.
- MILLER, I.B. et al. Towards the development of standardized bioassays for corals: Acute toxicity of the UV filter benzophenone-3 to scleractinian coral larvae. **Toxics**, v. 10, n. 5, p. 244, 2022.
- MITCHELMORE, C.L.; VERDE, E.A.; WEIS, V.M. Uptake and partitioning of copper and cadmium in the coral *Pocillopora damicornis*. **Aquatic Toxicology**, v. 85, n. 1, p. 48-56, 2007.
- MOELLER, M.; NIETZER, S.; SCHUPP, P.J. Neuroactive compounds induce larval settlement in the scleractinian coral *Leptastrea purpurea*. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 2291, 2019.
- MOTONE, K. et al. Protection of coral larvae from thermally induced oxidative stress by redox nanoparticles. **Marine Biotechnology**, v. 20, p. 542-548, 2018.
- MÜLLER, J.F. et al. Pesticides in sediments from Queensland irrigation channels and drains. **Marine Pollution Bulletin**, v. 41, n. 7-12, p. 294-301, 2000.
- NEGRI, A.P.; HEYWARD, A.J. Inhibition of fertilization and larval metamorphosis of the coral *Acropora millepora* (Ehrenberg, 1834) by petroleum products. **Marine Pollution Bulletin**, v. 41, n. 7-12, p. 420-427, 2000.
- NEGRI, A.P.; HEYWARD, A.J. Inhibition of coral fertilisation and larval metamorphosis by tributyltin and copper. **Marine Environmental Research**, v. 51, n. 1, p. 17-27, 2001.
- NEGRI, A.P. et al. Understanding ship-grounding impacts on a coral reef: potential effects of anti-foulant paint contamination on coral recruitment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 2, p. 111-117, 2002.
- NEGRI, A. et al. Effects of the herbicide diuron on the early life history stages of coral. **Marine Pollution Bulletin**, v. 51, n. 1-4, p. 370-383, 2005.
- NEGRI, A.P. et al. Bacillus insecticides are not acutely harmful to corals and sponges. **Marine Ecology Progress Series**, v. 381, p. 157-165, 2009.
- NEGRI, A.P. et al. Effects of alumina refinery wastewater and signature metal constituents at the upper thermal tolerance of: 2. The early life stages of the coral *Acropora tenuis*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 3, p. 474-482, 2011.
- NEGRI, A.P. et al. Herbicides increase the vulnerability of corals to rising sea surface temperature. **Limnology and Oceanography**, v. 56, n. 2, p. 471-485, 2011.
- NEGRI, A.P.; HOOGENBOOM, M.O. Water contamination reduces the tolerance of coral larvae to thermal stress. **PLoS One**, v. 6, n. 5, p. e19703, 2011.
- NEGRI, A.P. et al. Acute ecotoxicology of natural oil and gas condensate to coral reef larvae. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 21153, 2016.
- NEGRI, A.P. et al. Comparative toxicity of five dispersants to coral larvae. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 3043, 2018.

- NEGRI, A.P. et al. Derivation of toxicity thresholds for gas condensate oils protective of tropical species using experimental and modelling approaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 172, p. 112899, 2021.
- NORDBORG, F.M. et al. Phototoxic effects of two common marine fuels on the settlement success of the coral *Acropora tenuis*. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 8635, 2018.
- NORDBORG, F.M. et al. Comparative sensitivity of the early life stages of a coral to heavy fuel oil and UV radiation. **Science of the Total Environment**, v. 781, p. 146676, 2021.
- NORDBORG, F.M.; BRINKMAN, D.L.; NEGRI, A.P. Coral recruits are highly sensitive to heavy fuel oil exposure both in the presence and absence of UV light. **Environmental Pollution**, v. 309, p. 119799, 2022.
- NORDBORG, F.M. et al. Effects of aromatic hydrocarbons and evaluation of oil toxicity modelling for larvae of a tropical coral. **Marine Pollution Bulletin**, v. 196, p. 115610, 2023.
- NYSTRÖM, M.; NORDEMAR, I.; TEDENGREN, M. Simultaneous and sequential stress from increased temperature and copper on the metabolism of the hermatypic coral *Porites cylindrica*. **Marine Biology**, v. 138, p. 1225-1231, 2001.
- OKUBO, N.; TAKAHASHI, S.; NAKANO, Y. Microplastics disturb the anthozoan-algae symbiotic relationship. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 83-89, 2018.
- OLADI, M.; SHOKRI, M.R. Multiple benthic indicators are efficient for health assessment of coral reefs subjected to petroleum hydrocarbons contamination: a case study in the Persian Gulf. **Journal of Hazardous Materials**, v. 409, p. 124993, 2021.
- OVERMANS, S. et al. Phototoxic effects of PAH and UVA exposure on molecular responses and developmental success in coral larvae. **Aquatic Toxicology**, v. 198, p. 165-174, 2018.
- OWEN, R. et al. Inhibition of coral photosynthesis by the antifouling herbicide Irgarol 1051. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 7, p. 623-632, 2002.
- PINHEIRO, H.T., MACDONALD, C., SANTOS, R.G. et al. Plastic pollution on the world's coral reefs. **Nature** 619, 311–316, 2023. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06113-5>
- PROUTY, N.G. et al. Vulnerability of coral reefs to bioerosion from land-based sources of pollution. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 122, n. 12, p. 9319-9331, 2017.
- PUISAY, A.; PILON, R.; HÉDOUIN, L. High resistance of *Acropora* coral gametes facing copper exposure. **Chemosphere**, v. 120, p. 563-567, 2015.
- RÅBERG, S. et al. Impact of the herbicides 2, 4-D and diuron on the metabolism of the coral *Porites cylindrica*. **Marine Environmental Research**, v. 56, n. 4, p. 503-514, 2003.
- RAMOS, R.; GARCIA, E. Induction of mixed-function oxygenase system and antioxidant enzymes in the coral *Montastraea faveolata* on acute exposure to benzo (a) pyrene. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 144, n. 4, p. 348-355, 2007.
- RÄDECKER, N. et al. Assessing the effects of iron enrichment across holobiont compartments reveals reduced microbial nitrogen fixation in the Red Sea coral *Pocillopora verrucosa*. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 16, p. 6614-6621, 2017.
- REICHEL-TBRUSHETT, A.J.; HARRISON, P.L. The effect of copper, zinc and cadmium on fertilization success of gametes from scleractinian reef corals. **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, n. 3, p. 182-187, 1999.
- REICHEL-TBRUSHETT, A.J.; HARRISON, P.L. Development of a sublethal test to determine the effects of copper and lead on scleractinian coral larvae. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 47, p. 40-55, 2004.

- REICHELT-BRUSHETT, A.J.; MICHALEK-WAGNER, K. Effects of copper on the fertilization success of the soft coral *Lobophytum compactum*. **Aquatic Toxicology**, v. 74, n. 3, p. 280-284, 2005.
- REICHELT-BRUSHETT, A.J.; HARRISON, P.L. The effect of selected trace metals on the fertilization success of several scleractinian coral species. **Coral Reefs**, v. 24, p. 524-534, 2005.
- REICHELT-BRUSHETT, A.; HUDSPITH, M. The effects of metals of emerging concern on the fertilization success of gametes of the tropical scleractinian coral *Platygyra daedalea*. **Chemosphere**, v. 150, p. 398-406, 2016.
- REICHERT, J. et al. Responses of reef building corals to microplastic exposure. **Environmental Pollution**, v. 237, p. 955-960, 2018.
- REICHERT, J. et al. Impacts of microplastics on growth and health of hermatypic corals are species-specific. **Environmental Pollution**, v. 254, p. 113074, 2019.
- REICHERT, J. et al. Interactive effects of microplastic pollution and heat stress on reef-building corals. **Environmental Pollution**, v. 290, p. 118010, 2021.
- RENEGAR, D.A. et al. Acute and subacute toxicity of the polycyclic aromatic hydrocarbon 1-methylnaphthalene to the shallow-water coral *Porites divaricata*: Application of a novel exposure protocol. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 36, n. 1, p. 212-219, 2017.
- RENEGAR, D.A.; TURNER, N.R. Species sensitivity assessment of five Atlantic scleractinian coral species to 1-methylnaphthalene. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 529, 2021.
- RICHMOND, R.H.; TISTHAMMER, K.H.; SPIES, N.P. The effects of anthropogenic stressors on reproduction and recruitment of corals and reef organisms. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, p. 226, 2018.
- RINKEVICH, B.; LOYA, Y. Laboratory experiments on the effects of crude oil on the Red Sea coral *Stylophora pistillata*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 10, n. 11, p. 328-330, 1979.
- ROCHMAN, C.M. et al. Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 38, n. 4, p. 703-711, 2019.
- ROEPKE, L.K. et al. Applying behavioral studies to the ecotoxicology of corals: A case study on *Acropora millepora*. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, p. 1002924, 2022.
- ROSS, C. et al. Mosquito control pesticides and sea surface temperatures have differential effects on the survival and oxidative stress response of coral larvae. **Ecotoxicology**, v. 24, p. 540-552, 2015.
- ROUGÉE, L.R.A.; COLLIER, A.C.; RICHMOND, R.H. Chronic exposure to 4-nonylphenol alters UDP-glycosyltransferase and sulfotransferase clearance of steroids in the hard coral, *Pocillopora damicornis*. **Frontiers in Physiology**, v. 12, p. 608056, 2021.
- SABDONO, A. et al. Presence and Toxicity of 2, 4-D Herbicide in Coral *Galaxea fascicularis* of Java Coast, Indonesia. **Research Journal of Environmental Toxicology**, v. 1, n. 2, p. 71-77, 2007.
- SALAGER, J.-L. Surfactants types and uses. **FIRP booklet**, v. 300, 2002.
- SALIU, F. et al. Microplastics as a threat to coral reef environments: detection of phthalate esters in neuston and scleractinian corals from the Faafu Atoll, Maldives. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, p. 234-241, 2019.
- SANTOS, H. et al. Relação entre poluentes atmosféricos e suas consequências para a saúde. **Revista Científica Intr@ ciência**, v. 17, p. 01-24, 2019.
- SCHUHMACHER, H.; ZIBROWIUS, H. What is hermatypic? A redefinition of ecological groups in corals and other organisms. **Coral Reefs**, v. 4, p. 1-9, 1985.
- SHAFIR, S.; VAN RIJN, J.; RINKEVICH, B. The use of coral nubbins in coral reef ecotoxicology testing. **Biomolecular Engineering**, v. 20, n. 4-6, p. 401-406, 2003.

- SHAFIR, S.; VAN RIJN, J.; RINKEVICH, B. Short and long term toxicity of crude oil and oil dispersants to two representative coral species. **Environmental Science & Technology**, v. 41, n. 15, p. 5571-5574, 2007.
- SHAFIR, S.; HALPERIN, I.; RINKEVICH, B. Toxicology of household detergents to reef corals. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 225, p. 1-10, 2014.
- SHARMA, P. et al. Reactive oxygen species, oxidative damage, and antioxidative defense mechanism in plants under stressful conditions. **Journal of Botany**, v. 2012, 2012.
- SILVA, M.; ETNOYER, P.J.; MACDONALD, I.R. Coral injuries observed at mesophotic reefs after the Deepwater Horizon oil discharge. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 129, p. 96-107, 2016.
- SILVA, D.P. et al. Adaptable mesocosm facility to study oil spill impacts on corals. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 9, p. 5172-5185, 2019.
- SILVA, D.P. et al. Multi-domain probiotic consortium as an alternative to chemical remediation of oil spills at coral reefs and adjacent sites. **Microbiome**, v. 9, n. 1, p. 118, 2021.
- SIN, S.N. et al. Assessment of heavy metal cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong. **Environment International**, v. 26, n. 5-6, p. 297-301, 2001.
- SMITH, L.D. et al. The effects of antifoulant-paint-contaminated sediments on coral recruits and branchlets. **Marine Biology**, v. 143, p. 651-657, 2003.
- STIEN, D. et al. Metabolomics reveal that octocrylene accumulates in *Pocillopora damicornis* tissues as fatty acid conjugates and triggers coral cell mitochondrial dysfunction. **Analytical Chemistry**, v. 91, n. 1, p. 990-995, 2018.
- STIEN, D. et al. A unique approach to monitor stress in coral exposed to emerging pollutants. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 9601, 2020.
- SOUTER, D. et al. Status of coral reefs of the world: 2020. 2021.
- SPALDING, M.D. et al. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. **BioScience**, v. 57, n. 7, p. 573-583, 2007.
- SPENCER, W. F.; CLIATH, M. M. Movement of pesticides from soil to the atmosphere. **Long range transport of pesticides**, p. 1-16, 1990.
- SUMMER, K.; REICHEL-TBRUSHETT, A.; HOWE, P. Toxicity of manganese to various life stages of selected marine cnidarian species. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 167, p. 83-94, 2019.
- SUWA, R.; KATAOKA, C.; KASHIWADA, S. Effects of silver nanocolloids on early life stages of the scleractinian coral *Acropora japonica*. **Marine Environmental Research**, v. 99, p. 198-203, 2014.
- SWEET, M.J.; CROQUER, A.; BYTHELL, J.C. Dynamics of bacterial community development in the reef coral *Acropora muricata* following experimental antibiotic treatment. **Coral Reefs**, v. 30, p. 1121-1133, 2011.
- SYAKTI, A.D. et al. Bleaching and necrosis of staghorn coral (*Acropora formosa*) in laboratory assays: immediate impact of LDPE microplastics. **Chemosphere**, v. 228, p. 528-535, 2019.
- TAGLIATI, A. et al. **Ecotoxicology of inorganic sunscreen on tropical corals in a warming ocean**. 2019. Tese de Doutorado. Heriot-Watt University.
- TAKEUCHI, I. et al. Succession of delayed fluorescence correlated with coral bleaching in the hermatypic coral *Acropora tenuis*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, p. 111008, 2020.
- TAN, E.S. et al. Does estrogen regulate vitellogenin synthesis in corals? **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology**, v. 255, p. 110910, 2021.

- TANG, C.-H. et al. Cellular membrane accommodation of copper-induced oxidative conditions in the coral *Seriatopora caliendrum*. **Aquatic Toxicology**, v. 148, p. 1-8, 2014.
- TANG, C.-H. et al. Membrane lipid profiles of coral responded to zinc oxide nanoparticle-induced perturbations on the cellular membrane. **Aquatic Toxicology**, v. 187, p. 72-81, 2017.
- TANG, C.-H. et al. Modeling the effects of Irgarol 1051 on coral using lipidomic methodology for environmental monitoring and assessment. **Science of the Total Environment**, v. 627, p. 571-578, 2018.
- TANG, C.-H. et al. Using lipidomic methodology to characterize coral response to herbicide contamination and develop an early biomonitoring model. **Science of the Total Environment**, v. 648, p. 1275-1283, 2019.
- TANG, C.-H. et al. Lipid profiling of symbiosomes in scleractinian coral in response to herbicide-induced photoinhibition. **Environmental and Experimental Botany**, v. 186, p. 104433, 2021.
- TANG, J. et al. Acute microplastic exposure raises stress response and suppresses detoxification and immune capacities in the scleractinian coral *Pocillopora damicornis*. **Environmental Pollution**, v. 243, p. 66-74, 2018.
- TANG, J. et al. Differential enrichment and physiological impacts of ingested microplastics in scleractinian corals in situ. **Journal of Hazardous Materials**, v. 404, p. 124205, 2021.
- TARRANT, A.M.; ATKINSON, M.J.; ATKINSON, S. Effects of steroidal estrogens on coral growth and reproduction. **Marine Ecology Progress Series**, v. 269, p. 121-129, 2004.
- TE, F.T. Effects of two petroleum products on *Pocillopora damicornis* planulae. 1991.
- THORHAUG, A. et al. Dispersant use for tropical nearshore waters: Jamaica. In: **International Oil Spill Conference**. American Petroleum Institute, 1991. p. 415-418.
- TSAI, S. et al. Degradation of mitochondrial DNA in cryoprotectant-treated hard coral (*Echinopora* spp.) oocytes. **Mitochondrial DNA**, v. 26, n. 3, p. 420-425, 2015.
- TSUEN, K.R.-Y. et al. Examining the UV-Absorbing Properties of *Scaevola taccada* (Goodeniaceae) and its Potential Use as a Sunscreen. **Pacific Science**, v. 75, n. 2, p. 225-236, 2021.
- TURNER, N.R.; PARKERTON, T.F.; RENEGAR, D. Toxicity of two representative petroleum hydrocarbons, toluene and phenanthrene, to five Atlantic coral species. **Marine Pollution Bulletin**, v. 169, p. 112560, 2021.
- VENN, A.A. et al. P-glycoprotein (multi-xenobiotic resistance) and heat shock protein gene expression in the reef coral *Montastraea franksi* in response to environmental toxicants. **Aquatic Toxicology**, v. 93, n. 4, p. 188-195, 2009.
- VERED, G.; SHENKAR, N. Limited effects of environmentally-relevant concentrations in seawater of dibutyl phthalate, dimethyl phthalate, bisphenol A, and 4-nonylphenol on the reproductive products of coral-reef organisms. **Environmental Pollution**, v. 314, p. 120285, 2022.
- VICTOR, S.; RICHMOND, R.H. Effect of copper on fertilization success in the reef coral *Acropora surculosa*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 11, p. 1448-1451, 2005.
- VILLANUEVA, R.D.; MONTANO, M.N.E.; YAP, H.T. Effects of natural gas condensate–water accommodated fraction on coral larvae. **Marine Pollution Bulletin**, v. 56, n. 8, p. 1422-1428, 2008.
- VILLANUEVA, R.D.; YAP, H.T.; MONTANO, M.N.E. Reproductive effects of the water-accommodated fraction of a natural gas condensate in the Indo-Pacific reef-building coral *Pocillopora damicornis*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, n. 8, p. 2268-2274, 2011.

- WATANABE, T.; YUYAMA, I.; YASUMURA, S. Toxicological effects of biocides on symbiotic and aposymbiotic juveniles of the hermatypic coral *Acropora tenuis*. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 339, n. 2, p. 177-188, 2006.
- WATANABE, T.; UTSUNOMIYA, Y.; YUYAMA, I. Long-term laboratory culture of symbiotic coral juveniles and their use in eco-toxicological study. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 352, n. 1, p. 177-186, 2007.
- WERORILANGI, S. et al. Acute toxicity of cyanide (KCN) on two types of marine larvae: *Acropora* sp. planulae and D-veliger larvae of *Tridacna squamosa*. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, 2019. p. 012040.
- WIJGERDE, T. et al. Adding insult to injury: Effects of chronic oxybenzone exposure and elevated temperature on two reef-building corals. **Science of the Total Environment**, v. 733, p. 139030, 2020.
- WOOLDRIDGE, S.A. Assessing coral health and resilience in a warming ocean: why looks can be deceptive. **Bioessays**, v. 36, n. 11, p. 1041-1049, 2014.
- WYERS, S.C. et al. Behavioural effects of chemically dispersed oil and subsequent recovery in *Diploria strigosa* (Dana). **Marine Ecology**, v. 7, n. 1, p. 23-42, 1986.
- XIANG, N. et al. The impact of acute benzo (a) pyrene on antioxidant enzyme and stress-related genes in tropical stony corals (*Acropora* spp.). **Science of the Total Environment**, v. 694, p. 133474, 2019.
- XIAO, R. et al. Transcriptional responses of *Acropora hyacinthus* embryo under the benzo (a) pyrene stress by deep sequencing. **Chemosphere**, v. 206, p. 387-397, 2018.
- XIAO, B. et al. Effects of microplastics exposure on the *Acropora* sp. antioxidant, immunization and energy metabolism enzyme activities. **Frontiers in Microbiology**, v. 12, p. 666100, 2021.
- XIAO, B. et al. Combined effects of copper and microplastics on physiological parameters of *Tubastrea aurea* corals. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-7, 2022.
- XU, L. et al. First report on per-and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in coral communities from the Northern South China sea: Occurrence, seasonal variation, and interspecies differences. **Environmental Pollution**, v. 314, p. 120214, 2022.
- YOST, D.M.; JONES, R.J.; MITCHELMORE, C.L. Alterations in dimethylsulfoniopropionate (DMSP) levels in the coral *Montastraea franksi* in response to copper exposure. **Aquatic Toxicology**, v. 98, n. 4, p. 367-373, 2010.
- YOSHIKAWA, T.; ASOH, K. Entanglement of monofilament fishing lines and coral death. **Biological Conservation**, v. 117, n. 5, p. 557-560, 2004.
- YUAN, G.-L. et al. Inputting history of heavy metals into the inland lake recorded in sediment profiles: Poyang Lake in China. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, n. 1, p. 336-345, 2011.
- ZANEVELD, J.R. et al. Overfishing and nutrient pollution interact with temperature to disrupt coral reefs down to microbial scales. **Nature Communications**, v. 7, n. 1, p. 1-12, 2016.
- ZHOU, Z. et al. Systemic response of the stony coral *Pocillopora damicornis* against acute cadmium stress. **Aquatic Toxicology**, v. 194, p. 132-139, 2018.
- ZHOU, Z. et al. Physiological and transcriptomic analyses reveal the threat of herbicides glufosinate and glyphosate to the scleractinian coral *Pocillopora damicornis*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 229, p. 113074, 2022.

Documentos adicionais:

[Tabela de Artigos - TCC Gerco.xlsx](#)

Anexo 1. Lista de espécies utilizadas nos estudos da revisão e o estado de conservação

Espécie	Estado de Conservação	Sigla
<i>Acropora aspera</i>	Vunerável	VU
<i>Acropora cervicornis</i>	Vunerável	VU
<i>Acropora cytherea</i>	Crítico	CR
<i>Acropora digitifera</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Acropora formosa</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Acropora humilis</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Acropora hyacinthus</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Acropora japonica</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Acropora longicyathus</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Acropora microphthalma</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Acropora millepora</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Acropora muricata</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Acropora nasuta</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Acropora palmata</i>	Crítico	CR
<i>Acropora pulchra</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Acropora robusta</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Acropora spathulata</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Acropora striata</i>	Vunerável	VU
<i>Acropora tenuis</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Acropora valida</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Agaricia humilis</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Antipathes atlantica</i>	Crítico	CR
<i>Bebryce spp</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Coelastrea aspera</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Corallium rubrum</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Dendrophyllia arbuscula</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Diploria strigosa</i>	Em perigo	EN
<i>Echinopora</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Ellisella barbadensis</i>	Crítico	CR
<i>Euphyllia divisa</i>	Vunerável	VU
<i>Euphyllia paradivisa</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Favia fava</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Favia gravida</i>	Vunerável	VU
<i>Favia speciosa</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Favites abdita</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Favites chinensis</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Fimbriaphyllia ancora</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Fimbriaphyllia paradivisa</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Fungia scutaria</i>	Vunerável	VU
<i>Galaxea fascicularis</i>	Vunerável	VU
<i>Gardineroseris planulata</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Goniastrea aspera</i>	Quase ameaçada	NT

<i>Goniastrea retiformis</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Goniopora columna</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Heliofungia actiniformis</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Heliopora coerulea</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Heteroxenia fuscescense</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Hypnogorgia pendula</i>	Vunerável	VU
<i>Isopora brueggemanni</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Leptastrea purpurea</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Lobactis scutaria</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Lobophyllia corymbosa</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Lobophytum compactum</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Lophelia pertusa</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Madracis mirabilis</i>	Em perigo	EN
<i>Millepora alcicornes</i>	Vunerável	VU
<i>Millepora dichotoma</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Millepora intricata</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Montastraea annularis</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Montastraea cavernosa</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Montastraea faveolata</i>	Em perigo	EN
<i>Montastraea franksi</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Montipora aequituberculata</i>	Em perigo	EN
<i>Montipora capitata</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Montipora digitata</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Mussismilia harttii</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Oculinidae</i>	Em perigo	EN
<i>Orbicella faveolata</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Pavona clavus</i>	Em perigo	EN
<i>Pavona decussata</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Pavona varians</i>	Vunerável	VU
<i>Pectiniidae</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Pinnigorgia flava</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Platygyra acuta</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Platygyra daedalea</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Plerogyra sp.</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Plesiastrea versipora</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Pocillopora damicornis</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Pocillopora elegans</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Pocillopora verrucosa</i>	Vunerável	VU
<i>Porites astreoides</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Porites compressa</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Porites cylindrica</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Porites divaricata</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Porites hawaiiensis</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Porites lutea</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Porites panamensis</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Porites porites</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Porites divaricata</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Psammocora contigua</i>	Quase ameaçada	NT

<i>Psammocora stellata</i>	Vulnerável	VU
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	Crítico	CR
<i>Rhytisma fulvum</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Sarcophyton glaucum</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Sarcophyton trocheliophorum</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Seriatopora caliendrum</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Seriatopora hystrix</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Seriatopora caliendrum</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Siderastera siderea</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Sinularia compressa</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Solenastrea bournoni</i>	Pouco preocupante	LC
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Stylophora pistillata</i>	Quase ameaçada	NT
<i>Swiftia exserta</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Thesea nivea</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Trachyphyllia geoffrio</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Tubastraea aurea</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Tubastraea coccinea</i>	Dados insuficientes	DD
<i>Tubastraea faulkneri</i>	Dados insuficientes	DD

DD – Dados insuficientes; **LC** – Pouco preocupante; **NT** – Quase ameaçado; **EN** – Em perigo;
CR – Crítico; **VU** – Vulnerável (Fonte: IUCN).

Anexo 2. Metais utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais

Autor	Ano	Contaminante	Concentração nominal
Bayless et al.	2021	Metal	N/
Negri et al.	2011	Metal (alumínio)	10/30/100/300 µg/L
Zhou et al.	2018	Metal (cadimio)	20µg/L
Biscéré et al.	2015	Metal (cobalto)	1µg/L
Reichelt-Brushett et al.	2016	Metal (cobalto, cobre e níquel)	cobalto - 10/50/100/500/1000 µg/L, níquel - 50/200/500/1000µg/L, cobre - 5/10/20/30/40/80/100 µg/L
Hédouin et al.	2016	Metal (cobre e chumbo)	cobre - 10/50/100/250/500 µg/L e chumbo - 80/160/320/640/1280 µg/L
Alutoin et al.	2001	Metal (cobre)	10/30 µg/L
Banc-Prandi et al.	2022	Metal (cobre)	1 µg/L
Banc-Prandi et al.	2021	Metal (cobre)	1 µg/L
Banc-Prandi et al.	2019	Metal (cobre)	1 µg/L
Bielmyer et al.	2010	Metal (cobre)	4,04/ 10,63/ 20,31µg/L
Bielmyer-Fraser et al.	2018	Metal (cobre)	20 µg/L
Fonseca et al.	2019	Metal (cobre)	1/3/5/9/20µg/L
Fonseca et al.	2017	Metal (cobre)	1/3/5µg/L
Hédouin et al.	2013	Metal (cobre)	10/20/50/100/200/500 µg/L
Jones et al.	1997	Metal (cobre)	5/10/20/40/80 µg/L
Jones et al.	2004	Metal (cobre)	60 µg/L
Kwok et al.	2016	Metal (cobre)	25/40/50/80/100/120/200/500/1000 µg/L
Kwok et al.	2013	Metal (cobre)	40/80/120/200 µg/L
Marangoni et al.	2019	Metal (cobre)	1/3/5 µg/L
Marangoni et al.	2017	Metal (cobre)	1/3/5 µg/L
Mitchelmore et al.	2007	Metal (cobre)	0,5/50 µg/L
Negri et al.	2001	Metal (cobre)	0,05/0,65/6,5/65/650/6500 µg/L
Negri et al.	2011	Metal (cobre)	1/2/4/8/12/16/24/32/64 µg/L
Nyström et al.	2001	Metal (cobre)	11µg/L
Puisay et al.	2015	Metal (cobre)	10/20/50/100/220 µg/L
Reichelt-Brushett et al.	2000	Metal (cobre)	10/20/50/100 µg/L
Reichelt-Brushett et al.	2005	Metal (cobre)	2/5/10/20/50/100/200 µg/L
Reichelt-Brushett et al.	2004	Metal (cobre)	5/10/20/50/100/200/500 µg/L
Tang et al.	2014	Metal (cobre)	5/10/20 µg/L
Victor et al.	2005	Metal (cobre)	25/50/75/100/200 µg/L
Yost et al.	2010	Metal (cobre)	5/10/50 µg/L
Reichelt-Brushett et al.	1999	Metal (cobre, zinco e cadimio)	cobre - 2/20/200µg/L, zinco 2/20/200/500µg/L e cadimio - 10/100/1000/2000 µg/L
Li et al.	2017	Metal (Cr, Cu, Mo, Mn, Pb, Sn, Ti, e V)	N/
Pereira et al.	2020	Metal (Fe, Cu, Cr, Cd, Pb, Mn e As)	N/
Anu G et al.	2007	Metal (Fe, Zn, Cu, Co, Cr, Cd, Mn, Pb e Ni)	N/
Ferrier-Pagès et al.	2001	Metal (ferro)	6nM
Harland et al.	1989	Metal (ferro)	0,005/0,05/0,01 mg/L

Leigh-Smith et al.	2018	Metal (ferro)	NA
Rdecker et al.	2017	Metal (ferro)	6 nmol/L
Summer et al.	2019	Metal (manganês)	1/5/10/15/20/40/60/80/120 µg/L
Binet et al.	2023	Metal (manganês)	250/500/750/1000/2000/5000/10000 µg/L
Biscéré et al.	2018	Metal (manganês)	4 µg/L
Bastidas et al.	2004	Metal (mercúrio)	0,01/0,1/0,5 mg/L
Farina et al.	2008	Metal (mercúrio)	10 µg/L
Gissi F et al.	2019	Metal (níquel e cobre)	níquel - 50/100/500/1000/10000 µg/L e cobre 5/20/50/100 µg/L
Gissi F et al.	2017	Metal (níquel e cobre)	níquel - 300/500/1000/2500/5000/10000 µg/L e cobre 10/20/40/80 µg/L
Biscéré et al.	2018	Metal (níquel)	3,5µg/L
Biscéré et al.	2017	Metal (níquel)	3,5µg/L
Gillmore et al.	2020	Metal (níquel)	200/400 µg/L
Goh et al.	1991	Metal (níquel)	0,2/1 mg/L
Reichelt-Brushett et al.	2005	Metal (níquel, chumbo e zinco)	níquel - 5/100/1000/2000 µg/L, chumbo 20/50/100/1000 µg/L e zinco 10/100/1000/5000 µg/L
Deschaseaux et al.	2018	Metal (zinco)	10/100/1000µg/L
Ferrier-Pagès et al.	2005	Metal (zinco)	10/100 nmol/L

N/ - Concentração nominal não identificada de cada contaminante testado nos estudos - falta de documentos adicionais e anexos ou dados ainda não publicados de artigos anteriores.

Anexo 3. Pesticidas utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais

Autor	Ano	Contaminante	Concentração nominal
Glynn et al.	1984	Pesticidas	N/
Kang et al.	2022	Pesticidas	N/
Negri et al.	2009	Pesticidas	N/
Sabdon et al.	2010	Pesticidas	N/
Tang et al.	2019	Pesticidas	N/
Markey et al.	2007	Pesticidas (Carbaril, Clorpirifós, Clorpirifós oxon, Endosulfan, Cloreto de 2-metoxietilmercúrio (MEMC), Permetrina e Profenofos)	0,3/1/3/10/30/100/300 µg/L
Werorilangi et al.	2019	Pesticidas (cianeto de potássio)	50/100/300/600/1000 mg/L
Jones et al.	1997	Pesticidas (cianeto)	0,0002/0,002/0,02/0,2M
Hill et al.	2014	Pesticidas (Cianeto-KCN)	10/20/100 µmol/L
Allemand et al.	1998	Pesticidas (cicloheximida e tributilestanho)	cicloheximida - 100µmol/L e tributilestanho 10µmol/L
Flores et al.	2020	Pesticidas (clorotalonil, diazinon, ipronil, imidaclopride, propiconazol)	clorotalonil - 2,3 µg/L, diazinon - 23 µg/L, ipronil - 13 µg/L, imidaclopride - 105 µg/L, propiconazol - 228 µg/L
Krupp et al.	1994	Pesticidas (Clorpirifós (0,0-dietil 0-(3,5,6,-tricloro-2-piridil)fosforotioato)	0,01/0,05/0,1/0,5/1/5/10 ppm
Ross et al.	2015	Pesticidas (dibrom e permanone)	0,1/1/10 µg/L
Negri et al.	2005	Pesticidas (diuron)	1/3/10/30/100/300/1000 µg/L
Raberg et al.	2003	Pesticidas (diuron e 2,4-D)	diuron - 10/50/100 µg/L e 2,4-D - 10/100 mg/L e diuron - 10/50/100 µg/L
Watanabe et al.	2007	Pesticidas (diuron e cloreto de tributilestanho)	diuron - 0,3/1/3 µg/L e cloreto de tributilestanho - 0,1/0,4/ µg/L
Jones et al.	2003	Pesticidas (diuron e irgarol 1051)	diuron - 3µg/L e irgarol 1051 3/30µg/L
Cantin et al.	2007	Pesticidas (diuron)	01/10 µg/L
Cantin et al.	2009	Pesticidas (diuron)	01/10 µg/L
Chakravarti et al.	2019	Pesticidas (diuron)	30 µg/L
Jones et al.	2004	Pesticidas (diuron)	1/10/30/60 µg/L
Jones et al.	2003	Pesticidas (diuron)	0,1/1/3/10/100/1000 µg/L
Katsumata et al.	2017	Pesticidas (diuron)	1µg/L
Knutson et al.	2012	Pesticidas (diuron)	1/10/100/1000/10000/100000/1000000 ng/L
Negri et al.	2011	Pesticidas (diuron, atrazine e hexazinone)	0,3/1 µg/L
Watanabe et al.	2006	Pesticidas (diuron, diclorvos e cloreto de tributilestanho)	diuron - 0,1/1/10 µg/L, diclorvos - 0,01/0,1/1 µg/L e cloreto de tributilestanho 0,05/0,2 µg/L
Amid et al.	2018	Pesticidas (glifosato)	0,121,2/6/12 mg/L
Zhou et al.	2022	Pesticidas (Glufosinato)	10 µmol/L
Downs et al.	2007	Pesticidas (irgarol 1051)	10 µg/L
Gushi et al.	2021	Pesticidas (irgarol 1051)	1 µg/L
Hirayama et al.	2017	Pesticidas (irgarol 1051)	1/10µg/L
Ishibashi et al.	2021	Pesticidas (irgarol 1051)	1/10µg/L
Kamei et al.	2020	Pesticidas (irgarol 1051)	20/20 ng/L
Owen et al.	2002	Pesticidas (irgarol 1051)	100/100/2000 ng/L

Takeuchi et al.	2020	Pesticidas (irgarol 1051)	1 µg/L
Tang et al.	2018	Pesticidas (irgarol 1051)	0,1/0,5/1/2 µg/L
Tang et al.	2021	Pesticidas (irgarol 1051)	50/100/200 ng/L
Cima et al.	2013	Pesticidas (Sea-Nine 211)	1/5/10/50/100 µg/L
Ferreira et al.	2021	Pesticidas (Sea-Nine 211, DCOIT e SiNC)	50 µg/L
Negri et al.	2001	Pesticidas (TBT)	0,035/0,35/3,5/35/350/3500 µg/L
Fel et al.	2019	Pesticidas (TBT, diuron e monuron)	TBT - 10/100/1000µg/L , diuron - 0,1/1/10µg/L e monuron - 0,1/1/10µg/L

N/ - Concentração nominal não identificada de cada contaminante testado nos estudos - falta de documentos adicionais e anexos ou dados ainda não publicados de artigos anteriores.

Anexo 4. Óleos e hidrocarbonetos utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais

Autor	Ano	Contaminante	Concentração nominal
Thorhaug et al.	1991	Hidrocarboneto	12,5 ppm, 75 ppm e 125 ppm de óleo disperso – dispersante 1:10 para óleo
Brinkman et al.	2023	Hidrocarboneto	N/
Oladi et al.	2021	Hidrocarboneto	N/
Shafir et al.	2003	Hidrocarboneto	20/40/60/80/100%
Renegar et al.	2021	Hidrocarboneto (1-metilnaftaleno)	N/
Renegar et al.	2017	Hidrocarboneto (1-metilnaftaleno)	N/
Abigail Renegar et al.	2019	Hidrocarboneto (1-metilnaftaleno, fenantreno, tolueno e óleo MC252)	N/
Silva et al.	2016	Hidrocarboneto (Acenaphthylene, Acenaphthene, Fluorene, Phenanthrene, Anthracene, Fluoranthene, Pyrene, Benz[a]anthracene, Chrysene, Benz[b]fluoranthene, Benzo[k]fluorantene, Benzo[a]pyrene, Indeno[1.2.3cd]pyrene, Dibenzo[a,h]anthracene Benzo[g,h,i]perylene)	N/
Overmans et al.	2018	Hidrocarboneto (antraceno e fenantreno)	antraceno - 9,4/18,8/37,5/75/150/300/600 µg/L e fenantreno - 14,1/28,1/56,3/112,5/225/450/900µg/L
Te et al.	1991	Hidrocarboneto (benzeno)	1/5/20/100 ppm
Negri et al.	2016	Hidrocarboneto (benzeno, naftaleno, p-xileno e tolueno)	0,4/0,8/1,6/3,125/6,25/12,5/25/50/100%
Ramos et al.	2007	Hidrocarboneto (benzo(a)pireno)	0,01 ppm
Xiang et al.	2019	Hidrocarboneto (benzo(a)pireno)	10/40 µg/L
Xiao et al.	2018	Hidrocarboneto (benzo(a)pireno)	N/
Farina et al.	2008	Hidrocarboneto (benzo(a)pireno)	10µg/L
Nelson et al.	2016	Hidrocarboneto (diesel)	0,00%
Ashok et al.	2020	Hidrocarboneto (fenantreno)	18,2/44µg/L
Martínez et al.	2007	Hidrocarboneto (fluoranteno)	15/30/60 µg/L
Negri et al.	2021	Hidrocarboneto (gás condensado)	1,25/2/5/10/20/40/50/60/70/80/85/100%
Villanueva et al.	2011	Hidrocarboneto (gás condensado)	10/25/50/75/100%
Villanueva et al.	2008	Hidrocarboneto (gás condensado)	1/10/50/100%
May et al.	2020	Hidrocarboneto (Louisiana sweet crude oil)	3,9/250 mg/L
Jafarabadi et al.	2018	Hidrocarboneto (n-alkanes and POPs - PAHs, PCBs, PCNs)	N/
Nordborg et al.	2018	Hidrocarboneto (óleo combustível e diesel)	0,4/0,8/1,6/3,125/6,25/12,5/25/50/100%
Fragoso et al.	2015	Hidrocarboneto (óleo combustível)	N/
Nordborg et al.	2021	Hidrocarboneto (óleo combustível)	N/
Negri et al.	2000	Hidrocarboneto (óleo cru e benzeno)	0,1/1/0,5/5/10 µg/L
Dodge et al.	1984	Hidrocarboneto (óleo cru)	20ppm
Hartmann et al.	2015	Hidrocarboneto (óleo cru)	N/
Rinkevich et al.	1979	Hidrocarboneto (óleo cru)	100%
Silva et al.	2019	Hidrocarboneto (óleo cru)	1% v/v
Silva et al.	2021	Hidrocarboneto (óleo cru)	0.05% v/v

Cook et al.	1983	Hidrocarboneto (óleo cru)	N/
Goodbody-Gringley et al.	2013	Hidrocarboneto (óleo cru)	650 µg/L
Elgershuizen et al.	1976	Hidrocarboneto (óleo cru)	10/50/100/500/1000/5000/10000 ppm
Epstein et al.	2000	Hidrocarboneto (óleo cru)	0,1/1/10/100 µg/L
Frometa et al.	2017	Hidrocarboneto (óleo cru)	1,85/5,56/16,6/50/100%
Shafir et al.	2007	Hidrocarboneto (óleo cru)	0,5/1/5/10/25/50/75/100 µg/L
Fukushima et al.	2022	Hidrocarboneto (óleo cru, bunker-c e DMA)	bunker-C - 100/10/1/0,1%, DMA - 100/10/1/0,1%, óleo bruto proveniente do derramamento em 2019 -10/1/0,1%
Mercurio et al.	2004	Hidrocarboneto (óleo lubrificante derivado de minérias e vegetais)	100 µg/L
Jones et al.	2003	Hidrocarboneto (PFW)	N/
Turner et al.	2021	Hidrocarboneto (tolueno e fenantreno)	N/
Nordborg et al.	2023	Hidrocarboneto (tolueno, naftaleno, 1-metilnaftaleno, fenantreno, antraceno, pireno)	N/

N/ - Concentração nominal não identificada de cada contaminante testado nos estudos - falta de documentos adicionais e anexos ou dados ainda não publicados de artigos anteriores.

Anexo 5. Detergentes e dispersantes utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais

Autor	Ano	Contaminante	Concentração nominal
Rougée et al.	2021	Detergente (4-Nonylphenol)	1 ppb
Shafir et al.	2014	Detergente (Sulfonatos de alquilbenzeno lineares - LAS, e etoxilato de nonilfenol - NPE)	0,1/0,25/0,75/1/5 mg/L
Negri et al.	2018	Dispersante (ardrox 6120, corexit 9500, finasol OSR 52, slickgone LTSW e NS)	1,25/2,5/5/10/20/40/80 mg/L
Shafir et al.	2007	Dispersante (bioreico R93, dispolen 36S, emulgal C100, inipol 90, petrotech PTI25, slickgone NS)	0,5/1/5/10/25/50/75/100 µg/L
Goodbody-Gringley et al.	2013	Dispersante (corexit 9500)	25/50/100/500/1000/1500 ppm
Silva et al.	2021	Dispersante (corexit 9500)	0.05% v/v
Dodge et al.	1984	Dispersante (corexit 9527 e BP1100WD)	N/
Wyers et al.	1986	Dispersante (Corexit 9527 e BP1100WD)	1-20 ppm
Cook et al.	1983	Dispersante (corexit 9527)	1 ppm
Negri et al.	2000	Dispersante (corexit 9527)	0,1/1/0,5/5/10 µg/L
Venn et al.	2009	Dispersante (corexit 9527)	1/5/10/50 ppm
Elgershuizen et al.	1976	Dispersante	10/50/100/500/1000/5000/10000 ppm
Epstein et al.	2000	Dispersante (bioreicoR93, biosolve, emulgalC100, inipol90, petrotechPTI25)	0,1/1/10/100 µg/L
Frometa et al.	2017	Dispersante (corexit 9500)	6,25/12,5/25/50/100 mg/L
Thorhaug et al.	1991	Dispersante (Cold Clean, Cor exit 9550 e Finasol OSR7)	12,5/75/125 ppm
Shafir et al.	2003	Dispersante (Emulgal C-100)	100 - 0,01/0,1/1/10/100%

N/ - Concentração nominal não identificada de cada contaminante testado nos estudos - falta de documentos adicionais e anexos ou dados ainda não publicados de artigos anteriores.

Anexo 6. Microplásticos utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais

Autor	Ano	Contaminante	Concentração nominal
Luo et al.	2022	Microplástico	N/
Saliu et al.	2019	Microplástico	N/
Tang et al.	2021	Microplástico	N/
Corinaldesi et al.	2021	Microplástico (6.6% poietileno, 10.9% polipropileno, 7.3% poliestireno, 3.3% policloreto de vinila and 1.8% polyethylene terephthalate particles)	60/300/600 partículas/L
Reichert et al.	2021	Microplástico (Fibras artificiais de vestuário, Combinação de resíduos do setor automobilístico composto por desgaste de pneus, abrasão de freios e vernizes, Microplástico de polietileno (PE) e Microplástico marinho secundário de praia (60,9% polietileno, 27,7% polipropileno, 3,1% poliamida, 1,9% poliuretano , 1,7% de poliestireno, 0,9% de cloreto de polivinila, 0,5% de tereftalato de polietileno, 0,2% de etileno-acetato de vinila, 0,1% de etileno-acetato de vinila e 3,1% de partículas não identificadas (% em massa)	10 mg/L
Mendrik et al.	2021	Microplástico (Microfibras (faixa de tamanho 0,05-1 cm) extraídas de fiapos de secadora e esferas de poliestireno (faixa de tamanho 500-1000 µm)	0,1 mg/L
Grillo et al.	2021	Microplástico (Micropartículas de poliestireno)	1/10/100/100 mg/L
Tang et al.	2018	Microplástico (Microplásticos de poliestireno (diâmetro 1,0 µm, densidade 1,05 g/cm3)	50 mg/L, 9,0 x 10 ¹⁰ partículas/L
Isa et al.	2023	Microplástico (nanofibras de polipropileno)	30 mg
Xiao et al.	2021	Microplástico (PA66 - nylon 66, PE- polietileno e PET-tereftalato de polietileno)	50 mg/L, 9,0 x 10 ¹⁰ partículas/L
Hung et al.	2022	Microplástico (plietileno)	5/10/50/100/300 mg/L
Liao et al.	2021	Microplástico (Poliamida 66, PE - Polietileno, PET - Tereftalato de polietileno e PVC- Policloreto de vinila (diameter 1-10 µm)	300 mg/L
Aminot et al.	2020	Microplástico (poliestireno)	N/
Reichert et al.	2019	Microplástico (Polietileno - Microplástico de polietileno de alta densidade (densidade: 0,95g cm-3, tamanho: 65-410 µm, diâmetro médio: 175,5 µm)	200 partículas/L

Hankins et al.	2021	Microplástico (Polietileno - Microplástico de polietileno fluorescente (3 classes de tamanho: 212-250 µm 10 mg/L; 425-500 µm 10 mg/L; 850-1000 µm 10 mg/L)	30 mg/L
Reichert et al.	2018	Microplástico (Polietileno (partículas de microplástico puro, tamanho: 37-163 µm, densidade: 0,95 g cm ⁻³ , diâmetro médio: 112,7 µm, área de superfície plana: 819-32487 µm ²)	400 partículas/L
Syakti et al.	2019	Microplástico (polietileno de baixa densidade LDPE (<100 µm) de tampas de garrafas plásticas em pó)	0,05/0,1/0,15 g/L
Berry et al.	2019	Microplástico (polietileno e polipropileno)	5/15/25/50/100/200 partículas/L
Chapron et al.	2018	Microplástico (polietileno)	500 µm (microesferas)
Hankins et al.	2018	Microplástico (polietileno)	90–106, 425–500, e 850–1000 µm (microesferas)
Xiao et al.	2021	Microplástico (PVC-Policloreto de vinila)	1/30 mg/L

N/ - Concentração nominal não identificada de cada contaminante testado nos estudos - falta de documentos adicionais e anexos ou dados ainda não publicados de artigos anteriores

Anexo 7. Fármacos utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais

Autor	Ano	Contaminante	Concentração nominal
Moeller et al.	2019	Farmaceutico (3,4-dihidroxi-L-fenilalanina (L-DOPA), cloridrato de dopamina, epinefrina, ácido l-glutâmico e cloridrato de serotonina)	0,0000001/0,000001/0,00001/0,0001/0,001/0,01M
Sweet et al.	2011	Farmaceutico (antibiótico - ciprofloxina)	40 µg/mL
Meron et al.	2020	Farmaceutico (Antibióticos - ácido nalidíxico, ampicilina e estreptomicina)	0,1 mg/mL de ácido nalidíxico, ampicilina e estreptomicina
Chiu et al.	2021	Farmaceutico (Antibióticos - ampicilina, estreptomicina e penicilina)	50 µg/mL de ampicilina e 50 U/mL de penicilina e 50 µg/mL de estreptomicina
Gilbert et al.	2012	Farmaceutico (antibióticos - ampicilina, estreptomicina, ácido naladíxico e ciprofloxacina)	Ampicilina 1 mg/mL, Estreptomicina 1 mg/mL, Ciprofloxacina 0,25 mg/mL e Ácido Naladíxico 0,1 mg/mL
Dunphy et al.	2021	Farmaceutico (Antibióticos - ampicilina, tetraciclina, cloranfenicol e canamicina)	100µg/mL
Contardi et al.	2020	Farmaceutico (antisséptico à base de eosina e o antibiótico Ciprofloxacina)	N/
Allemand et al.	1998	Farmaceutico (colchicina, emetim, tunicamicina e veparamil)	4µg/L
Tarrant et al.	2004	Farmaceutico (estradiol e estrone)	estradiol - 2300ng/mL e estrone - 5ng/mL
Tan et al.	2021	Farmaceutico (Estradiol-17beta (E2))	0,5/5ng/mL
Glasl et al.	2016	Farmaceutico (mistura de antibióticos)	Mistura de antibióticos (100 mL de solução estoque diluída 1:100; Estreptomicina 2083 mg, Canamicina 943 mg, Neomicina 208 mg, Ampicilina 100 mg, Rifampicina 21 mg, Polimixina-B 17 mg, Nistatina 7,8 mg, Eritromicina 12 mg, Gentamicina 4,5 mg)
Boyer et al.	2009	Farmaceutico (óleo de cravo)	7/14/28%
Frisch et al.	2007	Farmaceutico (óleo de cravo)	N/
Flint et al.	2016	Farmaceutico (Peróxido de hidrogênio, L-5-hidroxitriptofano, Cloridrato de naloxona di-hidratado, Serotonina)	Peróxido de hidrogênio - 2mM, L-5-hidroxitriptofano - 5/20µM , Cloridrato de naloxona di-hidratado - 0,01/1µM, Serotonina - 1/100µM
Allison et al.	2011	Farmaceutico (veparamil)	0,05/1µM

N/ - Concentração nominal não identificada de cada contaminante testado nos estudos - falta de documentos adicionais e anexos ou dados ainda não publicados de artigos anteriores.

Anexo 8. Filtros UV utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais

Autor	Ano	Contaminante	Concentração nominal
Nordborg et al.	2022	UV filter	N/
Tsuen et al.	2021	UV filter	N/
Fel et al.	2019	UV filter (avobenzona, mexoryl SX, octocrileno e uvinul T150)	avobenzona, octocrileno e uvinul T150 - 100/1000/5000 µg/L, mexoryl SX - 10/100/1000/5000 µg/L
Stien et al.	2020	UV filter (BEMT bis-Ethylhexyloxyphenol methoxyphenyl triazine, Avobenzona, Benzofenona-3, DBT Diethylhexyl butamido triazone, DHHB Diethylamino hydroxybenzoyl hexyl benzoate, Octissalato, HS Homosalate e MBBT Methylene bis-benzotriazolyl tetramethylbutylphenol)	5/50/300/1000 µg/L
He et al.	2019	UV filter (benzofenona-1,3,4 e 8)	0,1/1/10/100/250/500/750/1000 µg/L
Downs et al.	2014	UV filter (benzofenona-2)	2,46/24,6/246ppb e ppm
Downs et al.	2016	UV filter (benzofenona-2)	2,28/22,8/228 µg/L e mg/L
Conway et al.	2021	UV filter (benzofenona-3)	0,009/0,019/0,038/0,075/0,31/1,3/2,5/5/10 mg/L
Miller et al.	2022	UV filter (benzofenona-3)	6 mg/L
Wijgerde et al.	2020	UV filter (benzofenona-3)	1µg/L
Corinaldesi et al.	2018	UV filter (dióxido de titânio e óxido de zinco)	6.3mg/L
He et al.	2019	UV filter (ethylhexylmethoxy-cinnamate, octocrylene, água de lavagem do protetor solar (composição do protetor solar 7% p/p EHMC e 3,6% p/p OC; água, ácido poli-hidroxiesteárico, lecitina, palmitato de etilhexila, isopropil) e metanol)	ethylhexylmethoxy-cinnamate e octocrylene - 0,1/1/10/100/1000 µg/L, água de lavagem do protetor solar (composição do protetor solar 7% p/p EHMC e 3,6% p/p OC; água, ácido poli-hidroxiesteárico, lecitina, palmitato de etilhexila, isopropil) - 1/5/20/50/100 % e metanol - 0,01%
Stien et al.	2019	UV filter (octocrileno)	5/50/300/1000 µg/L
Tang et al.	2017	UV filter (óxido de zinco)	50/100/200µg/L

N/ - Concentração nominal não identificada de cada contaminante testado nos estudos - falta de documentos adicionais e anexos ou dados ainda não publicados de artigos anteriores.

Anexo 9. Nanopartículas utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais

Autor	Ano	Contaminante	Concentração nominal
Roepke et al.	2022	Nanopartícula (dióxido de cério)	N/
Jovanovic et al.	2014	Nanopartícula (dióxido de titânio)	0,1/10 mg/L
Suwa et al.	2014	Nanopartícula (Nanocolóides de prata (solução 25,7 mg/L))	0,5/5/50 µg/L
Motone et al.	2018	Nanopartícula (Polímero redox MeO-PEG- b-PMOT com eliminadores de ROS)	2 mg/mL
Ambrosone et al.	2017	Nanopartícula (Quantum dots (QD) de CdSe/ZnS com núcleo/casca de 4,7 nm revestidos por um polímero com carga positiva)	5/50nM
Fel et al.	2019	Nanopartículas (óxido de zinco)	10/100/100 µg/L

N/ - Concentração nominal não identificada de cada contaminante testado nos estudos - falta de documentos adicionais e anexos ou dados ainda não publicados de artigos anteriores.

Anexo 10. Categoria outros com os contaminantes utilizados em cada artigo da revisão e suas concentrações nominais

Autor	Ano	Contaminante	Concentração nominal
Chen et al.	2012	Outros (bifenilas policloradas)	400 µg/µL
Cervino et al.	2003	Outros (cianeto de sódio)	50/100/300/600 mg/L
Jones et al.	1999	Outros (cianeto)	0,0000001/0,000001/0,00001/0,0001/0,001/0,01M
Jones et al.	1999	Outros (cianeto)	50 mL
Tsai et al.	2015	Outros (Crioprotetor - dimetilsulfóxido, etilenoglicol, glicerol, metanol, propilenoglicol)	0,5/1/2/3 M
Feuillassier et al.	2014	Outros (Crioprotetores - DMSO, etilenoglicol, glicerol, metanol)	0.6–1.2 M
Feuillassier et al.	2014	Outros (Crioprotetores - ME2SO, etilenoglicol, glicerol, metanol)	1/1,5/2/3/4M
Hagedorn et al.	2006	Outros (Crioprotetores - glicerol, metanol, propilenoglicol ou dimetilsulfóxido)	40 mL
Hill et al.	2014	Outros (Glicolaldeído)	1/3/5mmol/L
Aminot et al.	2020	Outros (hexabromocyclododecane - retardante de chama)	220 ng/L alpha-HBCDD & 25 ng/L beta-HBCDD & 2 ng/L gamma-HBCDD
Allemand et al.	1998	Outros (Solução de vitrificação - citocalasina B)	20 µmol/L
Di Mauro et al.	2023	Outros (Solventes - thanol (EtOH), methanol (MeOH), dimethyl sulfoxide (DMSO), dimethylformamide (DMF)	50 µL/L de todos os solventes, 100 µL/L de MeOH e DMF e 10 µL/L de DMSO
Allison et al.	2011	Outros (vermelho de rutênio)	3,7/5,3µM

PARECER FINAL DO TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

Discente: LETÍCIA MAY FUKUSHIMA

Título: "Panorama atual da poluição em espécies coralíneas: Uma revisão sistemática"

Orientador: Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa

Curso/Habilitação: Bacharelado em Ciências Biológicas/Gerenciamento Costeiro

COMISSÃO EXAMINADORA	CONCEITO
Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa	APROVADA
Dr. Lucas Buruaem Moreira	Aprovado
Dr. Fernando Cesar Perina	

PARECER:

O trabalho foi elaborado com referências corretas

CONCEITO FINAL:

A Comissão Examinadora abaixo assinada conclui que a discente **Letícia May Fukushima** obteve o seguinte conceito:

☒ APROVADO

☐ REPROVADO

São Vicente, 07 de dezembro de 2023.

Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa

Dr. Lucas Buruaem Moreira

Dr. Lucas Buruaem Moreira

Dr. Fernando Cesar Perina