

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

DIEGO ESPIRITO SANTO

**TOXICIDADE EM NÍVEL CELULAR E FITOTOXICIDADE DO OCTOCRILENO EM
Allium cepa L.**

CAMPO MOURÃO

2022

DIEGO ESPIRITO SANTO

**TOXICIDADE EM NÍVEL CELULAR E FITOTOXICIDADE DO OCTOCRILENO EM
Allium cepa L.**

Cell level toxicity and phytotoxicity of octocrylene in *Allium cepa* L.

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação apresentado como requisito para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientadora: Profa. Dra. Ana Paula Peron

CAMPO MOURÃO

2022



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

DIEGO ESPIRITO SANTO

**TOXICIDADE EM NÍVEL CELULAR E FITOTOXICIDADE DO OCTOCRILENO EM
Allium cepa L.**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação
apresentado como requisito para obtenção do título
de Bacharel em Engenharia Ambiental da
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR).

Data de aprovação: 02/maio/2022

Ana Paula Peron
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Fernanda Peres Ramos
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Flávia Vieira da Silva Medeiros
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

CAMPO MOURÃO

2022

Aos ambientalistas, onde quer que estejam, não importa a época, com humildade e admiração.

AGRADECIMENTOS

Caso a vida universitária pudesse ser resumida em uma só apresentação, agradeceria aos meus pais, Luís Alberto (Tedy) e Maria Roseli, por avançarem o slide, e aos meus avós, Alcides, Diva, Laura e José[†], por o projetarem da melhor forma. Agradeceria à minha irmã, Arieli, e meu sobrinho, João Vicente, por escolherem o modelo mais bonito; à minha orientadora, Ana, por salvar a última versão; e à banca avaliadora, Fernanda e Flávia, por se sentarem na primeira fila. Agradeceria aos meus amigos de agora, como Andrielle, Bruno, Caroline, Gabriela e João Guilherme, que o editaram comigo nos últimos seis anos, e aos meus amigos de antes, incluindo João Pedro, Lucas e Paula, que sem dúvida cuidariam da festa. Agradeceria à UTFPR e Campo Mourão, por fornecerem palco e cenário, e aos demais presentes: os que permaneceram até o fim, os que saíram durante e os que sequer entraram, como Nick[†] e Romeu[†], que perderam a hora.

“Prefiro o cinema./Prefiro os gatos./Prefiro os carvalhos sobre o Warta./Prefiro Dickens a Dostoiévski./Prefiro-me gostando das pessoas do que amando a humanidade./Prefiro ter agulha e linha à mão./Prefiro a cor verde./Prefiro não achar que a razão é culpada de tudo./Prefiro as exceções./Prefiro sair mais cedo./Prefiro conversar sobre outra coisa com os médicos./Prefiro as velhas ilustrações listradas./Prefiro o ridículo de escrever poemas ao ridículo de não escrevê-los./Prefiro, no amor, os aniversários não marcados, para celebrá-los todos os dias./Prefiro os moralistas que nada me prometem./Prefiro a bondade astuta à confiante demais./Prefiro a terra à paisana./Prefiro os países conquistados aos conquistadores./Prefiro guardar certa reserva./Prefiro o inferno do caos ao inferno da ordem./Prefiro os contos de Grimm às manchetes de jornais./Prefiro as folhas sem flores às flores sem folhas./Prefiro os cães sem a cauda cortada./Prefiro os olhos claros porque os tenho escuros./Prefiro as gavetas./Prefiro muitas coisas que não mencionei aqui a muitas outras também não mencionadas./Prefiro os zeros soltos do que postos em filas para formar cifras./Prefiro o tempo dos insetos ao das estrelas./Prefiro bater na madeira./Prefiro não perguntar quanto tempo ainda e quando./Prefiro ponderar a própria possibilidade do ser ter sua razão.”

(SZYMBORSKA, 2000).

RESUMO

O trabalho teve por objetivo avaliar a toxicidade em nível celular e a fitotoxicidade do filtro ultravioleta octocrileno em *Allium cepa* L., sob justificativa da praticidade e reconhecimento deste organismo-teste em ensaios do gênero, bem como a ameaça em potencial dos poluentes emergentes, acréscimo das vendas de produtos com indicativo de proteção solar e retrospecto governamental ao meio ambiente no país. O experimento foi desenvolvido na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) de Campo Mourão, entre os meses de outubro e dezembro de 2021, a partir da diluição do composto nas concentrações de 100 e 200 µg/L em DMSO, e 300 µg/L em DMSO e Tween® 20. A germinação e o crescimento das raízes foram estimados após 8 dias das sementes plaqueadas em estufa incubadora, e os efeitos de citotoxicidade e genotoxicidade foram obtidos nos meristemas dos bulbos em tempos de contato de 24 e 48h, todos em quintuplicata. Apesar de não ter sido citotóxico ou genotóxico nessas condições, o octocrileno induziu aumento no número de células em divisão e, conseqüentemente, no índice mitótico, o que foi atribuído à hormese, fenômeno de dose-resposta onde o organismo é estimulado e tem um ganho de desempenho ao combater o agente estressor em baixos níveis de exposição. Em contrapartida, houveram quedas no número de sementes germinadas e no comprimento das raízes, o que parece constituir um modelo de mitose tardia causado pela superprodução de espécies reativas de oxigênio, que podem ter interferido em parâmetros como movimento dos cromossomos e dinâmica do envelope nuclear, provocando acúmulo de células em prófase e impedindo a continuidade do ciclo. Uma única exceção, quando o acúmulo em prófase não impediu as raízes de crescerem, pode ter sido indício de alongamento celular no trecho basal. O estudo forneceu dados toxicológicos relevantes em *A. cepa* e preenche uma lacuna científica de estimativas de risco voltadas exclusivamente para animais aquáticos e em concentrações muito superiores àquelas registradas em matrizes reais. Espera-se que ele auxilie na elaboração de um sólido banco de dados a fim de movimentar investimentos em tecnologias de monitoramento e remoção, apelo legislativo de restrição e desenvolvimento de novos filtros ecologicamente viáveis, além de colocar a sociedade a par dos perigos que a cerca.

Palavras-chave: agentes protetores da radiação; efeito dos produtos químicos nas plantas; ciclo mitótico; germinação; crescimento de raízes.

ABSTRACT

The study aimed to evaluate the toxicity at cellular level and phytotoxicity of the ultraviolet filter octocrylene in *Allium cepa* L., under justification of practicality and recognition of this test organism in trials of the kind, as well as the potential threat of emerging pollutants, increased sales of products with indicative of sun protection and governmental retrospect to the environment in the country. The experiment was conducted at the Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) in Campo Mourão, between October and December 2021, starting with the dilution of the compound in concentrations of 100 and 200 µg/L in DMSO, and 300 µg/L in DMSO and Tween® 20. Germination and root growth were estimated after 8 days of the plated seeds in an incubator, and cytotoxicity and genotoxicity effects were obtained in bulb meristems at contact times of 24 and 48h, all in quintuplicate. Despite not being cytotoxic or genotoxic under these conditions, octocrylene induced an increase in the number of dividing cells and, consequently, in the mitotic index, which was attributed to hormesis, a dose-response phenomenon where the organism is stimulated and has a performance gain by fighting the stressor at low levels of exposure. On the other hand, there were decreases in the number of germinated seeds and in root length, which seems to be a model of delayed mitosis caused by overproduction of reactive oxygen species, which may have interfered with parameters such as chromosome movement and nuclear envelope dynamics, causing an accumulation of cells in prophase and preventing the continuity of the cycle. A single exception, when prophase accumulation did not prevent roots from growing, may have been indicative of cell elongation in the basal section. The study provided toxicologically relevant data in *A. cepa* and fills a scientific gap of risk estimates focused exclusively on aquatic animals and at concentrations much higher than those recorded in real matrices. It is hoped that it will help build a robust database to drive investments in monitoring and removal technologies, legislative calls for restrictions and development of new ecologically viable filters, and to inform society of the dangers around them.

Keywords: radiation-protective agents; effect of chemical on plants; mitotic cycle; germination; roots growth.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Fórmula estrutural da tartrazina (A) e triclosan (B).....	22
Figura 2 - Vias de entrada dos filtros ultravioletas no ambiente	24
Figura 3 - Fórmula estrutural e representação tridimensional do octocrileno ..	25
Figura 4 - Diferentes momentos de prófase.....	31
Figura 5 - Cromossomos alinhados em metáfase.....	31
Figura 6 - Diferentes momentos de anáfase	31
Figura 7 - Diferentes momentos de telófase	32
Figura 8 - Segmentos do bulbo de <i>A. cepa</i>	33
Figura 9 - Extração do octocrileno com kit seringa e agulha (A) e incrustação em balão volumétrico no teste de diluição com álcool (B).....	36
Figura 10 - Equipamento de agitação Ultra-Turrex	37
Figura 11 - Sementes plaqueadas.....	38
Figura 12 - Limpeza dos bulbos (A) e remoção dos catáfilos secos, raízes envelhecidas e desobstrução dos poros (B)	39
Figura 13 - Bulbos distribuídos (A) e novas raízes (B)	39
Figura 14 - Raízes submersas em tubos de ensaio com Carnoy 3:1	40
Figura 15 - Meristemas de interesse separados das raízes (A) e caixa com lâminas prontas e identificadas (B)	40
Figura 16 - Microscópio (A) e contadores mecânicos (B)	41
Figura 17 - Exemplos de hormese	44
Figura 18 - Acúmulo de células em prófase.....	46
Figura 19 - Divisões celulares saudáveis em andamento com intérfase (A), prófase (B), metáfase (C), anáfase (D) e telófase (E).....	50
Gráfico 1 - Comportamento do índice mitótico em U invertido.....	43

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Síntese das propriedades químicas do octocrileno.....	26
Quadro 2 - Cronograma mensal das atividades desenvolvidas.....	35
Quadro 3 - Síntese das soluções testadas.....	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Índice mitótico, sementes germinadas e comprimento das raízes ...	42
Tabela 2 - Proporção de células em cada etapa de divisão.....	47

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
CAMulti	Central Analítica Multiusuário
CAS	<i>Chemical Abstract Service</i>
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DDT	Dicloro-difenil-tricloroetano
DEHP	Di(2-etilhexil)ftalato
DMSO	Dimetilsulfóxido
ERO	Espécie reativa de oxigênio
ETA	Estação de tratamento de água
ETE	Estação de tratamento de esgoto
EUA	Estados Unidos da América
IAC	Índice de alterações cromossômicas
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IGS	Índice gonadossomático
IM	Índice mitótico
MMA	Ministério do Meio Ambiente
n ^o	Número
OC	Octocrileno
PE	Poluente emergente
PISQ	Programa Internacional de Segurança Química
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
PPB	Propilparabeno
PPBio	Programa de Pesquisa em Biodiversidade
qtde.	Quantidade
RDC	Resolução da Diretoria Colegiada
TCS	Triclosan
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná
UV	Ultravioleta
VTG	Vitelogenina

LISTA DE SÍMBOLOS

ng	Nanograma
L	Litro
µg	Micrograma
%	Porcentagem
km	Quilômetros
β	Beta
C	Carbono
H	Hidrogênio
N	Nitrogênio
Na	Sódio
O	Oxigênio
S	Enxofre
Cl	Cloro
nm	Nanômetro
Zn	Zinco
Ti	Titânio
g	Gramma
mol	Mole
cm	Centímetro
°C	Celsius
log K _{ow}	Coeficiente de partição octanol-água
>	Maior
kg	Quilograma
®	Marca registrada
<	Menor
pg	Picograma
m	Metro
+	Adição
v	Volume
min	Minuto
rpm	Rotações por minuto
mL	Mililitro

h	Hora
N	Normalidade
p	Probabilidade
x	Multiplicação
Pb	Chumbo
Cu	Cobre
mg	Miligrama
Cr	Cromo
-	Subtração
μM	Micromolar

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
2.1	Objetivo geral.....	17
2.2	Objetivos específicos.....	17
3	JUSTIFICATIVA.....	18
4	REVISÃO DE LITERATURA	19
4.1	Da ditadura militar (1964-1985) ao atual governo (2019-): ciência e meio ambiente no Brasil em vertigem	19
4.2	Poluentes emergentes: perigo oculto	21
4.3	Radiação solar e filtros ultravioletas	23
4.4	Octocrileno: propriedades químicas	25
4.4.1	Ocorrência do octocrileno em matrizes ambientais: águas de rios, mares e lagos, efluente, lixiviado, lodo, solo, sedimento e poeira.....	26
4.4.2	Ocorrência do octocrileno em organismos vivos: bacalhaus, corais, ostras, golfinhos, tainhas e raias.....	28
4.5	Ciclo celular, toxicologia e organismos-teste	30
4.5.1	Sistema <i>Allium cepa</i> L.	33
5	MATERIAL E MÉTODOS	35
5.1	Local e cronograma	35
5.2	Aquisição do material	35
5.3	Testes de solventes e preparo das soluções.....	36
5.4	Germinação e crescimento das raízes	37
5.5	Citotoxicidade e genotoxicidade.....	38
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
6.1	Efeito de hormese	42
6.2	Mitose tardia e espécies reativas de oxigênio.....	45
6.3	Supremacia de animais aquáticos e dilema das concentrações	50
7	CONCLUSÃO	54
	REFERÊNCIAS.....	56

1 INTRODUÇÃO

A publicação de Primavera Silenciosa por Carson (1962), que denunciava o modelo de agricultura norte-americano das décadas de 1940 e 1950, como o potencial do dicloro-difenil-tricloroetano (DDT) em provocar o declínio populacional de espécies animais, e pesquisas realizadas em 1970 que investigaram a presença de medicamentos em efluentes (HIGNITE; AZARNOFF, 1977; KEITH, 1976), podem ser considerados marcos no debate dos poluentes emergentes (PEs).

O que o pesticida DDT e medicamentos têm em comum é que ambos são enquadrados como PEs: substâncias que entram de maneira constante no ambiente (SOARES; SOUZA, 2020), sobretudo pela ineficiência dos métodos convencionais de tratamento de efluentes utilizados em estações de tratamento de esgoto ou práticas clandestinas (BRASIL, 2019; PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDERN, 2015), e em baixas concentrações, na ordem de ng/L e µg/L (AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013), impedindo que sejam detectadas ou legisladas quanto à limites seguros de lançamento (SOUZA; SOUZA, 2016).

O octocrileno é uma dessas substâncias, um filtro ultravioleta (UV) que atua na proteção às radiações UVA e UVB, e que por isso está presente em uma gama de artigos de cuidados e higiene pessoal de uso cotidiano (SCALIA; MEZZENA, 2009), sendo o protetor solar o mais representativo deles.

Suas propriedades químicas, como a longa cadeia carbônica e consequente elevado peso molecular, pouca solubilidade em água e alto coeficiente de partição octanol-água (BROOKE; BURNS; CROOKES, 2008), fazem dele persistente em diversas matrizes e bioacumulativo em organismos (GAGO-FERRERO *et al.*, 2013), sem que se saiba com clareza o que pode desencadear (POLONINI *et al.*, 2014).

Por isso, a toxicologia estuda os efeitos desses compostos em sistemas vegetais ou animais, com testes microscópicos como de citotoxicidade, que estimam alterações na divisão celular, e genotoxicidade, com danos ao material genético (FERETTI *et al.*, 2007; SMAKA-KINCL *et al.*, 1996), além de macroscópicos, como germinação e crescimento de raízes (STEFANELLO; GOERGEN, 2019).

Dentre os experimentos que avaliam múltiplas concentrações e diferentes tempos de exposição das substâncias em plantas, a cebola (*Allium cepa* L.) é reconhecida à nível internacional (GROVER; KAUR, 1999) e destaca-se pela região meristemática de intensa proliferação celular e cromossomos em número reduzido

(KURASÍ *et al.*, 2006). Somam-se a isso a facilidade de cultivo e disponibilidade o ano todo, alta sensibilidade e boa correlação com sistemas mais complexos, incluindo mamíferos (GRANT, 1982; MATSUMOTO; MARIN-MORALES, 2004).

Ciente dos últimos eventos da política brasileira, que comprometem o país nos âmbitos ambiental, econômico e social (CROUZEILLES *et al.*, 2017), e diante da enorme lacuna que isso abre para a introdução de PEs no ambiente, questiona-se o potencial do octocrileno em induzir toxicidade em *A. cepa*.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a toxicidade celular e a fitotoxicidade do poluente emergente e filtro ultravioleta octocrileno no sistema-teste *Allium cepa* L.

2.2 Objetivos específicos

- Estimar o potencial do octocrileno em causar citotoxicidade e genotoxicidade em células meristemáticas de *A. cepa*;
- Estimar o potencial do octocrileno em afetar a germinação de sementes de *A. cepa*;
- Estimar o potencial do octocrileno em afetar o crescimento das raízes de *A. cepa*.

3 JUSTIFICATIVA

O trabalho foi proposto sob justificativa da ameaça dos poluentes emergentes, substâncias presentes em uma série de produtos (HESPANHOL, 2015) e que entram de maneira constante no ambiente (SOARES; SOUZA, 2020). Elas não são removidas pela maioria das estações de tratamento (PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDERN, 2015) e suas propriedades as tornam potencialmente persistentes em matrizes e bioacumulativas em seres vivos (GAGO-FERRERO *et al.*, 2013), detectadas em urina (AO *et al.*, 2018), plasma sanguíneo (MATTA *et al.*, 2019) e leite materno humanos (SCHLUMPF *et al.*, 2010).

A escolha do octocrileno se deu pelo sucesso em obtê-lo em sua forma pura e pelo acréscimo nas vendas de produtos com indicativo de proteção solar (PRADO *et al.*, 2019), devido aos aumentos crônicos de temperatura e maior frequência de ondas de calor dado o aquecimento global (ALFONSO; GESTO; SADOUL, 2020).

O uso da cebola (*Allium cepa* L.) foi motivado pela ausência de estudos prévios relacionando-a ao octocrileno e pela praticidade em lidar com plantas como organismos-teste quando comparado à grupos superiores (MATSUMOTO; MARIN-MORALES, 2004), seja pela facilidade de aquisição, manutenção de bulbos e sementes, logística de espaço ou duração do experimento.

Além disso, foram considerados aspectos técnicos como a presença de uma região de intensa proliferação celular e cromossomos em número reduzido e de fácil visualização (KURAS *et al.*, 2006), que juntos fazem do teste com *A. cepa* consagrado internacionalmente (GROVER; KAUR, 1999).

A pesquisa ainda é de interesse público pela carência de legislações que tratem de limites para o lançamento do composto (SOUZA; SOUZA, 2016), em especial no contexto ambiental do país, que nunca foi exemplar (MENEZES; BARBOSA JR., 2021), mas se agravou com medidas recentes de ganho econômico rápido e concessões à ruralistas (CROUZEILLES *et al.*, 2017).

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Da ditadura militar (1964-1985) ao atual governo (2019-): ciência e meio ambiente no Brasil em vertigem

Enquanto que para autores como Crouzeilles *et al.* (2017), a grave crise política e ética da última década trouxe profundos reveses ao Brasil no tocante à preservação do meio ambiente, para Flores e Guerreiro (2016) existe um histórico mais antigo e questionável, a começar pelo modelo predatório adotado pela ditadura militar (1964-1985) na exploração da Amazônia Legal.

Na ocasião, o regime fornecia crédito para investidores que acelerassem o desenvolvimento da região, levando à grandes construções como a Usina Hidrelétrica de Tucuruí; abertura de estradas como a Transamazônica; e distribuição de terras para diversas empresas, sem que as taxas de crescimento fossem convertidas em avanços sociais (FLORES; GUERREIRO, 2016).

Com a redemocratização, a nova Constituição (1986-1988) contou com a participação efetiva do recém-criado Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) em Artigos como o 170, que colocou a ordem econômica em defesa do meio ambiente, e o 225, que reclamou o direito de todos ao meio ambiente ecologicamente equilibrado (BRASIL, 1988).

A criação do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (IBAMA), em 1989, e a consolidação de um Ministério específico, o Ministério do Meio Ambiente (MMA), em 1992, fizeram com o que o país possuísse mecanismos para enfrentar os desafios da conservação, mas muitos conflitos permaneceram ou se intensificaram (MENEZES; BARBOSA JR., 2021; MOURA, 2016).

Nos anos seguintes, entre 2003 e 2010, apesar das políticas progressistas às camadas populares (WITTMAN; BLESCH, 2017), a presidência precisou lidar com a expansão do agronegócio e o fez com sucessivas concessões às demandas extrativistas e aprovação de projetos controversos (SAUER; MÉSZÁROS, 2017). Isso provocou a ruptura de importantes aliados e ambientalistas (NUNES; PEÑA, 2015) e gerou uma série de protestos como aqueles organizados contra a transposição do Rio São Francisco (BARBOSA JR.; RORIZ, 2021).

A partir de 2011, o governo manteve o enfoque à inclusão social e ampliação do mercado interno de consumo de massa, mas também houve a edição do Código

Florestal (BRASIL, 2012) e uma redução significativa no índice de demarcação de terras indígenas, que enfraqueceram o capitalismo verde pregado (SINGER, 2012).

Em 2016, com a crise instaurada e o impeachment da então presidente, a ânsia de obter ganhos econômicos a curto prazo levou ao congelamento de investimentos públicos em ciência, educação e saúde (SIQUEIRA; ROCHA, 2017), que aliado à necessidade de acomodar uma frente parlamentar cada vez mais vinculada à agropecuária, levou o país na contramão (CROUZEILLES *et al.*, 2017).

Diversos trabalhos têm denunciado o sucateamento do setor de pesquisa através de reduções no financiamento das ciências e de iniciativas como o Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) (FERNANDES *et al.*, 2017). Em 2017, houve um corte de 40% quando comparado à 2016 e de 56% em relação à 2014, que era o menor orçamento científico da história (SIQUEIRA; ROCHA, 2017).

Rochedo *et al.* (2018) destacaram que esse período foi marcado por medidas provisórias e decretos que burlaram as exigências de licenciamento ambiental, reduziram o tamanho das áreas protegidas e facilitaram que grileiros obtivessem escrituras de áreas desmatadas ilegalmente.

Essas atitudes cooperaram para a ascensão ainda mais forte dos grandes proprietários e seus representantes, os ruralistas (FERRANTE; FEARNSIDE, 2019), e criaram o cenário ideal para a eleição do atual governo, em 2018, e a guinada da política de centro para a direita e extrema-direita (MAGNUSSON *et al.*, 2018).

Sobre essa mudança de ideologia, Wen *et al.* (2016), reunindo dados de 85 países entre 2002 e 2012, escreveram que os governos de esquerda, mesmo que em teoria, são os mais preocupados com a qualidade ambiental, e Clarke *et al.* (2019), em contrapartida, estabeleceram uma correlação positiva entre adeptos de direita e a negação de pautas essenciais como as mudanças climáticas.

Sendo assim, o atual governo não somente deu continuidade ao desmonte em andamento, mas o impulsionou com redes articuladas de *fake news*, aprovação de um número sem precedentes de agroquímicos e esvaziamento de órgãos e instituições (MAGNUSSON *et al.*, 2018).

Cargos de chefia do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) foram ocupados por oficiais de antecedentes militares, o que pode ajudar a explicar desastres recentes como recordes históricos de queimadas e desmatamento na Amazônia e Pantanal (FERRANTE; FEARNSIDE, 2019), o rompimento da barragem de rejeitos de mineração em Brumadinho

(PEREIRA; CRUZ; GUIMARÃES, 2019) e o derramamento de óleo ao longo de 2.000 km na costa litorânea (BRUM; CAMPOS-SILVA; OLIVEIRA, 2020).

Mesmo com uma das legislações ambientais entre as mais avançadas do mundo, ao lado de nomes como Estados Unidos da América (EUA) e Austrália, a fiscalização no país é precária ou inexistente (GARCIA *et al.*, 2017), e grandes marcas burlam punições – os responsáveis pelo deslizamento em Mariana, de 2015, recusaram-se a pagar várias das multas acordadas (MAGNUSSON *et al.*, 2018).

Esse retrospecto serve como evidência empírica de que o ecossistema pode estar se aproximando de um colapso iminente (LINDENMAYER; MESSIER; SATO, 2016) e de um ponto de inflexão irreversível (LOVEJOY; NOBRE, 2018).

O Brasil, acrescentadas as consequências da pandemia de COVID-19, que chegou a ser utilizada como artifício de distração midiática, parece fragilizado e totalmente exposto, sendo uma enorme lacuna para a entrada de substâncias potencialmente perigosas no ambiente, como os poluentes emergentes (PEs).

4.2 Poluentes emergentes: perigo oculto

Um poluente, ou seja, qualquer material ou energia introduzida pelo homem no meio capaz de alterar seu equilíbrio, é considerado emergente se foi descoberto recentemente; se novas vias de exposição estão sendo estudadas; ou novas técnicas de tratamento e degradação estão em desenvolvimento, separados entre aqueles com efeitos reais, prováveis ou incertos (GOGOI *et al.*, 2018).

Essas substâncias aparecem principalmente em produtos farmacêuticos – dos mais populares como antibióticos, analgésicos e anti-inflamatórios, até drogas psiquiátricas, reguladores lipídicos, β -bloqueadores e contraceptivos – e de cuidados e higiene pessoal – fragrâncias, maquiagens, cremes, shampoos e condicionadores, protetores e bronzeadores solares e repelentes de insetos (BELL *et al.*, 2011). Somam-se à eles drogas ilícitas, agroquímicos, artigos de limpeza e polimento, tintas e vernizes, retardantes de chamas e nano e microplásticos (HESPANHOL, 2015).

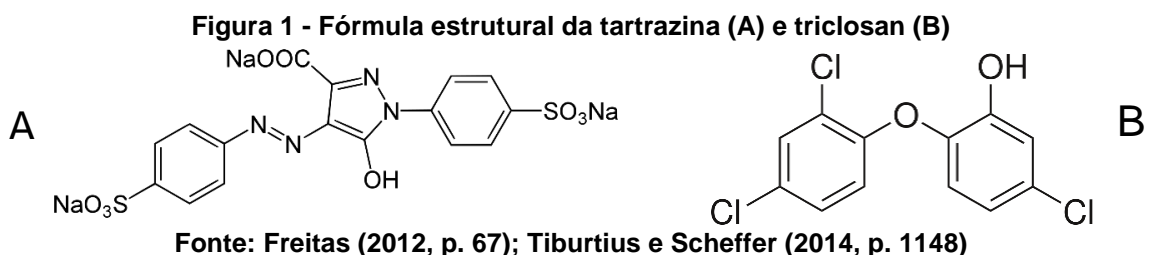
Os PEs podem circular por efluentes domésticos e industriais (TEIJON *et al.*, 2010), lixiviado de aterros sanitários, vazamentos em fossas sépticas e práticas agrícolas (ESTEVEZ *et al.*, 2016), além de indiretamente por processos de troca entre diferentes matrizes ambientais (LAPWORTH *et al.*, 2012).

Nesse aspecto, existe um ciclo vicioso de contaminação no país porque o Brasil mantém graves deficiências de saneamento básico, sem que grande parte da população tenha acesso ao serviço público de tratamento e disposição adequada de esgoto – somente 46% do total gerado é coletado e tratado (BRASIL, 2019), o que significa que até 54% vai diretamente para os corpos hídricos que serão captados posteriormente para exercício humano (BRANCO; ALBERT; ROMÃO, 2021).

Quando tratado, os métodos convencionais das estações de tratamento de esgoto (ETEs) não são eficientes para a remoção dessas substâncias. As ETEs, em geral, contam com tratamento primário, que consiste em etapas de separação físico-químicas para remoção de sólidos suspensos, e tratamento secundário para matéria orgânica (PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDERN, 2015), fazendo com que os PEs tendam a permanecer na fase aquosa, o que favorece sua mobilidade através da própria ETE e do corpo receptor (MELO *et al.*, 2009).

O fato deles serem normalmente formados por longas cadeias carbônicas acima de C₁₀ torna-se um agravante por conferir-lhes baixa solubilidade em água e caráter persistente em outros segmentos como solo, sedimentos e mesmo partículas atmosféricas, além de muitos microrganismos não possuírem enzimas necessárias para sua deterioração (CALVO-FLORES; ISAC-GARCIA; DOBADO, 2018).

Isso afeta sua biodegradabilidade e os torna acumulativos em organismos vivos (BADIA-FABREGAT *et al.*, 2012), sendo exemplos de complexidade estrutural e dificuldade de remoção o corante tartrazina C₁₆H₉N₄Na₃O₉S₂ (FREITAS, 2012) e o conservante triclosan C₁₂H₇Cl₃O₂ (TIBURTIUS; SCHEFFER, 2014) (Figura 1).



Apesar de lançados em concentrações relativamente pequenas de ng/L e µg/L, isso é feito de maneira ininterrupta (DAUGHTON, 2004), e mesmo alguns PEs que não apresentem elevada persistência podem vir a perdurar no meio (GAGO-FERRERO; DÍAZ-CRUZ; BARCELÓ, 2012; LÓPEZ-PACHECO *et al.*, 2019).

As baixas concentrações, aliás, impediram que eles fossem detectados e quantificados até pouco tempo (BELL *et al.*, 2011), e contribuíram para que seu entendimento permanecesse inconclusivo e não fossem incluídos em regulamentos ou programas de monitoramento (TANG *et al.*, 2019). Esse panorama tem mudado com a aplicação de técnicas analíticas avançadas, como as que combinam o poder de separação da cromatografia líquida com a capacidade de análise sensível da espectrometria de massa (CALDAS *et al.*, 2019; FOLARIN *et al.*, 2019).

À nível nacional, a Portaria do Ministério da Saúde nº 2914/11, sobre o controle e vigilância da qualidade da água e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2011), e as Resoluções CONAMA nº 357/05, da classificação dos corpos hídricos (BRASIL, 2005), e CONAMA nº 430/11, do lançamento de efluentes (BRASIL, 2011), mostram-se defasadas e não estipulam valores limites para seu descarte.

Em um país tropical como este, elevações graduais de temperatura e maior frequência de ondas de calor em decorrência do aquecimento global (ALFONSO; GESTO; SADOUL, 2020; PRADO *et al.*, 2019) têm aumentado a busca por produtos com indicativo de proteção solar (LIMA *et al.*, 2019), o que torna as formulações com filtros ultravioletas, exemplos de PEs, cada vez mais presentes.

4.3 Radiação solar e filtros ultravioletas

O espectro de radiação que atinge a Terra compreende as zonas ultravioleta (UV), com comprimento de onda entre 100 e 400 nm; visível, de 400 a 800 nm; e infravermelha, com ondas superiores a 800 nm. Quanto à energia, no entanto, estabelece-se uma relação inversamente proporcional, sendo a UV a de maior intensidade, por sua vez dividida em UVA (315-400 nm), UVB (280-315 nm) e UVC (100-280 nm) (SAUCEDO; VALLEJO; GIMÉNEZ, 2020).

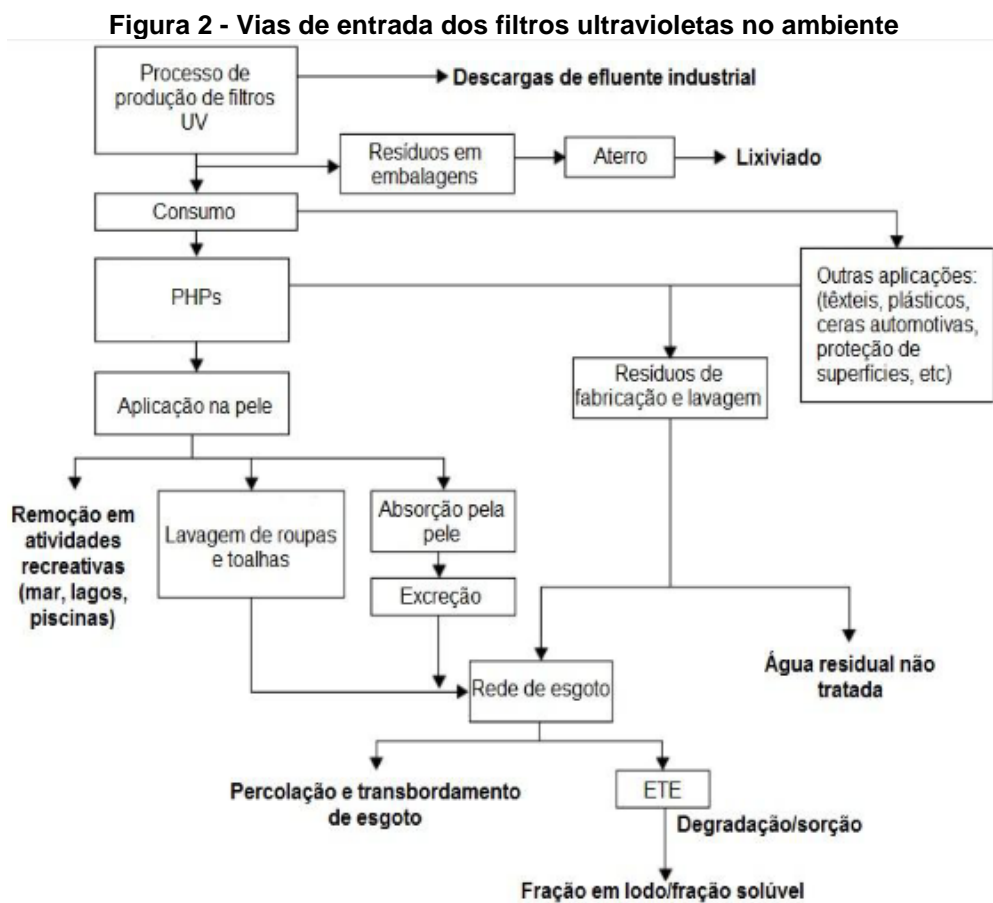
Como o intervalo UVC é bloqueado quase que em sua totalidade pela camada de ozônio, o corpo humano está essencialmente exposto ao UVB, que alcança a pele somente até a camada mais superficial ou epiderme, e ao UVA, que consegue penetrá-la em maior profundidade até a derme (GRANGER; BROWN, 2001; SAUCEDO; VALLEJO; GIMÉNEZ, 2020).

A exposição excessiva à ambas as radiações pode acarretar em queimaduras com danos agudos e crônicos e alteração nos mecanismos de

proteção natural ao danificar a integridade das fibras colágenas e elásticas, sendo capaz de levar ao envelhecimento cutâneo precoce, patologias de fotossensibilidade e neoplasias, como câncer de pele (CARVALHO, 2019; GRANGER; BROWN, 2001).

A redução dos seus impactos ocorre por reflexão ou absorção: os filtros com capacidade reflexiva, denominados de efeito físico ou inorgânicos, atuam por um filme de partículas metálicas, como óxido de zinco (ZnO) e dióxido de titânio (TiO₂) (SCHNEIDER; LIM, 2019), enquanto que os filtros absorventes, de efeito químico ou orgânicos, contém substâncias que reemitem a radiação (RAMOS *et al.*, 2016).

São modelos de filtros orgânicos a benzofenona, associada ao combate à UVA, e octocrileno, mais aplicado no bloqueio UVB. Além de constituírem a base da maioria dos protetores solares, eles estão inseridos em cosméticos e nas indústrias têxteis e civil para evitar a fotodegradação de pigmentos e polímeros (RAMOS *et al.*, 2016), e alguns produtos chegam a ser elaborados a partir da combinação de três a oito filtros diferentes (FENT; ZENKER; RAPP, 2010) – todos eles têm como destino final o ambiente (Figura 2).



Fonte: Adaptado de Lambropoulou e Nollet (2014, p. 479)

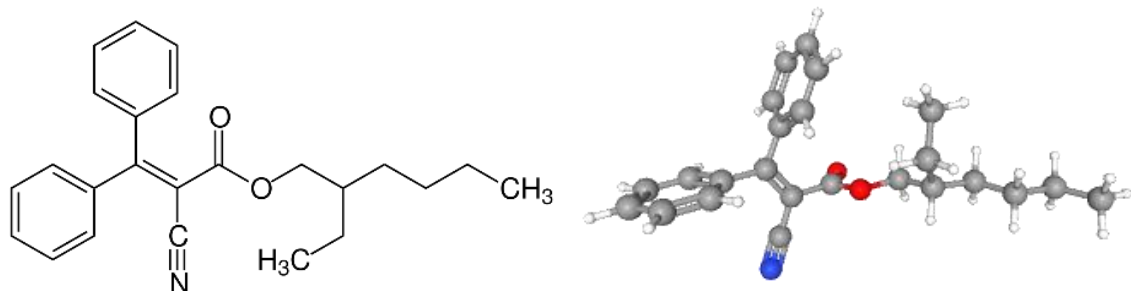
Eles derivam das descargas de efluentes industriais da sua produção; lixiviado de aterros sanitários por resquícios retidos nas embalagens; remoção em atividades recreativas pela aplicação direta na pele; percolação ou transbordamento de esgoto, ineficiência das ETEs e efluente sequer tratado, em atividades como lavagem de roupas, resíduos de fabricação e excreção humana, uma vez que parte é absorvida pelo organismo (GAGO-FERRERO; DÍAZ-CRUZ; BARCELÓ, 2012).

Devido à sua excelente fotoestabilidade e casos esporádicos de alergia, o octocrileno foi introduzido no mercado ao final dos anos 1990 (BROOKE; BURNS; CROOKES, 2008) com espectro de ação entre 290-360 nm, cobrindo a radiação UVB e parte da UVA, sendo aplicado de forma independente ou para estabilizar outros filtros e oferecer-lhes resistência à água (SCALIA; MEZZENA, 2009).

4.4 Octocrileno: propriedades químicas

O octocrileno (OC) é um éster – que são compostos derivados dos ácidos carboxílicos onde ocorre a substituição do hidrogênio da carboxila (–COOH) por um grupo orgânico – pertencente à família dos cinamatos. Em sua forma pura, ele se apresenta como um líquido de aspecto viscoso e amarelado (BROOKE; BURNS; CROOKES, 2008), com registro de identificação no *Chemical Abstract Service* (CAS) de número 6197-30-4 e fórmula molecular $C_{24}H_{27}NO_2$ (Figura 3).

Figura 3 - Fórmula estrutural e representação tridimensional do octocrileno



Fonte: Adaptado de Brooke, Burns e Crookes (2008, p. 33); National Center for Biotechnology Information (2022)

Entre suas propriedades químicas estão peso molecular de 361,49 g/mol; densidade de 1,051 g/cm³; baixa solubilidade em água de 0,0013 g/L a 20 °C; caráter pouco volátil com ponto de ebulição de 218 °C, e ponto de fusão de 14 °C (BROOKE; BURNS; CROOKES, 2008) (Quadro 1).

Quadro 1 - Síntese das propriedades químicas do octocrileno

Propriedade	Valor
CAS	6197-30-4
Fórmula molecular	C ₂₄ H ₂₇ NO ₂
Peso molecular (g/mol)	361,49
Densidade (g/cm ³)	1,051
Ponto de fusão (°C)	14
Ponto de ebulição (°C)	218
Solubilidade em água a 20 °C	0,0013
Coefficiente de partição octanol-água (log K _{ow})	6,88

Fonte: Adaptado de Brooke, Burns e Crookes (2008)

Seu elevado coeficiente de partição octanol-água (log K_{ow}) de 6,88, que é uma constante adimensional referente à hidrofobicidade (MARGOT *et al.*, 2015), tida como alta se log K_{ow}>4,0 (ROGERS, 1996), atestam seu comportamento lipofílico, com fácil associação à gorduras, óleos e lipídeos (BAKER; HORBURY; STAVROS, 2016), e reforçam sua pouca biodegradabilidade.

Mesmo limitado à proporção máxima de 10% nas composições, de acordo com a Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) nº 69 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), que dispõe sobre a lista de filtros UV permitidos em produtos de higiene pessoal, cosméticos e perfumes no Mercosul (BRASIL, 2016), e que segue os mesmos parâmetros adotados no mundo todo, ele tem sido registrado constantemente em matrizes ambientais (BIEL-MAESO; CORADA-FERNÁNDEZ; LARA-MARTÍN, 2019; KAMEDA; KIMURA; MIYAZAKI, 2011; RODRÍGUEZ; SANZ; RODRÍGUEZ, 2015; PEGORARO *et al.*, 2020) e organismos vivos (GAGO-FERRERO *et al.*, 2013; HE *et al.*, 2019; LANGFORD *et al.*, 2015; MARTINS; COSTA; BIANCHINI, 2020; MOLINS-DELGADO *et al.*, 2018; TSUI *et al.*, 2017).

4.4.1 Ocorrência do octocrileno em matrizes ambientais: águas de rios, mares e lagos, efluente, lixiviado, lodo, solo, sedimento e poeira

No Brasil, somente na última década o OC foi detectado em estudos como o de Silva, Emídio e Marchi (2015), ao investigarem a ocorrência de quatro filtros UV em seis estações de tratamento de água (ETAs) em diversas cidades do sudeste do país, onde todos eles foram detectados em algum momento durante o período de

amostragem, e por Mizukawa *et al.* (2017), analisando nove filtros UV orgânicos em sedimentos de rios urbanos afluentes do Iguazu na região de Curitiba, no Paraná, em concentrações que variaram de 5,6 a 322,2 ng/g.

Ao redor do mundo, ele foi observado por Kameda, Kimura e Miyazaki (2011), que mediram bloqueadores solares, incluindo filtros UV e estabilizadores de luz, em 22 rios, quatro efluentes e três lagos no Japão, e apesar de encontrado em poucas amostras de água, em níveis entre 1 e 14 ng/L, esteve presente em todas as de sedimentos entre 0,4 e 635 µg/kg, geralmente associado ao fixador Galaxolide®.

Mais tarde, Kaiser *et al.* (2012), estudando sete dos filtros mais utilizados em sedimentos da Alemanha por seis meses, encontraram o OC como principal contaminante, em concentrações de até 642 µg/kg. No Mar Mediterrâneo, Amine *et al.* (2012), ao longo de áreas costeiras sujeitas ao aporte de lixiviados e efluentes sem tratamento, selecionaram rios impactados por décadas e os compararam com pontos de efluentes tratados, relatando diferenças na ocorrência de filtros em áreas com e sem atividades balneares, e um pico de OC de 128 ng/g.

Também em águas costeiras, desta vez em seis praias de Gran Canária, uma ilha da Espanha, Rodríguez, Sanz e Rodríguez (2015) voltaram a determinar a presença dos filtros como consequência de atividades recreativas à beira-mar, registrando oito dos mais comuns como o OC, sendo que 99% das coletas apresentaram pelo menos um deles, em níveis de até 3.316,7 ng/L.

Pintado-Herrera *et al.* (2017), em terras espanholas, realizaram um dos primeiros paralelos entre contaminantes legalizados e emergentes na baía de Cádiz e estuário de Huelva, e descobriram a frequência de 46 das 97 substâncias-alvo em sedimentos. Os filtros, com OC incluso, foram responsáveis pelos números mais altos, com máxima de 575 ng/g, que eles atribuíram à deposição atmosférica após combustão, descargas de efluentes e recreação.

No Mar Báltico, investigando produtos farmacêuticos e 11 tipos de filtros em cinco rios afluentes, Fisch, Waniek e Schulz-Bull (2017) detectaram OC em todas as amostras de água, de 0,6 a 836,3 ng/L; e Apel, Tang e Ebinghaus (2018), estudando a distribuição de estabilizadores e filtros em sedimentos dos mares chineses Bohai e Yellow, detectaram 16 PEs, com destaque ao OC com os maiores níveis de 25 ng/g.

Em trabalho semelhante, Apel, Joerss e Ebinghaus (2018) replicaram os testes nos mares do Norte e Báltico, e mais uma vez se depararam com o OC como poluente predominante quanto à frequência de detecção (79%) e concentrações (até

9,7 ng/g), e fontes diretas e indiretas foram associadas à sua entrada no ambiente, muito pela influência de populações ribeirinhas.

Biel-Maeso, Corada-Fernández e Lara-Martín (2019) monitoraram 66 PEs em águas afluentes, efluentes e lodo de ETEs no sudoeste da Espanha, no período de um ano, com relatos de maior abundância de filtros nos meses mais quentes.

Dada a baixa remoção no tratamento (<70%), 30 desses poluentes estiveram sempre presentes no efluente final, e os valores mais significativos entre os filtros foi atribuído ao OC, com participação de 4 a 7 µg/L no material dissolvido, de 12 a 95 µg/g no particulado e de 651 ng/g em colunas de solo irrigado com a água residual (BIEL-MAESO; CORADA-FERNÁNDEZ; LARA-MARTÍN, 2019).

Quanto à sua ocorrência no ar, Pegoraro *et al.* (2020) coletaram amostras entre 2010 e 2011, no Canadá, para analisar sete filtros UV, e obtiveram índices de 80 a 2.030 pg/m³ quando somadas as fases de gás e partícula. Houve forte ação da sazonalidade e picos no verão, relacionado à volatilização das superfícies terrestres e aquáticas e aumento de atividades humanas nesse período.

Yang, Ching e Kadokami (2022), ao investigarem PEs em poeira de diferentes ambientes internos na Malásia, encontraram 57 compostos de sete classes químicas, que variaram de 5.980 a 183.000 ng/g, com destaque para os produtos de higiene pessoal, incluindo OC, com nível médio de 12.000 ng/g.

Esses trabalhos são exemplos da onipresença do OC em diversas matrizes e em países de diferentes continentes, incluindo Américas do Norte e Sul, Europa e Ásia, em sua maioria desenvolvidos, relacionado ao maior fluxo de pessoas, atividades industriais e consumo de produtos com ele incluso. Os dados reiteram seu caráter persistente e difícil remoção, maior frequência em estações mais quentes, ocorrência associada à outros PEs ou filtros UV e o uso de tecnologias avançadas de detecção, aparecendo sempre como pg, ng ou µg.

4.4.2 Ocorrência do octocrileno em organismos vivos: bacalhaus, corais, ostras, golfinhos, tainhas e raias

No campo dos organismos vivos, Langford *et al.* (2015), com intuito de estimar o potencial de acumulação trófica de oito filtros e estabilizadores UV na Noruega, utilizaram representantes da biota aquática como caranguejo, camarão e bacalhau na baía do fiorde de Oslo, e perca, peixe branco e burbot no lago Mjøsa –

para sua surpresa, o fígado de todos os bacalhaus estavam contaminados com pelo menos um dos filtros, sendo 80% deles com OC, e uma concentração máxima de 12 µg/g chegou a ser medida em um único indivíduo.

Mesmo que frequências de detecção menores tenham sido relatadas para as espécies de água doce, eles fizeram questão de ressaltar que diferentes cargas dos poluentes chegavam até as matrizes dependendo da extensão do tratamento, e que somente etapas primárias eram insuficientes para sua remoção, principalmente pela natureza hidrofóbica das substâncias (LANGFORD *et al.*, 2015).

Tsui *et al.* (2017) encontraram OC ao avaliarem sete filtros orgânicos em água do mar, sedimentos e, em especial, cinco espécies de corais no Rio das Pérolas, região sul da China, presente nos tecidos moles com fator de bioacumulação variando de 2,21 a 3,01. He *et al.* (2019), na baía de Chesapeake, maior estuário dos EUA, buscando PEs como antibióticos, hormônios e filtros em 14 pontos, voltaram a destacar o OC como o mais recorrente em água (93-100%), sedimento (100%) e tecido de ostras (79-100%).

Em um dos poucos trabalhos realizados no Brasil, Gago-Ferrero *et al.* (2013) inspecionaram 56 amostras de tecido hepático de indivíduos mortos de golfinho franciscana (*Pontoporia blainvillei*), capturados acidentalmente ou encalhados ao longo da costa de seis estados, e chamaram a atenção para a ocorrência de OC em 21 delas, em níveis entre 89 e 782 ng/g, sendo São Paulo responsável pelas maiores frequências (70%) e o Rio Grande do Sul pelos números de pico.

Na urbanizada Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro, Molins-Delgado *et al.* (2018) examinaram tainhas (*Mugil liza*) e registraram oito filtros e metabólitos derivados deles, com dados sólidos de OC nos tecidos. As concentrações mais baixas foram quantificadas nos músculos e guelras (3,07-31,6 ng/g) e as mais significativas nos fígados (5,47-451 ng/g), levando-os a uma estimativa de ingestão diária entre 0,3 e 15,2 ng/kg em relação ao peso corporal.

Martins, Costa e Bianchini (2020), em testes com raia-viola, *Pseudobatos horkelii*, espécie endêmica do Brasil e criticamente ameaçada de extinção, relataram PEs em pelo menos um dos tecidos, sobretudo em fígados, seguidos por músculos e brânquias, atribuindo valores relativamente altos de OC às exposições crônicas.

Entre 2013 e 2020, observa-se que os relatos de OC em organismos estão de acordo com os registros em matrizes, indicando sua presença em países desenvolvidos, como Noruega; industrializados, como China e EUA; e em áreas

densamente povoadas, como São Paulo e Rio de Janeiro. Além disso, os dados se concentram em animais aquáticos de água doce e salgada, matrizes diretamente afetadas pelos lançamentos e que recebem a maior parte das pesquisas – ele apareceu em tecidos, músculos, guelras, brânquias e principalmente associado ao fígado, com alto potencial de bioacumulação.

Por isso, ao reunir preceitos de farmacologia, bioquímica, fisiologia, genética e patologia, a toxicologia surge como instrumento para avaliar o comportamento dessas substâncias quanto à capacidade de interagir com o material genético e promover alterações nos sistemas biológicos (AL-SABTI; METCALFE, 1995).

4.5 Ciclo celular, toxicologia e organismos-teste

Antes de discorrer sobre a toxicologia e organismos-teste, parte da seção foi destinada a explicar o ciclo celular, que consiste na base para compreendê-la, a partir de *Biology*, de Raven *et al.* (2020), e *Campbell Biology*, de Urry *et al.* (2021).

Para se multiplicar e dar continuidade ao desenvolvimento de organismos eucariontes, uma célula percorre etapas previsíveis e organizadas que constituem o ciclo celular, separado em dois momentos conhecidos por intérfase e fase mitótica.

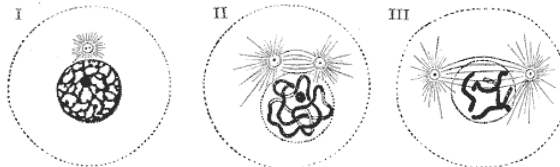
A intérfase, período em que a célula está se preparando para a divisão, tem início em G_1 , quando ela dá início ao processo de aumentar em volume, replicar organelas e produzir novos componentes moleculares. Na etapa S, uma cópia completa do DNA é sintetizada no interior do núcleo e o centróssomo, estrutura organizadora dos microtúbulos que auxiliarão na posterior separação do material genético, é duplicado; e em G_2 , ela cresce ainda mais, fabrica novas proteínas e começa a reorganizar seu conteúdo.

Logo em seguida, a fase mitótica se estende por prófase, metáfase, anáfase e telófase, além de um quinto momento de citocinese, que pode ter início de forma conjunta durante anáfase ou telófase.

Partindo do final da intérfase em G_2 e sabendo que a essa altura a célula copiou seu DNA, cada cromossomo passa a ter duas cópias de si conectadas, as cromátides irmãs, mas elas ainda não são claramente visíveis porque estão em seu aspecto fibroso e descondensado.

No início da prófase, os cromossomos passam a se condensar e o fuso mitótico, composto pelos microtúbulos, começa a se formar, enquanto que o nucléolo ou nucléolos, que são partes do núcleo, desaparecem, indício de que o próprio núcleo está prestes a se partir (Figura 4).

Figura 4 - Diferentes momentos de prófase

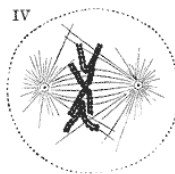


Fonte: Adaptado de Moreira (2015, p. 170)

Os últimos instantes de prófase ou prometáfase são marcados pela condensação ainda mais intensa dos cromossomos, de maneira a se tornarem muito compactados; pelo rompimento do envoltório nuclear, liberando-os no citoplasma; e pela expansão do fuso mitótico.

Na metáfase, o fuso alinha os cromossomos no centro ao longo da placa metafásica (Figura 5), e ele faz isso através do cinetócoro, um arranjo de proteínas presente no centrômero. Antes de seguir para a anáfase, a célula verifica se todos os cromossomos estão devidamente na placa com seus cinetócoros seguros, garantindo que as cromátides se dividirão uniformemente.

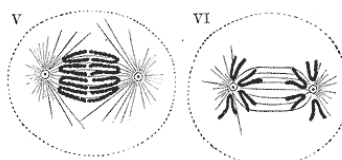
Figura 5 - Cromossomos alinhados em metáfase



Fonte: Adaptado de Moreira (2015, p. 170)

Durante a anáfase, as cromátides enfim se separam e são empurradas para extremidades opostas, porque a proteína que as mantinham unidas é quebrada, permitindo que elas se tornem cromossomos únicos novamente (Figura 6).

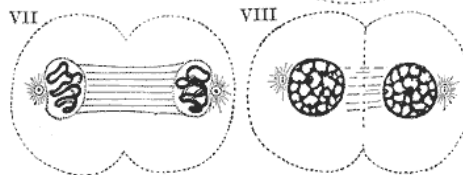
Figura 6 - Diferentes momentos de anáfase



Fonte: Adaptado de Moreira (2015, p. 170)

Na telófase, a célula restabelece sua estrutura à medida que a citocinese progride: o fuso é interrompido; dois novos envelopes nucleares são formados; os nucléolos reaparecem; e os cromossomos se descondensam, dando origem à duas novas células-filhas (Figura 7).

Figura 7 - Diferentes momentos de telófase



Fonte: Adaptado de Moreira (2015, p. 170)

Os ensaios de citotoxicidade estão intimamente associados à este ciclo porque são baseados no índice mitótico (IM), dado expresso em porcentagem que mede a taxa de divisão celular (SMAKA-KINCL *et al.*, 1996) – distúrbios nas condições do meio, como aqueles oriundos de poluição, são refletidos nas plantas, por exemplo, através da inibição da germinação ou crescimento das raízes, sinais de que pode estar havendo problemas com as células (ALVIM *et al.*, 2011).

Eles normalmente são realizados em conjunto com os de genotoxicidade, referentes às alterações induzidas durante o ciclo, demonstradas por autores como Braga e Lopes (2015) e Herrero *et al.* (2012) em casos de aumento de micronúcleos, falhas de alinhamento no fuso e pontes entre cromátides. Ambos os ensaios têm por objetivo simular condições reais de matrizes expostas à PEs (ARENZON; PEREIRA NETO; GERBER, 2011) e constituem uma ferramenta confiável no monitoramento ambiental (CIRCUNVIS; HECK; VICENTINI, 2012).

Para isso, é necessário que se defina um organismo que ceda suas células para análise, que são também chamados de organismos-teste ou bioindicadores. Em geral, são espécies viáveis de manter em laboratório, com biologia conhecida (ARENZON; PEREIRA NETO; GERBER, 2011) e pertencentes a diferentes níveis tróficos: produtores (algas), consumidores primários (microcrustáceos), secundários (peixes) e até mesmo decompositores (bactérias) (MOREIRA, 2014).

Ciente de que a complexidade dos ecossistemas é impossível de ser reproduzida, considerando a diversidade de interações que os atores estão sujeitos na natureza (COSTA *et al.*, 2008), os bioensaios com plantas ainda assim são os

mais sensíveis, simples se comparados aos de animais, e amplamente adotados por serem receptores diretos (MA *et al.*, 1995; PEDRO, 2008).

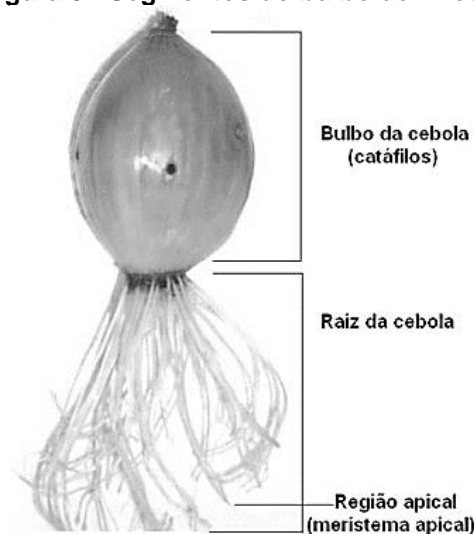
4.5.1 Sistema *Allium cepa* L.

A cebola (*Allium cepa* L.) é considerada uma excelente espécie para este fim, tendo sua aplicação validada internacionalmente pelo Programa Internacional de Segurança Química (PISQ) e Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) (GROVER; KAUR, 1999), além de padrão ouro para avaliação de cito e genotoxicidade (FERETTI *et al.*, 2007; PARVAN *et al.*, 2020).

Trabalhos anteriores com PEs em *A. cepa* envolveram as mais variadas substâncias, incluindo o filtro UV benzofenona (HOŞGÖR; ÇAVUŞOĞLU; YALÇIN, 2017), antimicrobianos (TRUSHIN *et al.*, 2013), plastificantes e conservantes (HERRERO *et al.*, 2012), fármacos (GARCÍA-MEDINA *et al.*, 2020), hormônios (HOWELL *et al.*, 2007) e efluentes têxteis (LELES, 2017).

Como algumas células se dividem lentamente ou não se dividem, deixando a etapa G₁ de intérfase e entrando em um estado de inércia G₀, onde não estão se preparando e apenas desempenham suas funções (RAVEN *et al.*, 2020; URRY *et al.*, 2021), é importante que se aplique células de rápida divisão, e isso é ofertado por ela com seus meristemas, tecidos de intensa atividade ou proliferação celular localizados na extremidade das raízes (Figura 8).

Figura 8 - Segmentos do bulbo de *A. cepa*



Fonte: Rossi-Rodrigues *et al.* (2011, p. 5)

A lista de vantagens é extensa: facilidade de cultivo; disponibilidade durante todo o ano; contato direto com a amostra, incluindo misturas complexas, sem extração ou pré-tratamento; boa correlação com sistemas superiores, incluindo mamíferos; número reduzido de cromossomos e boa visualização; e possibilidade de testar parâmetros macro e microscópicos (GRANT, 1982; KURAŚ *et al.*, 2006; MATSUMOTO; MARIN-MORALES, 2004; RANK; NIELSEN, 1993) – nas palavras de Fiskesjö (1985), cuja metodologia será adotada no estudo, o emprego de séries de *A. cepa* para cada concentração a ser testada é um valioso prognóstico de risco.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Local e cronograma

O experimento foi desenvolvido majoritariamente no Laboratório de Ecologia (C101) e eventualmente na Central Analítica Multiusuário (CAMulti) (G107) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), câmpus de Campo Mourão.

As atividades práticas se estenderam entre os meses de outubro e dezembro de 2021 (Quadro 2), segundo protocolo estabelecido por Fiskesjö (1985), autor responsável pelo alicerce do sistema *Allium* e referência em ensaios de toxicidade a partir da caracterização deste organismo-teste.

Quadro 2 - Cronograma mensal das atividades desenvolvidas

Mês	Atividades
Outubro	Aquisição do material, testes preliminares e delimitação da pesquisa
Novembro	Testes de diluição e experimento com 100 µg/L, controle em água destilada e DMSO
Dezembro	Experimento com 200 e 300 µg/L e controle DMSO + Tween®

Fonte: Autoria própria (2022)

5.2 Aquisição do material

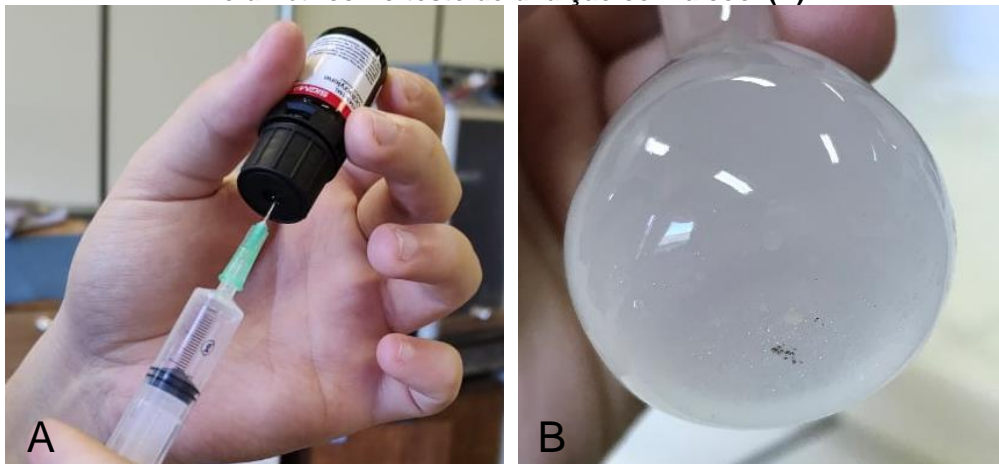
O OC foi obtido na forma pura mediante compra com a empresa norte-americana Sigma-Aldrich®, em frasco de 1,0 g. Cerca de 580 sementes de cebola ou 2,0 g (290 sementes/g), variedade 071 – Baia Periforme, livres de agrotóxicos, foram adquiridas em casa de agropecuária no próprio município, todas do mesmo lote 135132-003, com germinação de 98%, pureza de 99,8%, safra 17/18 e validade estipulada para julho de 2022.

Os bulbos, devido à decomposição do material orgânico, foram incorporados conforme necessidade, preferencialmente de hortas orgânicas em cultivos também livres de agroquímicos. Os demais reagentes, equipamentos e vidrarias utilizadas eram de propriedade do laboratório C101, aberto e disponível para uso por parte dos alunos, salvo exceções de materiais que foram compartilhados pela CAMulti.

5.3 Testes de solventes e preparo das soluções

A partir da pouca solubilidade do OC em água, houve a demanda de se encontrar um solvente adequado, e os primeiros testes da sua afinidade com etanol (C_2H_5OH) mostraram-se falhos. Artigos de referência, como Galanakis, Tsatalas e Galanakis (2018), não traziam as proporções requeridas com exatidão, e ele acabou incrustado nas paredes da vidraria (Figura 9).

Figura 9 - Extração do octocrileno com kit seringa e agulha (A) e incrustação em balão volumétrico no teste de diluição com álcool (B)



Fonte: Autoria própria (2021)

O uso de dimetilsulfóxido (DMSO) (C_2H_6OS) – solvente popular por sua molécula anfipática, com extremidade polar (hidrofílica) e apolar (hidrofóbica), que lhe conferem dissolução em meio aquoso e orgânico (SANTOS *et al.*, 2003) –, preconizado em estudos similares (BOCCARD *et al.*, 2019; FALFUSHYNSKA *et al.*, 2021; STIEN *et al.*, 2019) e preparado à nível de 0,0001% v/v, foi eficiente na produção das soluções de 100 $\mu g/L$, adotada como inicial baseado nos registros de OC em matrizes e organismos, e 200 $\mu g/L$.

Para a solução de 300 $\mu g/L$, no entanto, ele não foi suficiente e parte do composto permaneceu na fase sólida. Por isso, recorreu-se ao Tween[®] 20 como segundo solvente, tensoativo hidrofílico geralmente empregado para obter misturas do tipo óleo em água, incorporado à 0,2% do volume total e também adotado em ensaios com OC por Niculae *et al.* (2013) e Niculae *et al.* (2014).

Todas elas foram agitadas por 10 min em rotação variável de 3.000 a 25.000 rpm no equipamento Ultra-Turrex IKA[®] T18 Digital (Figura 10), aparelho destinado à

homogeneização de águas residuárias, desagregação de pigmentos e dispersão de emulsões, e mantidas refrigeradas e ao abrigo de luz.

Figura 10 - Equipamento de agitação Ultra-Turrex



Fonte: Autoria própria (2021)

Ao final, haviam três soluções de OC a serem testadas (100, 200 e 300 µg/L) e outras três correspondendo aos respectivos controles (Quadro 3), utilizados como forma de inferir o comportamento neutro da cebola (água destilada) e possíveis impactos dos solventes sobre ela (DMSO e DMSO + Tween®), e a partir desse ponto, o experimento pôde ser dividido em blocos macro e microscópicos.

Quadro 3 - Síntese das soluções testadas

Ensaio	Atividades
C1	Água destilada
C2	DMSO
C3	DMSO + Tween®
T1	100 µg/L
T2	200 µg/L
T3	300 µg/L

Fonte: Autoria própria (2022)

5.4 Germinação e crescimento das raízes

No segmento macroscópico, para o teste de germinação, as sementes foram distribuídas sobre papel filtro em placas de Petri previamente autoclavadas, sendo 10 sementes por placa e com espaçamento suficiente para o desenvolvimento de

cada uma (Figura 11), replicadas em quintuplicata ou cinco repetições, totalizando 50 sementes para cada solução, incluindo os grupos controle.

Figura 11 - Sementes plaqueadas



Fonte: Autoria própria (2021)

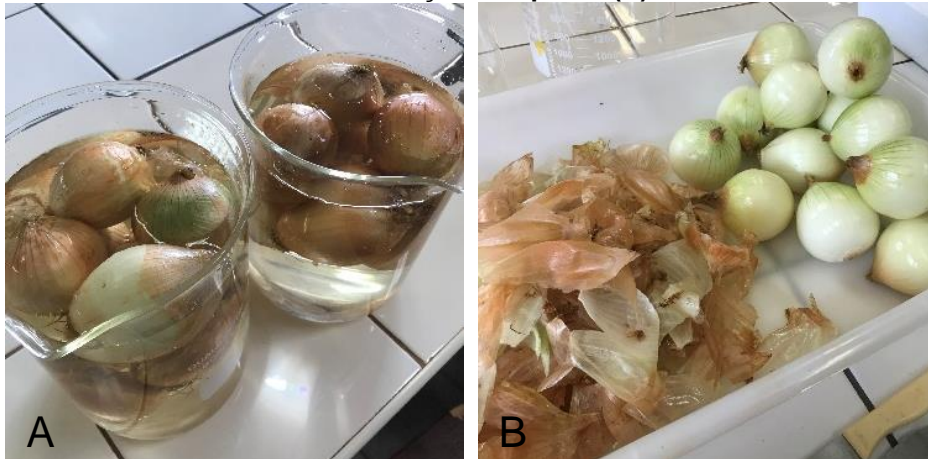
Cada placa recebeu uma dose inicial de 2,0 mL de solução com micropipeta, suficiente para umedecer o meio sem encharcá-lo, e todas foram mantidas por oito dias na estufa incubadora BOD em ambiente controlado de 20 °C, a simular um cenário próximo do real. Diariamente, eram adicionados até 0,5 mL naquelas com sinais de ressecamento, e ao final, foram contabilizadas visualmente as sementes germinadas, definidas como aquelas com raízes de no mínimo 0,1 cm.

No teste de comprimento radicular, as raízes dessas mesmas sementes foram medidas com régua métrica simples, e com os dados tabelados, extraiu-se a média aritmética para cada solução, que foi empregada para comparação entre elas.

5.5 Citotoxicidade e genotoxicidade

No segmento microscópico, os bulbos de cebola foram mantidos submersos por 30 min e lavados com água corrente para remoção de quaisquer impurezas retidas em sua superfície (Figura 12A), e em seguida, passaram pela remoção dos catáfilos secos, retirada das raízes envelhecidas e desobstrução dos poros para o novo crescimento radicular (Figura 12B).

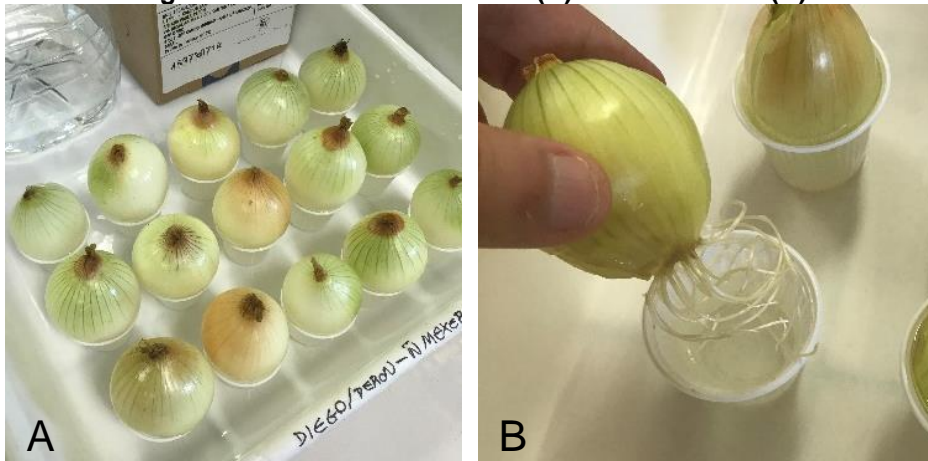
Figura 12 - Limpeza dos bulbos (A) e remoção dos catáfilos secos, raízes envelhecidas e desobstrução dos poros (B)



Fonte: Autoria própria (2021)

Eles foram distribuídos em copos descartáveis com água destilada (Figura 13A), de maneira que os poros estivessem em contato com o líquido, que era trocado periodicamente. Quando havia um número razoável de raízes e em tamanho suficiente (Figura 13B), realizava-se a primeira coleta (0h), preferencialmente de duas raízes por bulbo, e a água era removida e substituída pela solução, também em quintuplicata, com cinco cebolas para cada teste, incluindo os grupos controle.

Figura 13 - Bulbos distribuídos (A) e novas raízes (B)



Fonte: Autoria própria (2021)

Outras duas coletas eram realizadas nos períodos de 24 e 48h, e o preparo das lâminas seguiu o protocolo de Guerra e Souza (2002): após retiradas, as raízes eram mergulhadas no fixador Carnoy 3:1 (álcool etílico: ácido acético), que interrompia a divisão celular, onde permaneciam de um dia para o outro (Figura 14).

Figura 14 - Raízes submersas em tubos de ensaio com Carnoy 3:1

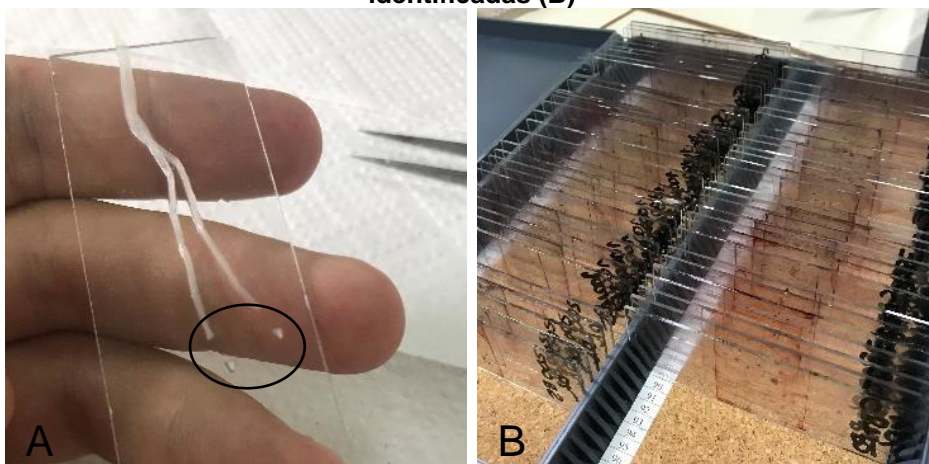


Fonte: Aatoria própria (2021)

Posteriormente, elas eram lavadas três vezes em água destilada e novamente submersas, desta vez em ácido clorídrico (HCl) 1N por 15 min, para livrar as células de estruturas que poderiam atrapalhar a visualização dos cromossomos, como parede celular e demais organelas, e depois lavadas novamente.

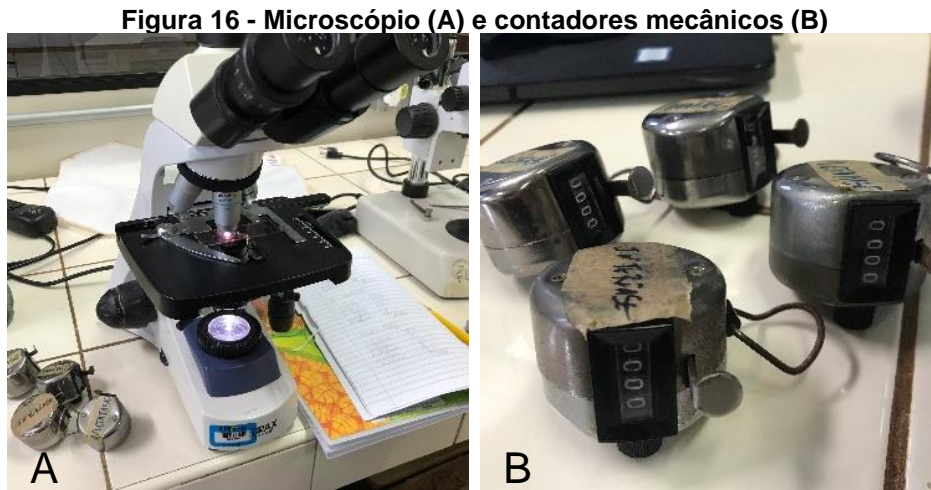
As raízes eram então depositadas nas lâminas, onde se extraía a região meristemática (Figura 15A), coradas com orceína acética 2% e maceradas com bisturi de forma a serem reduzidas em partes ainda menores e se espalharem pelo vidro. Elas também recebiam lamínula e esmalte, que reduziam a desidratação e as tornavam legíveis por mais tempo, e eram armazenadas em uma caixa fechada para conservação (Figura 15B).

Figura 15 - Meristemas de interesse separados das raízes (A) e caixa com lâminas prontas e identificadas (B)



Fonte: Aatoria própria (2021)

As lâminas foram lidas em microscópio óptico na objetiva de aumento de 40 vezes (Figura 16A), contabilizando 1.000 células em cada e identificando-as de acordo com as etapas da divisão com auxílio de contadores mecânicos (Figura 16B).



Fonte: Autoria própria (2021)

Quanto aos cálculos, a citotoxicidade foi obtida pelo IM (Equação 1), que considera o quociente entre o total de células em divisão pelo total de células observadas, e a genotoxicidade pelo índice de alterações cromossômicas (IAC) (Equação 2), que relaciona o total de células alteradas pelo total de células observadas, ambos expressos em porcentagem e sugeridos por Fiskesjö (1983).

$$IM = \frac{\text{total de células em divisão}}{\text{total de células observadas}} \times 100 \quad \text{Eq. (1)}$$

$$IAC = \frac{\text{total de células alteradas}}{\text{total de células observadas}} \times 100 \quad \text{Eq. (2)}$$

Os dados dos testes de fitotoxicidade, citotoxicidade e genotoxicidade foram analisados por ANOVA, seguido do teste Kruskal-Wallis H com Dunn pós teste ($p < 0,05$), utilizando o *software* BioEstat[®], versão 5.3.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados a seguir estão limitados ao experimento descrito anteriormente; de antemão, ressalta-se que os grupos controle C2 e C3, que dizem respeito aos solventes, foram omitidos por não terem afetado o desempenho da planta, e o controle C1 em água destilada adotado como referência.

6.1 Efeito de hormese

Microscopicamente, ao observar exclusivamente os números finais de divisão celular, extraídas as médias das quintuplicatas, houve aumento do índice mitótico (IM) entre 0 e 48h para todas as concentrações testadas, sempre com máximo em 24h e ligeira queda em 48h (Tabela 1).

Tabela 1 - Índice mitótico, sementes germinadas e comprimento das raízes

Teste	Índice mitótico (%)			Sementes (qtde.)	Raízes (cm)
	0h	24h	48h		
C1	9,06	15,46	15,2	26	2,36
T1	17,3	34,36	30,54	15	3,54
T2	21	25,48	22,9	13	1,98
T3	13,9	20,06	16,42	12	1,73

Fonte: Aatoria própria (2022)

Entre 0 e 48h, o grupo controle C1 obteve saldo positivo de 6,14, enquanto que o ganho mais significativo nas taxas de divisão foi registrado para T1, teste de concentração mais baixa, com 13,24 e máximo de 17,06 nas primeiras 24h; ganhos mais discretos ocorreram em T2 (1,9) e T3 (2,52), exposições mais altas. A análise deste conjunto de dados, portanto, implica que o OC não causou citotoxicidade nas células, pois o IM nunca esteve abaixo do valor inicial (FISKESJÖ, 1983).

Como o trabalho é o primeiro a estabelecer uma relação entre o OC e o sistema *A. cepa*, existe a carência de publicações que possibilitem comparações diretas entre os resultados obtidos, mas buscou-se contornar o problema através da busca por exemplos onde o OC tenha sido testado em outros sistemas ou poluentes similares tenham sido testados em *A. cepa*.

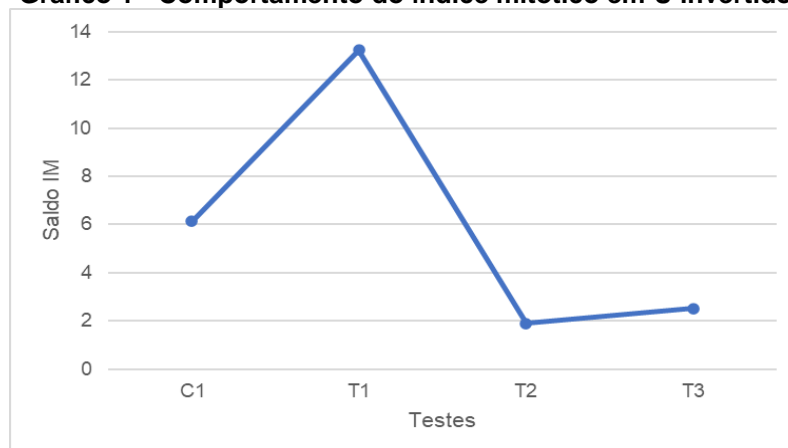
Ao investigarem os efeitos dos poluentes chumbo (Pb), metal pesado, e ácido salicílico, substância com propriedades esfoliantes e antimicrobianas presente em uma série de cosméticos, em *A. cepa*, Trushin *et al.* (2013) observaram que o ensaio combinado aumentou o IM em relação ao controle, assim como o Pb sozinho, que parece ter estimulado a divisão celular. Anteriormente, a mesma equipe havia demonstrado que o Pb poderia promover aumento do índice em células de ervilha, *Pisum sativum* L. (RATUSHNYAK *et al.*, 2012).

Nagaonkar, Shende e Rai (2015), avaliando nanopartículas de cobre (Cu), outro metal pesado, mediadas por extrato de frutas *Citrus medica* L. em *A. cepa*, em concentrações de 10 a 100 mg/L, também registraram um efeito mito-acelerador com aumento do IM nas exposições mais baixas, e um posterior declínio gradual ao elevar as doses e os tempos de contato; e Raskar e Laware (2014) tiveram os mesmos desdobramentos ao testarem nanopartículas de zinco (Zn) em *A. cepa*, com acréscimo no IM nos menores tratamentos de 10 e 20 mg/L.

Esse ganho do IM, sobretudo nas concentrações mais baixas, parece estar relacionado à tentativa da planta de se proteger e combater o agente estressor – trata-se de um fenômeno de dose-resposta que recebe o nome de hormese, e que pode ser entendido como um estágio de excitação onde o organismo é estimulado e pode apresentar desempenho superior ao controle (CALABRESE; BALDWIN, 1999).

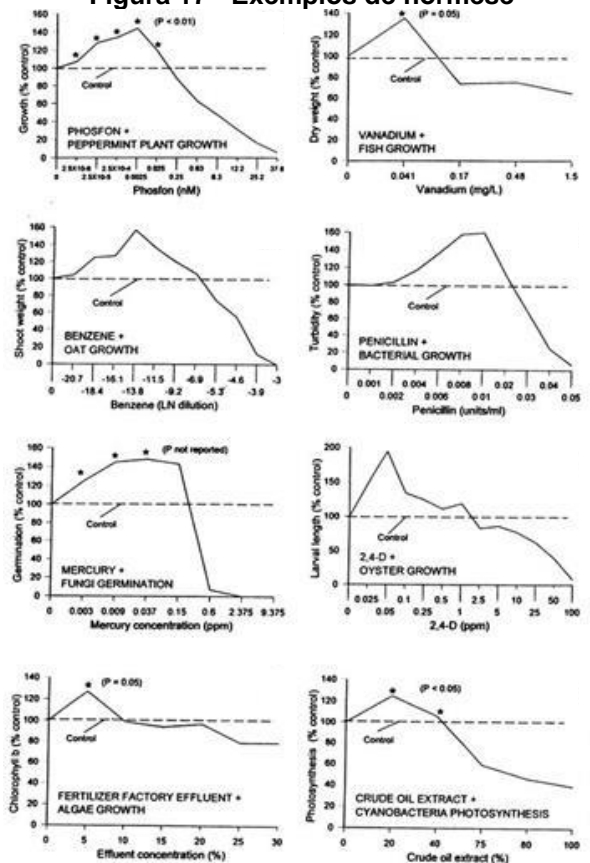
O efeito se torna ainda mais evidente plotado em um gráfico (Gráfico 1), que demonstra uma tendência de U invertido pelo alto ganho de IM na primeira e menor concentração T1, e encontra bases na extensa revisão elaborada sobre o tema por Calabrese e Baldwin (1999) (Figura 17).

Gráfico 1 - Comportamento do índice mitótico em U invertido



Fonte: Autoria própria (2022)

Figura 17 - Exemplos de hormese



Fonte: Adaptado de Calabrese e Baldwin (1999, p. 728)

A forma da curva de dose-dependência para substâncias tóxicas tem sido tema de um enorme debate que teve início há várias décadas e continua ainda hoje (CALABRESE, 1978). Ao contrário do que foi defendido por muito tempo, de que ela consistiria em uma reta decrescente que partiria do controle em 0 com o melhor desempenho, e decairia conforme se aumentasse a concentração (ALBERT; ALTSHULER, 1976), a hormese propõe uma reflexão da capacidade dos sistemas em se adaptarem, sendo amplamente generalizável, independentemente do agente químico ou físico, modelo biológico ou ponto final (CALABRESE; BALDWIN, 2003).

O que provavelmente acontece é que as pequenas concentrações correspondem a baixos níveis de estresse, fazendo com que as vias normais de desintoxicação do organismo-teste não sejam totalmente saturadas (CALABRESE; BALDWIN, 1999).

Como a maioria dos sistemas biológicos opera dentro de uma zona ótima de resposta, que é mantida por uma série intrincada de processos bioquímicos, o organismo tenta “desesperadamente” reparar o dano causado de múltiplas formas, incitando atividades como crescimento, longevidade e reprodução, até que se atinja

um ponto em que sua capacidade de recompensar seja sobrecarregada, quando ocorre toxicidade (CALABRESE; BALDWIN, 1999).

Efeitos de hormese comprovados em *A. cepa* incluem as descobertas de Howell *et al.* (2007) com o hormônio 24-epibrassinolida, que em baixas doses de exposição (5 µg/L) quase dobrou o número de mitoses e o comprimento médio das raízes em relação ao controle, enquanto que altos níveis próximos de 500 µg/L provocaram queda em ambos os parâmetros; de Patnaik, Achary e Panda (2013), onde o bioensaio com cromo (Cr) exibiu estímulo em baixa dose e inibição do crescimento nas mais altas; e de Leles (2017), avaliando a toxicidade de um efluente têxtil proveniente da lavagem de telas em cebola e alface (*Lactuca sativa*), que impulsionou o desenvolvimento das sementes.

Um único exemplo de correlação entre OC e hormese foi encontrado por Thorel *et al.* (2020) na microalga *Tetraselmis* sp. – apesar de não ter relatado efeito na morfologia celular, o OC provocou um aumento leve na taxa de crescimento na exposição de 1 mg/L, mas a atividade metabólica decaiu a partir do sétimo dia.

6.2 Mitose tardia e espécies reativas de oxigênio

Macroscopicamente, houveram perdas gradativas na germinação quando comparadas ao controle C1 em T1 (22%), T2 (26%) e T3 (28%), e no comprimento radicular, que sofreu redução em T2 (0,38 cm) e T3 (0,63 cm), apesar do aumento em T1 (1,18 cm) (Tabela 1).

Hoşgör, Çavuşoğlu e Yalçın (2017) avaliaram efeitos fisiológicos e citogenéticos de um outro filtro UV, a benzofenona, em *A. cepa*, em níveis de 100, 250 e 500 mg/L, e também relataram queda no comprimento das raízes e na porcentagem de enraizamento de forma proporcional ao aumento da concentração.

Os autores Herrero *et al.* (2012) testaram o plastificante di(2-etilhexil)ftalato (DEHP), triclosan (TCS) e o conservante propilparabeno (PPB), todos PEs, em *A. cepa*, e obtiveram resultados semelhantes quanto ao comprimento das raízes nos tratamentos com TCS e PPB, que sofreram reduções do tipo dose-dependente. O mesmo ocorreu com García-Medina *et al.* (2020), que investigaram o fármaco carbamazepina, usado para tratar epilepsia e transtorno bipolar, obtendo uma redução progressiva no crescimento das raízes de acordo com o nível de exposição.

No entanto, a comparação entre os dados macro e microscópicos denota um conflito gerado pela quebra de expectativa natural de que o aumento do IM refletiria em ganhos de germinação ou crescimento radicular, o que não se confirmou.

Isso também foi registrado por Tkalec *et al.* (2009), que se depararam com índices contraditórios ao examinarem os efeitos de campos eletromagnéticos de radiofrequência em *A. cepa* e perceberem que o aumento da atividade mitótica nos meristemas não proporcionou benefícios à taxa de germinação e crescimento das raízes, que não diferiram do controle.

Para Nakajima, Shida e Toyama (1996) e Hu, Bao e Li (2000), resultados confusos ou divergentes envolvendo a divisão celular em organismos vegetais podem ter sua origem na interação complexa de fatores mitogênicos com o desequilíbrio de fitohormônios no meio. Tkalec *et al.* (2009), por exemplo, alegaram que o aumento do IM não estava necessariamente relacionado com o aumento da proliferação celular, mas era consequência de um retardo na mitose.

Essas observações fizeram com que o IM fosse destrinchado para além dos números superficiais, sendo investigada cada etapa da divisão de forma individual, onde notou-se sinais de mitose tardia com o acúmulo de células em prófase em detrimento às demais fases em todos os testes (Figura 18), sempre correspondendo a mais de 80% e chegando a atingir um pico de 95,93%, enquanto que o máximo obtido no grupo controle C1 foi de 71,54% (Tabela 2).

Figura 18 - Acúmulo de células em prófase



Fonte: Autoria própria (2021)

Tabela 2 - Proporção de células em cada etapa de divisão

Tempo	Prófase	Metáfase	Anáfase	Telófase
C1				
0h	59,16	19,87	13,25	7,73
24h	71,54	15,39	8,02	5,05
48h	63,42	23,82	8,55	4,21
T1				
0h	81,62	11,45	4,39	2,54
24h	95,93	2,44	1,28	0,35
48h	92,36	4,13	2,03	0,98
T2				
0h	82,48	10,10	3,52	3,90
24h	85,09	6,75	3,14	5,02
48h	84,80	7,51	2,18	5,50
T3				
0h	73,09	11,08	8,49	5,90
24h	82,15	9,17	2,49	6,18
48h	84,53	6,58	2,80	6,09

Fonte: Autoria própria (2022)

O mesmo comportamento foi relatado em *A. cepa* por alguns dos trabalhos citados, como Howell *et al.* (2007), onde houve um grande aumento de células em prófase e telófase; Herrero *et al.* (2012), em que a proporção de prófases também aumentou consideravelmente nos testes com TCS em 1 e 5 μM (289,54 e 1.447,7 $\mu\text{g/L}$); Nagaonkar, Shende e Rai (2015), que registraram maior número de células ativamente engajadas em prófase na menor dose testada de 10 mg/L; e García-Medina *et al.* (2020), com acréscimo significativo no IM após 48h, mas acúmulo celular em transição para prometáfase/metáfase e diminuição correspondente em anáfase, que eles atribuíram à presença de espécies reativas de oxigênio (EROs).

É razoável supor que existem duas situações simultâneas que acabam por se anularem: o aumento do IM promovido por hormese, na tentativa da cebola de se defender quando exposta à níveis baixos de OC, e uma superprodução de EROs, que retém as células no ciclo e diminui as taxas de germinação e crescimento das raízes – o sintoma de mitose tardia relacionado à hormese foi descrito para o gênero *Allium* em testes com outros poluentes (PAVLICA; VASILEVSKA; PAPES, 1998).

As EROs são subprodutos da vida aeróbica indesejáveis quando em excesso (MITTLER *et al.*, 2004), e suas formas mais comuns são o oxigênio singleto ($^1\text{O}_2$), o

ânion superóxido (O_2^-), os radicais hidroxila (OH) e o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) (LIVANOS; APOSTOLAKOS; GALATIS, 2012).

Elas podem ser produzidas em vários compartimentos celulares, incluindo mitocôndrias, cloroplastos, peroxissomos e apoplasto, que é um conjunto de compartimentos existentes no exterior da membrana plasmática por onde ocorre o processo de difusão simples para absorção de água e sais (APEL; HIRT, 2004; MØLLER; SWEETLOVE, 2010).

As células vegetais desenvolveram habilidades surpreendentes não apenas para gerenciar as fontes internas e externas de EROs com mecanismos de eliminação enzimática ou não, mas também de usar os radicais livres como moléculas sinalizadoras (MITTLER *et al.*, 2011).

Há evidências convincentes de que essas espécies atuam como reguladores-chave no desenvolvimento das plantas (CONSIDINE; FOYER, 2021; LIVANOS; APOSTOLAKOS; GALATIS, 2012), implicando em processos biológicos como crescimento das raízes, respostas hormonais e reações ao estresse biótico e abiótico (MILLER; SHULAEV; MITTLER, 2008; SWANSON; GILROY, 2010; TORRES, 2010), além de controle sobre a expressão gênica (APEL; HIRT, 2004).

As EROs são inclusive capazes de modular a atividade das quinases dependentes de ciclinas, proteínas que desempenham um papel essencial na regulação da progressão do ciclo celular, permitindo transições específicas entre diferentes fases (FEHER *et al.*, 2008), mas o conhecimento sobre a interação entre elas e a mitose em organismos vegetais é limitado, apesar de relatos cada vez mais frequentes de que sua presença é crítica para a divisão (LIVANOS *et al.*, 2012).

Em pesquisas com raízes de plantas como *Triticum turgidum* e *Arabidopsis thaliana* (LIVANOS *et al.*, 2012), as EROs foram responsáveis pelos mesmos efeitos: atraso na transição de prófase para prometáfase/metáfase e saída da telófase, o que pode ter sido causado por alterações no movimento dos cromossomos e na dinâmica do envelope nuclear – sua quebra tardia em prófase ou reconstituição tardia em telófase induz acúmulo de células afetadas, comprometendo seu avanço para metáfase, que foi retardado ou até mesmo impedido.

Zhong *et al.* (2020) estudaram quatro filtros UV, sendo eles oxibenzona, avobenzona, octinoxato e OC, em pepino (*Cucumis sativus* L.), e demonstraram que, apesar do OC ter sido o que menos provocou danos em comparação aos demais, todos inibiram o crescimento acima do solo, fotossíntese e respiração em

níveis próximos de 50 μM (18,05 mg/L), prejudicando a absorção de umidade pelas raízes e levando à uma superprodução de EROs.

Outros exemplos de EROs relacionados ao OC foram descritos por López (2015), que o avaliou na microalga marinha *Tetraselmis suecica* em conjunto com o filtro UV benzofenona-3, e concluiu que, combinados, eles aumentaram os níveis de carotenoides, pigmentos que absorvem luz e protegem a clorofila contra oxidação, o que foi associado como resposta ao estresse oxidativo; e Falfushynska *et al.* (2021), que estudaram o OC com ensulizol, outro filtro UV, em mexilhões *Mytilus edulis*.

Entretanto, há uma exceção à regra, porque o crescimento das raízes em T1, de 2,36 para 3,54 cm (Tabela 1), não condiz com o aumento significativo do número de prófases neste tratamento (Tabela 2), o que exigiria a repetição do teste para conclusões mais assertivas, mas algo semelhante foi observado por Herrero *et al.* (2012) no ensaio com DEHP, onde mesmo uma perturbação na proliferação das células não impediu que as raízes continuassem crescendo.

Nesse sentido, é importante ressaltar que duas regiões diferentes de desenvolvimento podem ser encontradas nas raízes: a meristemática, que como visto contém células em divisão ativa; e a região de maturação e alongamento, onde elas se alongam rapidamente (DADA *et al.*, 2021).

O padrão e extensão do crescimento em qualquer uma dessas seções são influenciados por múltiplos fatores como microrganismos, enzimas e hormônios, e envolvem eventos independentes (HERRERO *et al.*, 2012; OBROUCHEVA, 2008). Enzimas e bactérias podem aumentar o crescimento da parte aérea da planta, ao mesmo tempo em que inibem o desenvolvimento das raízes primárias, que em seu interior podem estar sendo afetadas positiva ou negativamente pela divisão meristemática (DADA *et al.*, 2021).

Para Herrero *et al.* (2012), as raízes estavam se desenvolvendo sobretudo em decorrência do alongamento celular, e não da divisão em si – como justificativa, foi demonstrado por Ivanov *et al.* (1994) que mesmo a supressão completa da divisão celular pode não interferir no processo de alongamento.

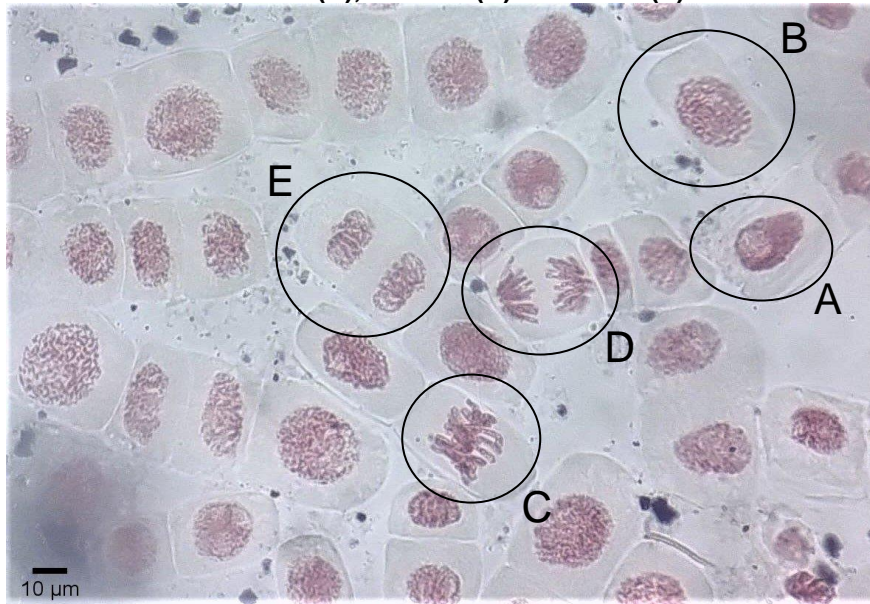
Em um dos primeiros casos, Mitchell *et al.* (1971) usaram o hormônio 24-epibrassinolida, o mesmo testado por Howell *et al.* (2007), em brotos jovens de feijão, e descobriram que os entrenós, que são partes do caule, cresceram mais e com maior espessura, e através de cortes histológicos, conseguiram demonstrar que o aumento do comprimento se deu pelo alongamento das células na parte basal.

Tkalec *et al.* (2009) chegaram à mesma conclusão, alegando que, como o crescimento depende tanto da atividade mitótica quanto do alongamento, não seria impossível obter uma exceção da correlação positiva comumente esperada, o que também pode ter ocorrido neste experimento.

6.3 Supremacia de animais aquáticos e dilema das concentrações

Quanto ao ensaio de genotoxicidade, de acordo com o postulado de Rank e Nielsen (1993), o IM nunca deve ser inferior a 50% do valor do controle para que se obtenha uma análise confiável de alterações cromossômicas. Como isso foi cumprido em todos os testes, pode-se afirmar que o OC não causou genotoxicidade nas células, ou seja, não houveram anomalias registradas (Figura 19) e por isso o IAC não chegou a ser calculado.

Figura 19 - Divisões celulares saudáveis em andamento com intérfase (A), prófase (B), metáfase (C), anáfase (D) e telófase (E)



Fonte: Autoria própria (2021)

Esse resultado parece não impedir que ocorram os efeitos de mitose tardia e superprodução de EROs descritos anteriormente. Freire *et al.* (2016), em teste com dendrímeros, macromoléculas altamente ramificadas, também em *A. cepa*, relataram estresse oxidativo mediado por EROs sem que anomalias fossem observadas, escrevendo que algumas alterações nas etapas de divisão, mais do que constituírem sequelas de dano direto ao DNA, podem ter origem apenas em distúrbios do fuso.

Apesar disso, o potencial genotóxico do OC foi demonstrado em pesquisas como as de Blüthgen *et al.* (2014), que determinaram a bioacumulação e seus efeitos em peixe-zebra (*Danio rerio*), expondo os indivíduos ao intervalo de 22 a 925 µg/L e descobrindo que, nas maiores concentrações, ele afetou o desenvolvimento de órgãos como coração, formação de vasos sanguíneos e circulação do sangue, metabolismo de células adiposas e transcrição de genes do cérebro e fígado.

Meng, Yeung e Chan (2021) usaram larvas do peixe-zebra e uma linhagem de células do fígado e estimaram uma concentração letal mediana em 96h de 251,8 µM (91,02 mg/L) nas larvas e 5,5 µM (1,99 mg/L) nas células. Ele induziu a expressão gênica de receptores do hormônio feminino estrogênio; da proteína vitelogenina (VTG), com papel fundamental no desenvolvimento ovariano; e determinação do sexo, impactando as vias antioxidantes.

Zhang *et al.* (2016) voltaram a estudá-lo em conjunto com peixe-zebra e obtiveram acúmulo corporal de até 2.321,01, 31.234,80 e 70.593,38 ng/g quando as exposições foram de 28,61, 505,62 e 1.248,70 µg/L, respectivamente.

O índice gonadossomático (IGS), que expressa em porcentagem o peso das gônadas, órgãos que produzem células reprodutoras, em relação ao peso total do corpo, e a porcentagem de oócitos, células germinativas femininas, aumentaram nos ovários das fêmeas, além de terem sido registrados problemas de resposta no cérebro, fígados e testículos (ZHANG *et al.*, 2016).

Com o peixe japonês medaka (*Oryzias latipes*), Yan *et al.* (2020) realizaram testes com OC entre 5 e 500 µg/L e também relataram aumentos significativos no IGS e no índice hepatossomático, que representa o percentual de massa do fígado, na exposição mais alta e queda na fertilidade em todos os tratamentos.

Eles notaram acréscimo no percentual de oócitos maduros e nos níveis plasmáticos de hormônios sexuais e de VTG, desequilibrando o desenvolvimento testicular e maturação do esperma, e ainda revelaram que o contato contínuo com o poluente aumentou o tempo de eclosão, as taxas de anormalidades morfológicas e a mortalidade cumulativa de embriões (YAN *et al.*, 2020).

Stien *et al.* (2019) avaliaram sua toxicidade em corais, e para isso trataram indivíduos adultos da espécie *Pocillopora damicornis* com níveis entre 5 e 1.000 µg/L. A maioria dos pólipos, cada indivíduo em uma colônia, foi fechada a partir de 300 µg/L, e foi constatado que o OC estava sendo transformado em conjugados de

ácidos graxos por meio da oxidação de parte da sua cadeia, produzindo análogos muito lipofílicos que se acumularam nos tecidos.

Thorel *et al.* (2020) investigaram 10 filtros em organismos marinhos de dois níveis tróficos, autotrófico (*Tetraselmis* sp.) e heterotrófico (*Artemia salina*), expostos aos intervalos de 20 ng/L a 2 mg/L e 10 µg/L a 1 mg/L, respectivamente.

Após 48h na concentração mais alta, o OC demonstrou efeito significativo na sobrevivência dos náuplios de *A. salina*, sem que impactos tenham sido detectados em concentrações mais baixas, com mortalidade aguda definida em 0,6 mg/L, mas esse valor é até 90 vezes maior do que os maiores níveis do composto em água do mar relatados até então (THOREL *et al.*, 2020).

Falfushynska *et al.* (2021), citados anteriormente, estudaram o OC e ensulizol em *Mytilus edulis* em 10 e 100 µg/L e não obtiveram mortalidade, corroborando com as demais pesquisas que trouxeram altas concentrações de letalidade, como Park *et al.* (2017), em testes com o microcrustáceo de água doce *Daphnia magna* em várias ordens de magnitude superior (3,18 mg/L), e Giraldo *et al.* (2017), analisando outro grupo de mexilhões *Mytilus galloprovincialis*, com doses letais superiores a 650 µg/L, e o ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus*, entre 567 e 1.091 µg/L.

Somente o OC se acumulou nos tecidos durante as exposições transmitidas pela água, mas ambos os filtros induziram efeitos tóxicos subletais como estresse oxidativo nas brânquias e glândula digestiva; aumento dos níveis de EROs nos hemócitos, células do sistema imune; apoptose; e inflamação e desregulação do sistema de biotransformação xenobiótico (FALFUSHYNSKA *et al.*, 2021).

Em um exemplo com seres humanos, Zdravković *et al.* (2019) pesquisaram seu impacto em células de melanoma metastático, caso mais grave do câncer de pele, e descobriram que nos três maiores níveis testados (20, 100 e 250 mg/L), ele diminuiu progressivamente a atividade metabólica, enquanto que a expressão da proteína ABCB5, que atua na disseminação do câncer, aumentou significativamente.

Eles apontaram que as células sobreviventes eram muito mais malignas que as iniciais, e essa maior agressividade foi confirmada pela ocorrência de canibalismo entre elas, o que representa uma estratégia de sobrevivência e que está associada à quimiorresistência e ao crescimento tumoral (ZDRAVKOVIĆ *et al.*, 2019).

O levantamento evidencia, portanto, que o OC pode afetar parâmetros como desenvolvimento de órgãos, circulação sanguínea, diferenciação e metabolismo

celular, transcrição e expressão gênica e desregulação xenobiótica, além de comprovar seu caráter bioacumulativo e potencial de mortalidade.

Os trabalhos analisados retificam que a maior parte dos ensaios com ele estão concentrados em animais e que eles são majoritariamente aquáticos, por de fato corresponder à matriz mais diretamente afetada, mas isso acaba por excluir os demais organismos-teste, incluindo os vegetais.

Mesmo que dados como os de Stien *et al.* (2019) forneçam indícios de que as concentrações de OC medidas no ambiente podem ter sido amplamente subestimadas, dada sua capacidade de ser transformado em substâncias análogas, todos os autores utilizaram doses de exposição agudas, encontrando danos apenas entre cerca de 500 e 250.000 µg/L, números superiores aos registros em matrizes.

Para Calabrese e Baldwin (1999), o fato de as estimativas de risco serem tipicamente baseadas em animais e usarem níveis de quatro a cinco ordens de magnitude além de uma experiência humana normal, consistiria em um dos grandes problemas a serem superados pela toxicologia.

Esse estudo buscou suprir essa carência, sendo baseado em uma planta terrestre e em concentrações mais próximas do real – os resultados encontrados ressaltam a importância de se incluir pequenas doses em testes do gênero, porque somente através delas foi possível discutir os efeitos de hormese e mitose tardia que poderiam ser ignorados.

7 CONCLUSÃO

O trabalho apresentou os efeitos do poluente emergente e filtro ultravioleta octocrileno no sistema *Allium cepa* L., nas concentrações de 100, 200 e 300 µg/L, e preenche uma lacuna científica não somente da relação deste poluente com este organismo-teste em específico, mas de estudos com o OC em geral, que são ainda escassos, e de todo um histórico de estimativas de risco baseado em animais e com doses muito superiores às do ambiente.

Em resposta aos objetivos específicos, ele não causou cito ou genotoxicidade nos meristemas, mas afetou a germinação e o crescimento das raízes: houve aumento no índice mitótico, que foi atribuído ao maior número de células em divisão provocado por estímulo do efeito de hormese, mas que não se traduziu em ganhos para as raízes, porque grande parte das células se acumularam em prófase, o que parece constituir um modelo de mitose tardia gerado pela superprodução de espécies reativas de oxigênio. Uma única exceção, onde o acúmulo em prófase não impediu o crescimento, pode ter sido consequência do alongamento celular.

Dessa forma, o bioensaio com *A. cepa* mostrou-se uma ferramenta útil para avaliar o potencial nocivo de substâncias não regulamentadas, sobretudo pela combinação de parâmetros macro e microscópicos, que forneceram informações ecológicas adicionais e relevantes dados toxicológicos.

À curto prazo, conhecendo os impactos da radiação UV sobre a pele, a fotoproteção é primordial, mas alternativas que minimizem a entrada de filtros no meio podem incluir a exposição ao sol em horários mais adequados e aplicação do produto apenas em áreas do corpo desprotegidas.

Ações como as do *US National Park Service*, que divulga regularmente panfletos educacionais para que as pessoas reduzam a quantidade de químicos que deixam nas águas, e da companhia aérea *Hawaiian Airlines*, que distribui produtos mais seguros e chegou a exibir documentários sobre a morte de corais durante os voos (SCHNEIDER; LIM, 2019), são exemplos de medidas em andamento.

Espera-se que, à longo prazo, além do desenvolvimento de novos filtros UV ecologicamente viáveis e sua popularização, invista-se em infraestrutura e tecnologia para que sua detecção seja constante e sua remoção facilitada pelas ETEs, diante do sucesso de estudos pilotos como os de Wu *et al.* (2016), com

processos combinados de ozonização e eletrólise; de Hernández-Leal *et al.* (2011), com adsorção em carvão ativado; e Phan *et al.* (2014), com reatores de membrana.

Finalmente, que novos ensaios de toxicidade sejam conduzidos, abrangendo um espectro maior de concentrações e organismos, para que se construa um sólido banco de dados de maneira a reivindicar ações governamentais de cunho legislativo quanto à restrição do OC e similares, e que a pesquisa possa alcançar a sociedade e colocá-la a par dos riscos anunciados, instigando-a a refletir sobre seu papel na proteção do meio ambiente, dos menores e individuais aos maiores e coletivos atos.

REFERÊNCIAS

ALBERT, R. E.; ALTSHULER, B. Assessment of environmental carcinogen risks in terms of life shortening. **Environmental Health Perspectives**, v. 13, p. 91-94, 1976. Disponível em: <https://doi.org/10.1289/ehp.761391>. Acesso em: 19 jan. 2022.

ALFONSO, S.; GESTO, M.; SADOUL, B. Temperature increase and its effects on fish stress physiology in the context of global warming. **Journal of Fish Biology**, v. 98, n. 6, p. 1496-1508, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jfb.14599>. Acesso em: 10 jan. 2022.

AL-SABTI, K.; METCALFE, C. D. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. **Mutation Research/Genetic Toxicology**, v. 343, n. 2-3, p. 121-135, 1995. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0165-1218\(95\)90078-0](https://doi.org/10.1016/0165-1218(95)90078-0). Acesso em: 16 dez. 2021.

ALVIM, L. B.; KUMMROW, F.; BEIJO, L. A.; LIMA, C. A. DE A.; BARBOSA, S. Avaliação da citogenotoxicidade de efluentes têxteis utilizando *Allium cepa* L. **Ambiente & Água**, v. 6, n. 2, p. 255-265, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.198>. Acesso em: 16 dez. 2021.

AMINE, H.; GOMEZ, E.; HALWANI, J.; CASELLAS, C.; FENET, H. UV filters, ethylhexyl methoxycinnamate, octocrylene and ethylhexyl dimethyl PABA from untreated wastewater in sediment from eastern Mediterranean river transition and coastal zones. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 11, p. 2435-2442, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.07.051>. Acesso em: 28 dez. 2021.

AO, J.; YUAN, T.; GU, J.; MA, Y.; SHEN, Z.; TIAN, Y.; SHI, R.; ZHOU, W.; ZHANG, J. Organic UV filters in indoor dust and human urine: A study of characteristics, sources, associations and human exposure. **Science of The Total Environment**, v. 640-641, p. 1157-1164, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.367>. Acesso em: 28 dez. 2021.

APEL, C.; JOERSS, H.; EBINGHAUS, R. Environmental occurrence and hazard of organic UV stabilizers and UV filters in the sediment of European North and Baltic Seas. **Chemosphere**, v. 212, p. 254-261, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.08.105>. Acesso em: 29 dez. 2021.

APEL, C.; TANG, J.; EBINGHAUS, R. Environmental occurrence and distribution of organic UV stabilizers and UV filters in the sediment of Chinese Bohai and Yellow Seas. **Environmental Pollution**, v. 235, p. 85-94, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.051>. Acesso em: 27 dez. 2021.

APEL, K.; HIRT, H. Reactive oxygen species: Metabolism, Oxidative Stress, and Signal Transduction. **Annual Review of Plant Biology**, v. 55, p. 373-399, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.55.031903.141701>. Acesso em: 25 jan. 2022.

AQUINO, S. F. DE; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. DE L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto:

revisão da literatura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 187-204, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000300002>. Acesso em: 10 dez. 2021.

ARENZON, A.; PEREIRA NETO, T. J.; GERBER, W. **Manual sobre toxicidade em efluentes industriais**. Porto Alegre: CEP SENAI de Artes Gráficas Henrique d'Ávila Bertaso, 2011.

BADIA-FABREGAT, M.; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, C. E.; GAGO-FERRERO, P.; OLIVARES, A.; PIÑA, B.; DÍAZ-CRUZ, M. S.; VICENT, T.; BARCELÓ, D.; CAMINAL, G. Degradation of UV filters in sewage sludge and 4-MBC in liquid medium by the ligninolytic fungus *Trametes versicolor*. **Journal of Environmental Management**, v. 104, p. 114-120, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.03.039>. Acesso em: 17 dez. 2021.

BAKER, L. A.; HORBURY, M. D.; STAVROS, V. G. Ultrafast photoprotective properties of the sunscreens agent octocrylene. **Optics Express**, v. 24, n. 10, p. 10700-10709, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1364/OE.24.010700>. Acesso em: 23 dez. 2021.

BARBOSA JR., R.; RORIZ, J. The subversive practice of counting bodies: Documenting violence and conflict in rural Brazil. **Journal of Agrarian Change**, v. 21, n. 4, p. 870-886, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/joac.12416>. Acesso em: 11 dez. 2021.

BELL, K. Y.; WELLS, M. J. M.; TRAEXLER, K. A.; PELLEGRIN, M.; MORSE, A.; BANDY, J. Emerging Pollutants. **Water Environment Research**, v. 83, n. 10, p. 1906-1984, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.2175/106143011X13075599870298>. Acesso em: 22 dez. 2021.

BIEL-MAESO, M.; CORADA-FERNÁNDEZ, C.; LARA-MARTÍN, P. A. Removal of personal care products (PCPs) in wastewater and sludge treatment and their occurrence in receiving soils. **Water Research**, v. 150, p. 129-139, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.045>. Acesso em: 27 dez. 2021.

BLÜTHGEN, N.; MEILI, N.; CHEW, G.; ODERMATT, A.; FENT, K. Accumulation and effects of the UV-filter octocrylene in adult and embryonic zebrafish (*Danio rerio*). **Science of The Total Environment**, v. 476-477, p. 207-217, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.015>. Acesso em: 10 jan. 2022.

BOCCARD, J.; TONOLI, D.; STRAJHAR, P.; JEANNERET, F.; ODERMATT, A.; RUDAZ, S. Removal of batch effects using stratified subsampling of metabolomic data for *in vitro* endocrine disruptors screening. **Talanta**, v. 195, p. 77-86, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2018.11.019>. Acesso em: 15 dez. 2021.

BRAGA, J. R. M.; LOPES, D. M. Citotoxicidade e genotoxicidade da água do rio Subaé (Humildes, Bahia, Brasil) usando *Allium cepa* L. como bioindicador. **Ambiente & Água**, v. 10, n. 1, p. 130-140, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambiente-agua.1459>. Acesso em: 16 dez. 2021.

BRANCO, N. M. C.; ALBERT, A. L. M.; ROMÃO, C. M. C. P. A. Emerging Pollutants: Antimicrobials in the environment, environmental education and the national and

international regulatory aspect. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 8, p. e16910817083, 2021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i8.17083>. Acesso em: 19 dez. 2021.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília: Casa Civil, 1988. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 15 dez. 2021.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília: Casa Civil, 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 15 dez. 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução da Diretoria Colegiada – RDC nº 69, de 23 de março de 2016**. Dispõe sobre o regulamento técnico Mercosul sobre lista de filtros ultravioletas permitidos para produtos de higiene pessoal, cosméticos e perfumes. [Brasília]: [MS], 2016. Disponível em: http://antigo.anvisa.gov.br/documents/10181/2863150/RDC_69_2016_COMP.pdf/5689ac91-e621-45b7-a122-b3163e4b3cc3. Acesso em: 19 dez. 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. [Brasília]: [MS], 2011. Disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html. Acesso em: 18 dez. 2021.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018**. [Brasília]: [MDR], 2019. Disponível em: http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2018/Diagnostico_AE2018.pdf. Acesso em: 22 dez. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. [Brasília]: [MMA], 2005. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 18 dez. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. [Brasília]: [MMA], 2011. Disponível em:

http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=627. Acesso em: 18 dez. 2021.

BROOKE, D. N.; BURNS, J. S.; CROOKES, M. J. **UV-filters in cosmetics – prioritisation for environmental assessment**. Bristol: Environment Agency, 2008.

BRUM, H. D.; CAMPOS-SILVA, J. V.; OLIVEIRA, E. G. Brazil oil spill response: Government inaction. **Science**, v. 367, n. 6474, p. 155-156, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aba0369>. Acesso em: 11 dez. 2021.

CALABRESE, E. J. **Methodological Approaches to Deriving Environmental and Occupational Health Standards**. 1. ed. New York: John Wiley & Sons, 1978.

CALABRESE, E. J.; BALDWIN, L. A. Hormesis: The Dose-Response Revolution. **Annual Review of Pharmacology and Toxicology**, v. 43, n. 1, p. 175-197, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.pharmtox.43.100901.140223>. Acesso em: 19 jan. 2022.

CALABRESE, E. J.; BALDWIN, L. A. Reevaluation of the Fundamental Dose-Response Relationship: A new database suggests that the U-shaped, rather than the sigmoidal, curve predominates. **BioScience**, v. 49, n. 9, p. 725-732, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1313596>. Acesso em: 19 jan. 2022.

CALDAS, S. S.; ARIAS, J. L. O.; ROMBALDI, C.; MELLO, L. L.; CERQUEIRA, M. B. R.; MARTINS, A. F.; PRIMEL, E. G. Occurrence of Pesticides and PPCPs in Surface and Drinking Water in Southern Brazil: Data on 4-Year Monitoring. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 30, n. 1, p. 71-80, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20180154>. Acesso em: 18 dez. 2021.

CALVO-FLORES, F. G.; ISAC-GARCIA, J.; DOBADO, J. A. **Emerging Pollutants: Origin, Structure, and Properties**. 1. ed. Weinheim: Wiley-VCH, 2018.

CARSON, R. **Silent Spring**. 1. ed. New York: Houghton Mifflin Company, 1962.

CARVALHO, D. S. **A química dos protetores solares: uma proposta de texto de divulgação científica**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Química) - Instituto de Química, Universidade de Brasília, Brasília, 2019. Disponível em: <https://bdm.unb.br/handle/10483/22445>. Acesso em: 15 dez. 2021.

CIRCUNVIS, B. C.; HECK, M. C.; VICENTINI, V. E. P. Investigação do potencial citotóxico das águas superficiais do Ribeirão Atlântico (Madaguaçu-PR) em *Allium cepa* L. **SaBios-Revista de Saúde e Biologia**, v. 7, n. 3, p. 7-14, 2012. Disponível em: <http://revista2.grupointegrado.br/revista/index.php/sabios/article/view/1243>. Acesso em: 16 dez. 2021.

CLARKE, E. J. R.; LING, M.; KOTHE, E. J.; KLAS, A.; RICHARDSON, B. Mitigation system threat partially mediates the effects of right-wing ideologies on climate change beliefs. **Journal of Applied Social Psychology**, v. 49, n. 6, p. 349-360, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jasp.12585>. Acesso em: 11 dez. 2021.

CONSIDINE, M. J.; FOYER, C. H. Stress effects on the reactive oxygen species-dependent regulation of plant growth and development. **Journal of Experimental Botany**, v. 72, n. 16, p. 5795-5806, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jxb/erab265>. Acesso em: 25 jan. 2022.

- COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700038>. Acesso em: 23 dez. 2021.
- CROUZEILLES, R.; FELTRAN-BARBIERI, R.; FERREIRA, M. S.; STRASSBURG, B. B. N. Hard times for the Brazilian environment. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, p. 1213, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0303-7>. Acesso em: 11 dez. 2021.
- DADA, E. O.; ABDULGANIY, T.; OWA, S. O.; BALOGUN, Y. O.; OLUDIPE, E. O.; AKINOLA, M. O. Tropical Wetland Earthworm Vermifluid Promotes Mitotic Activities and Root Growth in *Allium cepa* at low concentrations. **Chiang Mai University Journal of Natural Sciences**, v. 20, n. 3, p. e2021064, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.12982/CMUJNS.2021.064>. Acesso em: 21 jan. 2022.
- DAUGHTON, C. G. Non-regulated water contaminants: emerging research. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 24, n. 7-8, p. 711-732, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2004.06.003>. Acesso em: 19 dez. 2021.
- ESTEVEZ, E.; CABRERA, M. DEL C.; FERNÁNDEZ-VERA, J. R.; MOLINA-DÍAZ, A.; ROBLES-MOLINA, J.; PALACIOS-DÍAZ, M. DEL P. Monitoring priority substances, other organic contaminants and heavy metals in a volcanic aquifer from different sources and hydrological processes. **Science of The Total Environment**, v. 551-552, p. 186-196, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.177>. Acesso em: 22 dez. 2021.
- FALFUSHYNSKA, H.; SOKOLOV, E. P.; FISCH, K.; GAZIE, H.; SCHULZ-BULL, D. E.; SOKOLOVA, I. M. Biomarker-based assessment of sublethal toxicity of organic UV filters (ensulizole and octocrylene) in a sentinel marine bivalve *Mytilus edulis*. **Science of The Total Environment**, v. 798, p. 149171, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149171>. Acesso em: 10 jan. 2022.
- FEHER, A.; ÖTVÖS, K.; PASTERNAK, T. P.; PETTKÓ-SZANDTNER, A. The involvement of reactive oxygen species (ROS) in the cell cycle activation (G₀-to-G₁ transition) of plant cells. **Plant Signaling & Behavior**, v. 3, n. 10, p. 823-826, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.4161/psb.3.10.5908>. Acesso em: 25 jan. 2022.
- FENT, K.; ZENKER, A.; RAPP, M. Widespread occurrence of estrogenic UV-filters in aquatic ecosystems in Switzerland. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 5, p. 1817-1824, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.11.005>. Acesso em: 16 dez. 2021.
- FERETTI, D.; ZERBINI, I.; ZANI, C.; CERETTI, E.; MORETTI, M.; MONARCA, S. *Allium cepa* chromosome aberration and micronucleus tests applied to study genotoxicity of extracts from pesticide-treated vegetables and grapes. **Food Additives & Contaminants**, v. 24, n. 6, p. 561-572, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02652030601113602>. Acesso em: 17 dez. 2021.
- FERNANDES, G. W.; VALE, M. M.; OVERBECK, G. E.; BUSTAMANTE, M. M. C.; GRELLE, C. E. V.; BERGALLO, H. G.; MAGNUSSON, W. E.; AKAMA, A.; ALVES, S. S.; AMORIM, A.; ARAÚJO, J.; BARROS, C. F.; BRAVO, F.; CARIM, M. J. V.; CERQUEIRA, R.; COLLEVATTI, R. G.; COLLI, G. R.; CUNHA, C. N. DA;

D'ANDREA, P. S.; DIANESE, J. C.; DINIZ, S.; ESTRELA, P. C.; FERNANDES, M. R. M.; FONTANA, C. S.; GIACOMIN, L. L.; GUSMÃO, L. F. P.; JUNCÁ, F. A.; LINS-E-SILVA, A. C. B.; LOPES, C. R. A. S.; LORINI, M. L.; MARQUES, M. C. M.; MARTINELLI, B. M.; MARTINS, M. B.; MEDEIROS, H. F.; MENIN, M.; MORAIS, P. B. DE; MUNIZ, F. H.; NECKEL-OLIVEIRA, S.; OLIVEIRA, J. A. DE; OLIVEIRA, R. P.; PEDRONI, F.; PENHA, J.; PODGAISKI, L. R.; RODRIGUES, D. J.; SCARIOT, A.; SILVEIRA, L. F.; SILVEIRA, M.; TOMAS, W. M.; VITAL, M. J. S.; PILLAR, V. D. Dismantling Brazil's science threatens global biodiversity heritage. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 239-243, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.07.004>. Acesso em: 11 dez. 2021.

FERRANTE, L.; FEARNSIDE, P. M. Brazil's new president and 'ruralists' threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. **Environmental Conservation**, v. 46, n. 4, p. 261-263, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0376892919000213>. Acesso em: 11 dez. 2021.

FISCH, K.; WANIEK, J. J.; SCHULZ-BULL, D. E. Occurrence of pharmaceuticals and UV-filters in riverine run-offs and waters of the German Baltic Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, n. 1, p. 388-399, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.057>. Acesso em: 28 dez. 2021.

FISKESJÖ, G. Nucleolar dissolution induced by aluminium in root cells of *Allium*. **Physiologia Plantarum**, v. 59, n. 3, p. 508-511, 1983. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1983.tb04238.x>. Acesso em: 24 dez. 2021.

FISKESJÖ, G. The *Allium* test as a standard in environmental monitoring. **Hereditas**, v. 102, n. 1, p. 99-112, 1985. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1601-5223.1985.tb00471.x>. Acesso em: 18 jan. 2022.

FLORES, P. C. L.; GUERREIRO, L. C. **Pueblos Originarios en lucha por las Autonomías: Experiencias y desafíos en América Latina**. 1 ed. Buenos Aires: Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales, 2016.

FOLARIN, O. S.; OTITOLUJU, A. A.; AMAEZE, N. H.; SALIU, J. K. Occurrence of Acetaminophen, Amoxicillin, Diclofenac and Methylparaben in Lagos and Ologe Lagoons, Lagos, Nigeria. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v. 23, n. 12, p. 2143-2149, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.4314/jasem.v23i12.10>. Acesso em: 22 dez. 2021.

FREIRE, P. F.; PEROPADRE, A.; ROSAL, R.; MARTÍN, J. M. P.; HAZEN, M. J. Toxicological assessment of third generation (G3) poly (amidoamine) dendrimers using the *Allium cepa* test. **Science of The Total Environment**, v. 563-564, p. 899-903, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.137>. Acesso em: 20 jan. 2022.

FREITAS, A. S. Corante artificial amarelo tartrazina: uma revisão das propriedades e análises de quantificação. **Acta Tecnológica**, v. 7, n. 2, p. 65-72, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.35818/acta.v7i2.90>. Acesso em: 15 dez. 2021.

GAGO-FERRERO, P.; ALONSO, M. B.; BERTOZZI, C. P.; MARIGO, J.; BARBOSA, L.; CREMER, M.; SECCHI, E. R.; AZEVEDO, A.; LAILSON-BRITO JR., J.; TORRES, J. P. M.; MALM, O.; ELJARRAT, E.; DÍAZ-CRUZ, M. S.; BARCELÓ, D. First Determination of UV Filters in Marine Mammals. Octocrylene Levels in Franciscana

Dolphins. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 11, p. 5619-5625, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es400675y>. Acesso em: 28 dez. 2021.

GAGO-FERRERO, P.; DÍAZ-CRUZ, M. S.; BARCELÓ, D. An overview of UV-absorbing compounds (organic UV filters) in aquatic biota. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 404, p. 2597-2610, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00216-012-6067-7>. Acesso em: 16 dez. 2021.

GALANAKIS, C. M.; TSATALAS, P.; GALANAKIS, I. M. Phenols from olive mill wastewater and other natural antioxidants as UV filters in sunscreens. **Environmental Technology & Innovation**, v. 9, p. 160-168, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.12.002>. Acesso em: 15 dez. 2021.

GARCIA, L. C.; RIBEIRO, D. B.; ROQUE, F. DE O.; OCHOA-QUINTERO, J. M.; LAURANCE, W. F. Brazil's worst mining disaster: Corporations must be compelled to pay the actual environmental costs. **Ecological Applications**, v. 27, n. 1, p. 5-9, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eap.1461>. Acesso em: 20 dez. 2021.

GARCÍA-MEDINA, S.; GALAR-MARTÍNEZ, M.; GÓMEZ-OLIVÁN, L. M.; TORRES-BEZAURY, R. M. DEL C.; ISLAS-FLORES, H.; GASCA-PÉREZ, E. The relationship between cyto-genotoxic damage and oxidative stress produced by emerging pollutants on a bioindicator organism (*Allium cepa*): The carbamazepine case. **Chemosphere**, v. 253, p. 126675, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126675>. Acesso em: 25 jan. 2022.

GIRALDO, A.; MONTES, R.; RODIL, R.; QUINTANA, J. B.; VIDAL-LIÑÁN, L.; BEIRAS, R. Ecotoxicological Evaluation of the UV Filters Ethylhexyl Dimethyl *p*-Aminobenzoic Acid and Octocrylene Using Marine Organisms *Isochrysis galbana*, *Mytilus galloprovincialis* and *Paracentrotus lividus*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 72, n. 4, p. 606-611, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0399-4>. Acesso em: 12 jan. 2022.

GOGOI, A.; MAZUMDER, P.; TYAGI, V. K.; CHAMINDA, G. G. T.; AN, A. K.; KUMAR, M. Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 6, p. 169-180, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.12.009>. Acesso em: 27 dez. 2021.

GRANGER, K. L.; BROWN, P. R. The chemistry and HPLC analysis of chemical sunscreen filters in sunscreens and cosmetics. **Journal of Liquid Chromatography & Related Technologies**, v. 24, n. 19, p. 2895-2924, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1081/JLC-100107346>. Acesso em: 17 dez. 2021.

GRANT, W. F. Chromosome aberration assays in *Allium*: A report of the U.S. environmental protection agency gene-tox program. **Mutation Research/Reviews in Genetic Toxicology**, v. 99, n. 3, p. 273-291, 1982. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0165-1110\(82\)90046-X](https://doi.org/10.1016/0165-1110(82)90046-X). Acesso em: 22 dez. 2021.

GROVER, I. S.; KAUR, S. Genotoxicity of wastewater samples from sewage and industrial effluent detected by the *Allium* root anaphase aberration and micronucleus assays. **Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis**, v. 426, n. 2, p. 183-188, 1999. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0027-5107\(99\)00065-2](https://doi.org/10.1016/S0027-5107(99)00065-2). Acesso em: 17 dez. 2021.

GUERRA, M.; SOUZA, M. J. DE. **Como observar cromossomos**: um guia de técnicas em citogenética vegetal, animal e humana. Ribeirão Preto: Fundação de Pesquisas Científicas de Ribeirão Preto, 2002.

HE, K.; HAIN, E.; TIMM, A.; TARNOWSKI, M.; BLANEY, L. Occurrence of antibiotics, estrogenic hormones, and UV-filters in water, sediment, and oyster tissue from the Chesapeake Bay. **Science of The Total Environment**, v. 650, p. 3101-3109, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.021>. Acesso em: 27 dez. 2021.

HERNÁNDEZ-LEAL, L.; TEMMINK, H.; ZEEMAN, G.; BUISMAN, C. J. N. Removal of micropollutants from aerobically treated grey water via ozone and activated carbon. **Water Research**, v. 45, n. 9, p. 2887-2896, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.009>. Acesso em: 31 jan. 2022.

HERRERO, O.; MARTÍN, J. M.; FREIRE, P. F.; LÓPEZ, L. C.; PEROPADRE, A.; HAZEN, M. J. Toxicological evaluation of three contaminants of emerging concern by use of the *Allium cepa* test. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environment Mutagenesis**, v. 743, n. 1-2, p. 20-24, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2011.12.028>. Acesso em: 19 jan. 2022.

HESPANHOL, I. Reúso potável direto e o desafio dos poluentes emergentes. **Revista USP**, n. 106, p. 79-94, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i106p79-94>. Acesso em: 20 dez. 2021.

HIGNITE, C.; AZARNOFF, D. L. Drugs and drug metabolites as environmental contaminants: Chlorophenoxyisobutyrate and salicylic acid in sewage water effluent. **Life Sciences**, v. 20, n. 2, p. 337-341, 1977. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0024-3205\(77\)90329-0](https://doi.org/10.1016/0024-3205(77)90329-0). Acesso em: 15 dez. 2021.

HOŞGÖR, L.S.; ÇAVUŞOĞLU, K.; YALÇIN, E. *Allium cepa* L. (Amaryllidaceae)'da Benzofenon'um Sebep Olduğu Fizyolojik ve Sitogenetik Değişimlerin Araştırılması. **Gaziosmanpaşa Bilimsel Araştırma Dergisi**, v. 6, n. 1, p. 83-89, 2017. Disponível em: <https://dergipark.org.tr/en/pub/gbad/issue/27222/317126>. Acesso em: 10 jan. 2022.

HOWELL, W. M.; KELLER, G. E. 3rd; KIRKPATRICK, J. D.; JENKINS, R. L.; HUNSINGER, R. N.; MCLAUGHLIN, E. W. Effects of the plant steroidal hormone, 24-epibrassinolide, on the mitotic index and growth of onion (*Allium cepa*) root tips. **Genetics and Molecular Research**, v. 15, n. 6, p. 50-58, 2007. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/17469054/>. Acesso em: 19 jan. 2022.

HU, Y.; BAO, F.; LI, J. Promotive effect of brassinosteroids on cell division involves a distinct *CycD3*-induction pathway in *Arabidopsis*. **The Plant Journal**, v. 24, n. 5, p. 693-701, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-313x.2000.00915.x>. Acesso em: 21 jan. 2022.

IVANOV, E. L.; SUGAWARA, N.; WHITE, C. I.; FABRE, F.; HABER, J. E. Mutations in *XRS2* and *RAD50* delay but do not prevent mating-type switching in *Saccharomyces cerevisiae*. **Molecular and Cellular Biology**, v. 14, n. 5, p. 3414-3425, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.1128/mcb.14.5.3414-3425.1994>. Acesso em: 19 jan. 2022.

KAISER, D.; WAPPELHORST, O.; OETKEN, M.; OEHLMANN, J. Occurrence of widely used organic UV filters in lake and river sediments. **Environmental Chemistry**, v. 9, n. 2, p. 139-147, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/EN11076>. Acesso em: 27 dez. 2021.

KAMEDA, Y.; KIMURA, K.; MIYAZAKI, M. Occurrence and profiles of organic sun-blocking agents in surface waters and sediments in Japanese rivers and lakes. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 6, p. 1570-1576, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.055>. Acesso em: 29 dez. 2021.

KEITH, L. H. Recent advances in the identification and analysis of organic pollutants in water. **Life Sciences**, v. 19, n. 11, p. 1631-1635, 1976. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0024-3205\(76\)90067-9](https://doi.org/10.1016/0024-3205(76)90067-9). Acesso em: 15 dez. 2021.

KURAS, M.; NOWAKOWSKA, J.; ŚLIWIŃSKA, E.; PILARSKI, R.; ILASZ, R.; TYKARSKA, T.; ZOBEL, A.; GULEWICZ, K. Changes in chromosome structure, mitotic activity and nuclear DNA content from cells of *Allium Test* induced by bark water extract of *Uncaria tomentosa* (Willd.) DC. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 107, n. 2, p. 211-221, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jep.2006.03.018>. Acesso em: 23 dez. 2021.

LAMBROPOULOU, D. A.; NOLLET, L. M. L. **Transformastion Products of Emerging the Environment: Analysis, Processes, Effects and Risks**. 1. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2014.

LANGFORD, K. H.; REID, M. J.; FJELD, E.; ØXNEVAD, S.; THOMAS, K. V. Environmental occurrence and risk of organic UV filters and stabilizers in multiple matrices in Norway. **Environment International**, v. 80, p. 1-7, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.03.012>. Acesso em: 29 dez. 2021.

LAPWORTH, D. J.; BARAN, N.; STUART, M. E.; WARD, R. S. Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence. **Environmental Pollution**, v. 163, p. 287-303, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.034>. Acesso em: 22 dez. 2021.

LELES, D. **Avaliação ecotoxicológica de efluente têxtil com corante utilizando sementes de *Lactuca sativa* e *Allium cepa***. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Escola de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2017. Disponível em: https://files.cercomp.ufg.br/weby/up/140/o/TCC_2_-_DENISE_LELES.pdf. Acesso em: 20 jan. 2022.

LIMA, A. M. A.; TEIXEIRA, R. R.; SILVA, B. F. DA; SIQUEIRA, R. P.; SILVA, I. E. P. DA; SANTOS, E. G.; FERNANDES, M. C.; GONÇALVES, V. H. S.; BRESSAN, G. C.; MENDES, T. A. DE O.; PAULA, S. O. DE; COSTA, A. V.; SANTOS, M. H. DOS. Síntese e avaliação das atividades fotoprotetora, citotóxica e antiviral contra o zika vírus de derivados triazólicos da benzofenona. **Química Nova**, v. 42, n. 5, p. 473-484, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170365>. Acesso em: 17 dez. 2021.

LINDENMAYER, D.; MESSIER, C.; SATO, C. Avoiding ecosystem collapse in managed forest ecosystems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 14, n.

10, p. 561-568, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/fee.1434>. Acesso em: 12 dez. 2021.

LIVANOS, P.; APOSTOLAKOS, P.; GALATIS, B. Plant cell division. **Plant Signaling & Behavior**, v. 7, n. 7, p. 771-778, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.4161/psb.20530>. Acesso em: 24 jan. 2022.

LIVANOS, P.; GALATIS, B.; QUADER, H.; APOSTOLAKOS, P. Disturbance of reactive oxygen species homeostasis induces atypical tubulin polymer formation and affects mitosis in root-tip cells of *Triticum turgidum* and *Arabidopsis thaliana*. **Cytoskeleton**, v. 69, n. 1, p. 1-21, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/cm.20538>. Acesso em: 25 jan. 2022.

LÓPEZ, A. M. R. **Estudo do potencial efecto tóxico de dous filtros solares químicos Octocrileno e Benzofenona-3 sobre a microalga mariña *Tetraselmis suecica***. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Biologia) - Faculdade de Ciências, Universidade da Coruña, A Coruña, 2015. Disponível em: <http://hdl.handle.net/2183/16027>. Acesso em: 11 jan. 2022.

LÓPEZ-PACHECO, I. Y.; SILVA-NÚÑEZ, A.; SALINAS-SALAZAR, C.; ARÉVALO-GALLEGOS, A.; LIZARAZO-HOLGUIN, L.; BARCELÓ, D.; IQBAL, H. M. N.; PARRA-SALDÍVAR, R. Anthropogenic contaminants of high concern: Existence in water resources and their adverse effects. **Science of The Total Environment**, v. 690, p. 1068-1088, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.052>. Acesso em: 19 dez. 2021.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon Tipping Point. **Science Advances**, v. 4, n. 2, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2340>. Acesso em: 12 dez. 2021.

MA, T.; XU, Z.; XU, C.; MCCONNELL, H.; RABAGO, E. V.; ARREOLA, G. A.; ZHANG, H. The improved *Allium/Vicia* root tip micronucleus assay for clastogenicity of environmental pollutants. **Mutation Research/Environmental Mutagenesis and Related Subjects**, v. 334, n. 2, p. 185-195, 1995. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0165-1161\(95\)90010-1](https://doi.org/10.1016/0165-1161(95)90010-1). Acesso em: 18 dez. 2021.

MAGNUSSON, W. E.; GRELLE, C. E. V.; MARQUES, M. C. M.; ROCHA, C. F. D.; DIAS, B.; FONTANA, C. S.; BERGALLO, H.; OVERBECK, G. E.; VALE, M. M.; TOMAS, W. M.; CERQUEIRA, R.; COLLEVATTI, R.; PILLAR, V. D.; MALABARBA, L. R.; LINS-E-SILVA, A. C.; NECKEL-OLIVEIRA, S.; MARTINELLI, B.; AKAMA, A.; RODRIGUES, D.; SILVEIRA, L. F.; SCARIOT, A.; FERNANDES, G. W. Effects of Brazil's Political Crisis on the Science Needed for Biodiversity Conservation. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 6, p. 163, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00163>. Acesso em: 20 dez. 2021.

MARGOT, J.; ROSSI, L.; BARRY, D. A.; HOLLIGER, C. A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants. **WIREs Water**, v. 2, n. 5, p. 457-487, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/wat2.1090>. Acesso em: 17 dez. 2021.

MARTINS, M. F.; COSTA, P. G.; BIANCHINI, A. Contaminant screening and tissue distribution in the critically endangered Brazilian guitarfish *Pseudobatos horkelii*. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114923, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114923>. Acesso em: 29 dez. 2021.

- MATSUMOTO, S. T.; MARIN-MORALES, M. P. Mutagenic Potential Evaluation of the Water of a River That Receives Tannery Effluent Using the *Allium cepa* Test System. **Cytologia**, v. 69, n. 4, p. 399-408, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1508/cytologia.69.399>. Acesso em: 19 dez. 2021.
- MATTA, M. K.; ZUSTERZEEL, R.; PILLI, N. R.; PATEL, V.; VOLPE, D. A.; FLORIAN, J.; OH, L.; BASHAW, E.; ZINEH, I.; SANABRIA, C.; KEMP, S.; GODFREY, A.; ADAH, S.; COELHO, S.; WANG, J.; FURLONG, L.; GANLEY, C.; MICHELE, T.; STRAUSS, D. G. Effect of Sunscreen Application Under Maximal Use Conditions on Plasma Concentration of Sunscreen Active Ingredients: A Randomized Clinical Trial. **JAMA**, v. 321, n. 21, p. 2082-2091, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1001/jama.2019.5586>. Acesso em: 21 dez. 2021.
- MELO, S. A. S.; TROVÓ, A. G.; BAUTITZ, I. R.; NOGUEIRA, R. F. P. Degradação de fármacos residuais por processos oxidativos avançados. **Química Nova**, v. 32, n. 1, p. 188-197, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000100034>. Acesso em: 19 dez. 2021.
- MENEZES, R. G.; BARBOSA JR., R. Environmental governance under Bolsonaro: dismantling institutions, curtailing participation, delegitimising opposition. **Zeitschrift für Vergleichende Politikwissenschaft**, v. 15, p. 229-247, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12286-021-00491-8>. Acesso em: 20 dez. 2021.
- MENG, Q.; YEUNG, K.; CHAN, K. M. Toxic effects of octocrylene on zebrafish larvae and liver cell line (ZFL). **Aquatic Toxicology**, v. 236, p. 105843, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2021.105843>. Acesso em: 12 jan. 2022.
- MILLER, G.; SHULAEV, V.; MITTLER, R. Reactive oxygen signaling and abiotic stress. **Physiologia Plantarum**, v. 133, n. 3, p. 481-489, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2008.01090.x>. Acesso em: 24 jan. 2022.
- MITCHELL, J. W.; MANDAVA, N.; WORLEY, J. F.; DROWNE, M. E. Fatty hormones in pollen and immature seeds of bean. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 19, n. 2, p. 391-393, 1971. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/jf60174a021>. Acesso em: 19 jan. 2022.
- MITTLER, R.; VANDERAUWERA, S.; GOLLERY, M.; BREUSEGEM, F. V. Reactive oxygen gene network of plants. **Trends in Plant Science**, v. 9, n. 10, p. 490-498, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2004.08.009>. Acesso em: 25 jan. 2022.
- MITTLER, R.; VANDERAUWERA, S.; SUZUKI, N.; MILLER, G.; TOGNETTI, V. B.; VANDEPOELE, K.; GOLLERY, M.; SHULAEV, V.; BREUSEGEM, F. V. ROS signaling: the new wave?. **Trends in Plant Science**, v. 16, n. 6, p. 300-309, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2011.03.007>. Acesso em: 1 fev. 2022.
- MIZUKAWA, A.; MOLINS-DELGADO, D.; AZEVEDO, J. C. R. DE; FERNANDES, C. V. S.; DÍAZ-CRUZ, S.; BARCELÓ, D. Sediments as a sink for UV filters and benzotriazoles: the case study of Upper Iguazu watershed, Curitiba (Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, p. 18284-18294, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9472-9>. Acesso em: 9 dez. 2021.

MOLINS-DELGADO, D.; MUÑOZ, R.; NOGUEIRA, S.; ALONSO, M. B.; TORRES, J. P.; MALM, O.; ZIOLLI, R. L.; HAUSER-DAVIS, R. A.; ELJARRAT, E.; BARCELÓ, D.; DÍAZ-CRUZ, M. S. Occurrence of organic UV filters and metabolites in lebranche mullet (*Mugil liza*) from Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 618, p. 451-459, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.033>. Acesso em: 15 dez. 2021.

MØLLER, I. M.; SWEETLOVE, L. J. ROS signaling – specificity is required. **Trends in Plant Science**, v. 15, n. 7, p. 370-374, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2010.04.008>. Acesso em: 25 jan. 2022.

MOREIRA, C. G. **Avaliação da presença de metilparabeno e propilparabeno no ambiente aquático e seus potenciais estrogênicos e a toxicidade aguda**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <http://www.bdtd.uerj.br/handle/1/10945>. Acesso em: 19 dez. 2021.

MOREIRA, C. Mitose. **Revista de Ciência Elementar**, v. 3, n. 3, p. 170, 2015. Disponível em: <http://doi.org/10.24927/rce2015.170>. Acesso em: 13 jan. 2022.

MOURA, A. M. M. **Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas**. 1. ed. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2016.

NAGAONKAR, D.; SHENDE, S.; RAI, M. Biosynthesis of copper nanoparticles and its effect on actively dividing cells of mitosis in *Allium cepa*. **Biotechnology Progress**, v. 31, n. 2, p. 557-565, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/btpr.2040>. Acesso em: 18 jan. 2021.

NAKAJIMA, N.; SHIDA, A.; TOYAMA, S. Effects of Brassinosteroid on Cell Division and Colony Formation of Chinese Cabbage Mesophyll Protoplasts. **Japanese Journal of Crop Science**, v. 65, n. 1, p. 114-118, 1996. Disponível em: <https://doi.org/10.1626/jcs.65.114>. Acesso em: 21 jan. 2022.

NATIONAL CENTER FOR BIOTECHNOLOGY INFORMATION. **PubChem Compound Summary for CID 22571, Octocrylene**. Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Octocrylene>. Acesso em: 20 dez. 2021.

NICULAE, G.; BADEA, N.; MEGHEA, A.; OPREA, O.; LACATUSU, I. Coencapsulation of Butyl-Methoxydibenzoylmethane and Octocrylene into Lipid Nanocarriers: UV Performance, Photostability and *in vitro* Release. **Photochemistry and Photobiology**, v. 89, n. 5, p. 1085-1094, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/php.12117>. Acesso em: 15 dez. 2021.

NICULAE, G.; LACATUSU, I.; BADEA, N.; STAN, R.; VASILE, B. S.; MEGHEA, A. Rice bran and raspberry seed oil-based nanocarriers with self-antioxidative properties as safe photoprotective formulations. **Photochemical & Photobiological Sciences**, v. 13, p. 703-716, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/c3pp50290b>. Acesso em: 15 dez. 2021.

NUNES, J.; PEÑA, A. M. Marina Silva and the rise of sustainability in Brazil. **Environmental Politics**, v. 24, n. 3, p. 506-511, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09644016.2015.1008682>. Acesso em: 11 dez. 2021.

OBROUCHEVA, N. V. Cell elongation as an inseparable component of growth in terrestrial plants. **Russian Journal of Developmental Biology**, v. 39, p. 13-24, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1134/S1062360408010049>. Acesso em: 21 jan. 2022.

PARVAN, L. G.; LEITE, T. G.; FREITAS, T. B.; PEDROSA, P. A. A.; CALIXTO, J. S.; AGOSTINHO, L. DE A. Bioensaio com *Allium cepa* revela genotoxicidade de herbicida com flumioxazina. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 11, 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5123/s2176-6223202000544>. Acesso em: 18 dez. 2021.

PATNAIK, A. R.; ACHARY, V. M. M.; PANDA, B. B. Chromium (VI)-induced hormesis and genotoxicity are mediated through oxidative stress in root cells of *Allium cepa* L. **Plant Growth Regulation**, v. 71, p. 157-170, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10725-013-9816-5>. Acesso em: 21 jan. 2022.

PAVLICA, M.; VASILEVSKA, J.; PAPES, D. Genotoxicity of pentachlorophenol revealed by *Allium* chromosome aberration assay. **Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica**, v. 40, p. 85-90, 1998. Disponível em: <https://www.infona.pl/resource/bwmeta1.element.agro-article-daf3d05f-5f09-4729-951b-9d4318787fbb>. Acesso em: 24 jan. 2022.

PEDRO, J. **Deteção da citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade do inseticida fipronil no organismo teste *Allium cepa***. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2008. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/87704>. Acesso em: 19 dez. 2021.

PEGORARO, C. N.; HARNER, T.; SU, K.; AHRENS, L. Occurrence and Gas-Particle Partitioning of Organic UV-Filters in Urban Air. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 20, p. 12881-12889, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02665>. Acesso em: 29 dez. 2021.

PEREIRA, L. F.; CRUZ, G. DE B.; GUIMARÃES, R. M. F. Impactos do rompimento da barragem de rejeitos de Brumadinho, Brasil: uma análise baseada nas mudanças de cobertura da terra. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 4, n. 2, p. 122-129, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.24221/jeap.4.2.2019.2373.122-129>. Acesso em: 11 dez. 2021.

PETRIE, B.; BARDEN, R.; KASPRZYK-HORDERN, B. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. **Water Research**, v. 72, p. 3-27, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.053>. Acesso em: 15 dez. 2021.

PHAN, H. V.; HAI, F. I.; KANG, J.; DAM, H. K.; ZHANG, R.; PRICE, W. E.; BROECKMANN, A.; NGHIEM, L. D. Simultaneous nitrification/denitrification and trace organic contaminant (TrOC) removal by an anoxic-aerobic membrane bioreactor (MBR). **Bioresource Technology**, v. 165, p. 96-104, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.094>. Acesso em: 31 jan. 2022.

PINTADO-HERRERA, M. G.; COMBI, T.; CORADA-FERNÁNDEZ, C.; GONZÁLEZ-MAZO, E.; LARA-MARTÍN, P. A. Occurrence and spatial distribution of legacy and

emerging organic pollutants in marine sediments from the Atlantic coast (Andalusia, SW Spain). **Science of The Total Environment**, v. 605-606, p. 980-994, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.055>. Acesso em: 29 dez. 2021.

POLONINI, H. C.; LOPES, R. S.; BEATRIZ, A.; GOMES, R. S.; SILVA, A. O.; LIMA, R. V. DE; NUNES, G. A.; BRANDÃO, M. A. F.; RAPOSO, N. R. B.; LIMA, D. P. DE. Synthesis and evaluation of octocrylene-inspired compounds for UV-filter activity. **Química Nova**, v. 37, n. 6, p. 1004-1009, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.5935/0100-4042.20140160>. Acesso em: 10 dez. 2021.

PRADO, G.; EDERLE, A. E.; SHAHRIARI, S. R. K.; SVOBODA, R. M.; FARBERG, A. S.; RIGEL, D. S. Online sunscreen purchases: Impact of product characteristics and marketing claims. **Photodermatology, Photoimmunology & Photomedicine**, v. 35, n. 5, p. 339-343, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/phpp.12480>. Acesso em: 10 jan. 2022.

RAMOS, S.; HOMEM, V.; ALVES, A.; SANTOS, L. A review of organic UV-filters in wastewater treatment plants. **Environment International**, v. 86, p. 24-44, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.10.004>. Acesso em: 9 dez. 2021.

RANK, J.; NIELSEN, M. H. A Modified *Allium* Test as a Tool in the Screening of the Genotoxicity of Complex Mixtures. **Hereditas**, v. 118, n. 1, p. 49-53, 1993. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1601-5223.1993.t01-3-00049.x>. Acesso em: 15 jan. 2022.

RASKAR, S. V.; LAWARE, S. L. Effect of zinc oxide nanoparticles on cytology and seed germination in onion. **Internacional Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 3, n. 2, p. 467-473, 2014. Disponível em: <http://www.hrmrajgurunagar.ac.in/login/images/journalArticle/1555918813.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2022.

RATUSHNYAK, A.; RATUSHNYAK, A.; ANDREEVA, M.; BOGACHEV, M.; KAYUMOV, A. R.; TRUSHIN, M. V. Effect of Lead and Salicylic Acid on Some Plant Growth Parameters in *Pisum sativum* L. **World Applied Sciences Journal**, v. 19, n. 8, p. 1157-1159, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5829/idosi.wasj.2012.19.08.2782>. Acesso em: 21 jan. 2022.

RAVEN, P.; JOHNSON, G.; MASON, K.; LOSOS, J.; DUNCAN, T. **Biology**. 12. ed. New York: McGraw-Hill, 2020.

ROCHEDO, P. R. R.; SOARES-FILHO, B.; SCHAEFFER, R.; VIOLA, E.; SZKLO, A.; LUCENA, A. F. P.; KOBERLE, A.; DAVIS, J. L.; RAJÃO, R.; RATHMANN, R. The threat of political bargaining to climate mitigation in Brazil. **Nature Climate Change**, v. 8, p. 695-698, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0213-y>. Acesso em: 11 dez. 2021.

RODRÍGUEZ, A. S.; SANZ, M. R.; RODRÍGUEZ, J. R. B. Occurrence of eight UV filters in beaches of Gran Canaria (Canary Islands). An approach to environmental risk assessment. **Chemosphere**, v. 131, p. 85-90, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.054>. Acesso em: 28 dez. 2021.

ROGERS, H. R. Sources, behaviour and fate of organic contaminants during sewage treatment and in sewage sludges. **Science of The Total Environment**, v. 185, n. 1-3, p. 3-26, 1996. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05039-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05039-5). Acesso em: 16 dez. 2021.

ROSSI-RODRIGUES, B. C.; HELENO, M. G.; SANTOS, R. V. DOS; MARCHINI, G. L.; DIAS, F. M. P. P.; CHIKUCHI, H. A.; GALEMBECK, E. **Preparo de lâmina para observação de mitose de célula vegetal ao microscópio óptico**. Campinas: Projeto EMBRIÃO, 2011. E-book. Disponível em: <https://www.bdc.ib.unicamp.br/embriao2/visualizarMaterial.php?idMaterial=1104>. Acesso em: 15 dez. 2021.

SANTOS, N. C.; FIGUEIRA-COELHO, J.; MARTINS-SILVA, J.; SALDANHA, C. Multidisciplinary utilization of dimethyl sulfoxide: pharmacological, cellular, and molecular aspects. **Biochemical Pharmacology**, v. 65, n. 7, p. 1035-1041, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0006-2952\(03\)00002-9](https://doi.org/10.1016/S0006-2952(03)00002-9). Acesso em: 15 dez. 2021.

SAUCEDO, G. M. G.; VALLEJO, R. S.; GIMÉNEZ, J. C. M. Efectos de la radiación solar y actualización en fotoprotección. **Anales de Pediatría**, v. 92, n. 6, p. 377.e1-377.e9, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.anpedi.2020.04.014>. Acesso em: 17 dez. 2021.

SAUER, S.; MÉSZÁROS, G. The political economy of land struggle in Brazil under Workers' Party governments. **Journal of Agrarian Change**, v. 17, n. 2, p. 397-414, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/joac.12206>. Acesso em: 11 dez. 2021.

SCALIA, S.; MEZZENA, M. Incorporation in Lipid Microparticles of the UVA Filter, Butyl Methoxybenzoylmethane Combined with the UVB Filter, Octocrylene: Effect on Photostability. **AAPS PharmSciTech**, v. 10, p. 384-390, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1208/s12249-009-9217-2>. Acesso em: 19 dez. 2021.

SCHLUMPF, M.; KYPKE, K.; WITTASSEK, M.; ANGERER, J.; MASCHER, H.; MASCHER, D.; VÖKT, C.; BIRCHLER, M.; LICHTENSTEIGER, W. Exposure patterns of UV filters, fragrances, parabens, phthalates, organochlor pesticides, PBDEs, and PCBs in human milk: Correlation of UV filters with use of cosmetics. **Chemosphere**, v. 81, n. 10, p. 1171-1183, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.09.079>. Acesso em: 21 dez. 2021.

SCHNEIDER, S. L.; LIM, H. W. Review of environmental effects of oxybenzone and other sunscreen active ingredients. **Journal of the American Academy of Dermatology**, v. 80, n. 1, p. 266-271, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaad.2018.06.033>. Acesso em: 31 jan. 2022.

SILVA, C. P. DA; EMÍDIO, E. S.; MARCHI, M. R. R. DE. The occurrence of UV filters in natural and drinking water in São Paulo State (Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 19706-19715, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5174-3>. Acesso em: 27 dez. 2021.

SINGER, A. **Os sentidos do lulismo**: Reforma gradual e pacto conservador. 1. ed. São Paulo: Companhia das Letras, 2012.

- SIQUEIRA, C. C.; ROCHA, C. F. D. Brazil's public universities in crisis. **Science**, v. 356, n. 6340, p. 812, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aan2527>. Acesso em: 11 dez. 2021.
- SMAKA-KINCL, V.; STEGNAR, P.; LOVKA, M.; TOMAN, M. J. The evaluation of waste, surface and ground water quality using the *Allium* test procedure. **Mutation Research/Genetic Toxicology**, v. 368, n. 3-4, p. 171-179, 1996. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0165-1218\(96\)90059-2](https://doi.org/10.1016/S0165-1218(96)90059-2). Acesso em: 19 dez. 2021.
- SOARES, A. F. S.; SOUZA, L. P. S. E. Contaminação das águas de abastecimento público por poluentes emergentes e o direito à saúde. **Revista de Direito Sanitário**, v. 20, n. 2, p. 100-133, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9044.v20i2p100-133>. Acesso em: 15 dez. 2021.
- SOUZA, M. C. DA S. A. DE; SOUZA, G. K. A. DE. Poluentes emergentes: um perigo silencioso para o meio ambiente e um desafio para as novas tecnologias de informação e comunicação. **Direito Público**, v. 13, n. 72, p. 76-90, 2016. Disponível em: <https://www.portaldeperiodicos.idp.edu.br/direitopublico/article/view/2629>. Acesso em: 15 dez. 2021.
- STEFANELLO, R.; GOERGEN, P. C. H. Toxicidade de alumínio na germinação de sementes de *Cynara scolymus* L. **Revista Cultura Agronômica**, v. 28, n. 1, p. 42-49, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.32929/2446-8355.2019v28n1p42-49>. Acesso em: 10 dez. 2021.
- STIEN, D.; CLERGEAUD, F.; RODRIGUES, A. M. S.; LEBARON, K.; PILLOT, R.; ROMANS, P.; FAGERVOLD, S.; LEBARON, P. 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, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.8b04187>. Acesso em: 11 jan. 2022.
- SWANSON, S.; GILROY, S. ROS in plant development. **Physiologia Plantarum**, v. 138, n. 4, p. 384-392, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2009.01313.x>. Acesso em: 25 jan. 2022.
- SZYMBORSKA, W. **Poems, New and Collected, 1957-1997**. 1. ed. New York: Houghton Mifflin Harcourt, 2000.
- TANG, Y.; YIN, M.; YANG, W.; LI, H.; ZHONG, Y.; MO, L.; LIANG, Y.; MA, X.; SUN, X. Emerging pollutants in water environment: Occurrence, monitoring, fate, and risk assessment. **Water Environment Research**, v. 91, n. 10, p. 984-991, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/wer.1163>. Acesso em: 19 dez. 2021.
- TEIJON, G.; CANDELA, L.; TAMOH, K.; MOLINA-DÍAZ, A.; FERNÁNDEZ-ALBA, A. R. Occurrence of emerging contaminants, priority substances (2008/105/CE) and heavy metals in treated wastewater and groundwater at Depurbaix facility (Barcelona, Spain). **Science of The Total Environment**, v. 408, n. 17, p. 3584-3595, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.04.041>. Acesso em: 22 dez. 2021.
- THOREL, E.; CLERGEAUD, F.; JAUGEON, L.; RODRIGUES, A. M. S.; LUCAS, J.; STIEN, D.; LEBARON, P. Effect of 10 UV Filters on the Brine Shrimp *Artemia salina*

and the Marine Microalga *Tetraselmis* sp. **Toxics**, v. 8, n. 2, p. 29, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/toxics8020029>. Acesso em: 11 jan. 2022.

TIBURTIUS, E. R. L.; SCHEFFER, E. W. O. Triclosan: Destino no Meio Ambiente e Perspectivas no Tratamento de Águas de Abastecimento Público. **Revista Virtual de Química**, v. 6, n. 5, p. 1144-1159, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5935/1984-6835.20140075>. Acesso em: 17 dez. 2021.

TKALEC, M; MALARIĆ, K.; PAVLICA, M.; PEVALEK-KOZLINA, B.; VIDAKOVIĆ-CIFREK. Effects of radiofrequency electromagnetic fields on seed germination and root meristematic cells of *Allium cepa* L. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 672, n. 2, p. 76-81, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2008.09.022>. Acesso em: 20 jan. 2022.

TORRES, M. A. ROS in biotic interactions. **Physiologia Plantarum**, v. 138, n. 4, p. 414-429, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2009.01326.x>. Acesso em: 24 jan. 2022.

TRUSHIN, M. V.; RATUSHNYAK, A. Y.; ARKHAROVA, I. A.; RATUSHNYAK, A. A. Genetic Alterations Revealed in *Allium cepa*-Test System under the Action of Some Xenobiotics. **World Applied Sciences Journal**, v. 22, n. 3, p. 342-344, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5829/idosi.wasj.2013.22.03.2977>. Acesso em: 21 jan. 2022.

TSUI, M. M. P.; LAM, J. C. W.; NG, T. Y.; ANG, P. O.; MURPHY, M. B.; LAM, P. K. S. Occurrence, Distribution, and Fate of Organic UV Filters in Coral Communities. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 8, p. 4182-4190, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05211>. Acesso em: 29 dez. 2021.

URRY, L. A.; CAIN, M. L.; WASSERMAN, S. A.; MINORSKY, P. V.; ORR, B. **Campbell Biology**. 12. ed. New York: Pearson, 2021.

WEN, J.; HAO, Y.; FENG, G.; CHANG, C. Does government ideology influence environmental performance? Evidence based on a new dataset. **Economic Systems**, v. 40, n. 2, p. 232-246, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecosys.2016.04.001>. Acesso em: 11 dez. 2021.

WITTMAN, H.; BLESCH, J. Food Sovereignty and *Fome Zero*: Connecting Public Food Procurement Programmes to Sustainable Rural Development in Brazil. **Journal of Agrarian Change**, v. 17, n. 1, p. 81-105, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/joac.12131>. Acesso em: 11 dez. 2021.

WU, D.; ZHANG, R.; LU, G.; LIN, Q.; LIU, F.; LI, Y. Degradation of Octocrylene Using Combined Ozonation and Electrolysis Process: Optimization by Response Surface Methodology. **Clean Soil Air Water**, v. 45, n. 2, p. 1500664, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/clen.201500664>. Acesso em: 31 jan. 2022.

YAN, S.; LIANG, M.; CHEN, R.; HONG, X.; ZHA, J. Reproductive toxicity and estrogen activity in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to environmentally relevant concentrations of octocrylene. **Environmental Pollution**, v. 261, p. 114104, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114104>. Acesso em: 11 jan. 2022.

YANG, J.; CHING, Y. C.; KADOKAMI, K. Occurrence and exposure risk assessment of organic micropollutants in indoor dust from Malaysia. **Chemosphere**, v. 287, p. 132340, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132340>. Acesso em: 29 dez. 2021.

ZDRAVKOVIĆ, T. P.; ZDRAVKOVIĆ, B.; ZDRAVKOVIĆ, M.; DARIŠ, B.; LUNDER, M.; FERK, P. In-vitro study of the influence of octocrylene on a selected metastatic melanoma cell line. **Giornale Italiano di Dermatologia e Venereologia**, v. 154, n. 2, p. 197-204, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.23736/s0392-0488.17.05616-4>. Acesso em: 10 jan. 2022.

ZHANG, Q. Y.; MA, X. Y.; WANG, X. C.; NGO, H. H. Assessment of multiple hormone activities of a UV-filter (octocrylene) in zebrafish (*Danio rerio*). **Chemosphere**, v. 159, p. 433-441, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.037>. Acesso em: 10 jan. 2022.

ZHONG, X.; DOWNS, C. A.; LI, Y.; ZHANG, Z.; LI, Y.; LIU, B.; GAO, H.; LI, Q. Comparison of toxicological effects of oxybenzone, avobenzone, octocrylene, and octinoxate sunscreen ingredients on cucumber plants (*Cucumis sativus* L.). **Science of The Total Environment**, v. 714, p. 136879, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136879>. Acesso em: 10 jan. 2022.