

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

LAIANE NERI SANT'ANA

EFEITO DE MULTISTRESSORES (TEMPERATURA E BISFENOL A)
NO CRESCIMENTO DE DUAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS



SÃO CARLOS - SP
2026

LAIANE NERI SANT'ANA

EFEITO DE MULTISTRESSORES (TEMPERATURA E BISFENOL A) NO
CRESCIMENTO DE DUAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Ecologia e Recursos Naturais do
Centro de Ciências Biológicas e da
Saúde da Universidade Federal de
São Carlos, como parte dos
requisitos para a obtenção do título
de Mestre em Ecologia e Recursos
Naturais.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Marcela
Bianchessi da Cunha Santino

São Carlos - SP
2026

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Laiane Neri Sant'ana, realizada em 29/05/2026:

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino

Instituição: Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Prof. Dr. Irineu Bianchini Junior

Instituição: Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha

Instituição: Universidade de São Paulo (EESC/USP)

AGRADECIMENTOS

À Prof^a Dr^a Marcela Bianchessi da Cunha-Santino pela orientação dedicada, pela confiança no meu trabalho e pelos valiosos ensinamentos. “Pessoas inspiradoras são como raios de sol iluminando o caminho para conquistas grandiosas” (Autor Desconhecido).

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN) pelo suporte acadêmico e pela oportunidade de desenvolver este trabalho científico.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida, fundamental para a realização desta pesquisa.

Ao Departamento de Hidrobiologia e ao Laboratório de Bioensaios e Modelagem Matemática pela estrutura oferecida.

Às colegas de laboratório Vitória Fabri de Moura e Luana Lume Yoshida, pela parceria e pela ajuda nas coletas. Um agradecimento especial à Caroline Ferreira pela amizade, por me ensinar novas técnicas no laboratório e nas coletas, e por sua determinação inabalável para que conseguíssemos cultivar as macrófitas.

Ao professor Irineu pelos ensinamentos e orientações oferecidos desde a graduação. E aos demais professores do PPGERN que ministraram as disciplinas cursadas durante o mestrado.

À banca examinadora, Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha, Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior e Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha-Santino, pela disponibilidade e pelas contribuições.

Ao João e à Rosely, da Secretaria do PPGERN, pelo suporte administrativo prestado. E aos técnicos Fábio, pelo auxílio em uma das coletas, e Jurity, pela convivência no laboratório.

Aos colegas do programa Ludmilla, Israel, Larissa, Marcus, Deivid e Fernando.

Ao Virgílio Pereira Ricci, pelo seu amor e apoio incondicionais durante o mestrado, incluindo suporte técnico, caronas e conselhos. Aos meus pais, pelo incentivo e pela compreensão. Aos amigos e à equipe da Escola de Ballet Corpo e Arte que me ajudaram a manter a saúde do corpo e da mente durante esse processo.

A todos que contribuíram, direta e indiretamente, para este trabalho, meus mais sinceros agradecimentos.

O tempo tudo tira e tudo dá; tudo transforma e nada destrói.

Giordano Bruno

RESUMO

Os ecossistemas de água doce vêm sendo submetidos a diversas pressões, como mudanças climáticas, poluição e alterações do ciclo hidrológico. Este contexto gera um ambiente multiestressor para as espécies de ecossistemas aquáticos, como as macrófitas, um grupo de plantas que habitam áreas úmidas ou totalmente aquáticas. As comunidades vegetais são diretamente afetadas pela temperatura, que modula suas taxas metabólicas e parâmetros de crescimento, e podem interagir com outros estressores, como poluentes. O bisfenol A é um composto orgânico sintético utilizado na produção de plásticos e constitui um contaminante emergente que interage com organismos aquáticos, como as macrófitas. O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos do bisfenol A e da temperatura, no contexto das mudanças climáticas, sobre duas espécies de macrófitas (*Ricciocarpus natans* e *Salvinia auriculata*). As hipóteses testadas foram: (i) o bisfenol apresentaria efeitos negativos sobre o crescimento e o desenvolvimento das plantas; (ii) o aumento de 2 °C teria efeito sinérgico com o contaminante, potencializando seus efeitos; (iii) *R. natans* e *S. auriculata* apresentariam parâmetros de crescimento similares quando expostas às mesmas condições. Exemplares das duas espécies foram expostos isoladamente a concentrações de bisfenol A de 0 mg/L (controle), 2,5 mg/L e 10 mg/L (50 unidades de macrófitas por concentração) e acondicionados a duas temperaturas: 21,5 °C e 23,5 °C, durante seis semanas. Semanalmente, as áreas foliares dos exemplares foram mensuradas e a concentração remanescente de bisfenol A foi determinada. Ao final do período amostral, as biomassas seca e fresca das macrófitas foram determinadas. *S. auriculata* mostrou-se mais sensível ao contaminante, sobretudo na maior concentração (10 mg/L), apresentando sinais visíveis de deterioração como clorose e senescência. A temperatura mais alta (23,5 °C) favoreceu o crescimento da espécie e a resistência/resiliência ao contaminante. Em *R. natans*, ao contrário, a temperatura mais alta apresentou efeitos deletérios nos parâmetros de crescimento e pareceu prejudicar a absorção/adsorção do contaminante. Logo, num contexto multiestressor, *S. auriculata* seria favorecida pelo aumento da temperatura, mas pode ser prejudicada pelos efeitos do bisfenol A. E *R. natans* apresentou potencial fitoacumulador para o bisfenol A, mas foi prejudicado pelo aumento da temperatura.

Palavras-chave: Multiestressores. Macrófitas. Mudanças climáticas. bisfenol A. Contaminantes emergentes.

ABSTRACT

Freshwater ecosystems are increasingly subjected to multiple pressures, including climate change, pollution, and alterations to the hydrological cycle. This context creates a multi-stressor environment for organisms inhabiting aquatic systems, such as macrophytes, plants that occupy wetlands or fully aquatic habitats. Plant communities are directly influenced by temperature, which modulates their metabolic rates and growth parameters, and may interact synergistically with other stressors, such as chemical pollutants. Bisphenol A (BPA) is a synthetic organic compound widely used in plastic production and is an emerging contaminant that interacts with aquatic organisms, including macrophytes. The objective of this study was to evaluate the effects of bisphenol A and temperature, within a climate change context, on two macrophyte species (*R. natans* and *S. auriculata*). The following hypotheses were tested: (i) BPA would exert negative effects on plant growth and development; (ii) a 2 °C temperature increase would synergistically interact with the contaminant, potentiating its toxic effects; and (iii) *R. natans* and *S. auriculata* would exhibit similar growth responses when exposed to identical conditions. Specimens of both species were individually exposed to bisphenol A concentrations of 0 mg/L (control), 2.5 mg/L, and 10 mg/L (50 individuals per concentration) and maintained at two temperature regimes, 21.5 °C and 23.5 °C, over a 6-week period. Leaf area was measured weekly, and the remaining bisphenol A concentration was determined. At the end of the experimental period, dry and fresh biomass of the macrophytes were determined gravimetrically. *S. auriculata* proved more sensitive to the contaminant, particularly at the highest concentration (10 mg/L), exhibiting visible signs of deterioration, including chlorosis and senescence. The higher temperature (23.5 °C) promoted growth and enhanced resistance/resilience to the contaminant in this species. In contrast, *R. natans* showed deleterious responses to higher temperatures, with negative effects on growth parameters and an apparent reduction in contaminant absorption/adsorption. Thus, under a multi-stressor scenario, *S. auriculata* may benefit from increased temperature but may be adversely affected by bisphenol A. Conversely, *R. natans* demonstrated phytoaccumulation potential for bisphenol A but was adversely affected by elevated temperatures.

Keywords: Multi-stressors; Macrophytes; Climate change; Bisphenol A; Emerging contaminants.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Gráfico de hipótese que ilustra o efeito esperado do bisfenol A	15
Figura 2 – Recipiente de cultivo onde ficam acondicionados os exemplares juvenis de <i>S. auriculata</i> utilizados nos bioensaios	23
Figura 3 – Represa do Fazzari, localizada no Cerrado da UFSCar, onde foi realizada a coleta de água para os bioensaios e para o acondicionamento das macrófitas	24
Figura 4 – Esquema do arranjo experimental, indicando que, para cada bioensaio, foram utilizados os tratamentos controle (0 mg/L), 2,5 mg/L e 10 mg/L. Para cada tratamento, foram utilizados 10 béqueres, com 5 exemplares de macrófita em cada um.....	26
Figura 5 – Bioensaios de <i>S. auriculata</i> e <i>R. natans</i> na câmara de germinação, enumerados para identificação dos tratamentos	27
Figura 6 – Variação temporal do crescimento de <i>R. natans</i> sob diferentes concentrações de bisfenol A, à temperatura de 21,5 °C. A: Tratamento controle 0 mg/L; B: Tratamento 2,5 mg/L; C: Tratamento 10 mg/L	32
Figura 7 – Variação temporal do crescimento de <i>R. natans</i> sob diferentes concentrações de bisfenol A à temperatura de 23,5 °C. A: Tratamento controle 0 mg/L; B: Tratamento 2,5 mg/L; C: Tratamento 10 mg/L	34
Figura 8 – Distribuição dos valores de área foliar (cm ²) para <i>R. natans</i> a duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)	36
Figura 9 – Distribuição dos valores de massa fresca (g) para <i>R. natans</i> a duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)	37
Figura 10 – Distribuição dos valores de massa seca (g) para <i>R. natans</i> a duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)	38

Figura 11 – Variação temporal da concentração de bisfenol A (mg/L) nas soluções com a espécie <i>R. natans</i> . Em A: Tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A a 21,5 °C; B: Tratamento com 10 mg/L de bisfenol A a 21,5 °C; C: Tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A a 23,5 °C e D: Tratamento com 10 mg/L a 23,5 °C	39
Figura 12 – Distribuição dos valores de pH de <i>R. natans</i> a duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)	40
Figura 13 – Distribuição dos valores de condutividade elétrica (µS/cm) para <i>R. natans</i> a duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)	41
Figura 14 – Variação temporal do crescimento de <i>S. auriculata</i> nas concentrações de bisfenol A à temperatura de 21,5 °C. A: Tratamento controle 0 mg/L; B: Tratamento 2,5 mg/L; C: Tratamento 10 mg/L	43
Figura 15 – Variação temporal do crescimento de <i>S. auriculata</i> nas concentrações de bisfenol A à temperatura de 23,5 °C. A: Tratamento controle 0 mg/L; B: Tratamento 2,5 mg/L; C: Tratamento 10 mg/L	45
Figura 16 – Distribuição dos valores da área foliar (cm ²) para <i>S. auriculata</i> em duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)	47
Figura 17 – Distribuição dos valores da massa fresca (g) para <i>S. auriculata</i> em duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)	48
Figura 18 – Distribuição dos valores da massa seca (g) para <i>S. auriculata</i> em duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)	49
Figura 19 – Variação temporal da concentração de bisfenol A (mg/L) nos meios de crescimento com a espécie <i>S. auriculata</i> . Em A: Tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A a 21,5 °C; B: Tratamento com 10 mg/L de bisfenol A a 21,5 °C; C: Tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A a 23,5 °C; D: Tratamento com 10 mg/L de bisfenol A a 23,5 °C.....	51
Figura 20 – Distribuição dos valores de pH nos bioensaios de crescimento de <i>S. auriculata</i> a duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)	52

Figura 21 – Distribuição dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) para <i>S. auriculata</i> a duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)	53
Figura 22 – Exemplar da espécie <i>R. natans</i> com brotamento na parte superior da folha.....	55
Figura 23 – Pequenos brotos de <i>R. natans</i> que desenvolveram raízes e se soltaram da parte superior das folhas	56
Figura 24 – Exemplares de <i>S. auriculata</i> , tratamento com 10 mg/L de bisfenol A, mantidos a 21,5 °C, 35 dias após a exposição ao contaminante	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros do modelo de crescimento de *R. natans* a 21,5 °C nos tratamentos controle 0 mg/L; 2,5 mg/L e 10 mg/L de bisfenol A. Em que: μ (dia⁻¹) = coeficiente de crescimento; K (cm²) = área foliar máxima; td (dia) = tempo de duplicação e r² = coeficiente de determinação33

Tabela 2 – Parâmetros do modelo de crescimento de *R. natans* a 23,5 °C nos tratamentos controle 0 mg/L; 2,5 mg/L e 10 mg/L de bisfenol A. Em que: μ (dia⁻¹) = coeficiente de crescimento; K (cm²) = área foliar máxima; td (dia) = tempo de duplicação e r² = coeficiente de determinação35

Tabela 3 – Parâmetros do modelo de crescimento de *S. auriculata* a 21,5 °C nos tratamentos controle 0 mg/L; 2,5 mg/L e 10 mg/L de bisfenol A. Em que: μ (dia⁻¹) = coeficiente de crescimento; K (cm²) = área foliar máxima; td (dia) = tempo de duplicação e r² = coeficiente de determinação44

Tabela 4 – Parâmetros do modelo de crescimento de *S. auriculata* a 23,5 °C nos tratamentos controle 0 mg/L; 2,5 mg/L e 10 mg/L de bisfenol A. Em que: μ (dia⁻¹) = coeficiente de crescimento; K (cm²) = área foliar máxima; td (dia) = tempo de duplicação e r² = coeficiente de determinação46

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 HIPÓTESES	15
3 REVISÃO DE LITERATURA	16
3.1 As mudanças climáticas e os ecossistemas de água doce	16
3.2 Contaminantes emergentes e microplásticos	17
3.3 bisfenol A	19
3.4 O uso de macrófitas aquáticas em bioensaios	20
4 MATERIAIS E MÉTODOS	23
4.1 Coleta, preparação e armazenamento das espécies utilizadas	23
4.2 Determinação das concentrações de bisfenol A e da temperatura	25
4.3 Montagem dos experimentos	25
4.4 Determinação da absorbância do bisfenol A	28
4.5 Determinação da área foliar e da biomassa	29
4.6 Modelagem matemática e análise estatística	30
5 RESULTADOS	31
5.1 Efeito do bisfenol A sobre o crescimento e desenvolvimento de <i>R. natans</i> em duas temperaturas	31
5.2 Efeito do bisfenol A sobre o crescimento e desenvolvimento de <i>S. auriculata</i> em duas temperaturas	42
6 DISCUSSÃO	54
7 CONCLUSÕES	65
DECLARAÇÃO	66
REFERÊNCIAS	67

INTRODUÇÃO

A Terra surgiu há aproximadamente 4,56 bilhões de anos e é o único planeta conhecido no qual a vida existe e se expressa por meio de uma intrincada teia de seres vivos, denominada biosfera (Folke *et al.*, 2021). A biosfera existe há cerca de 3,5 bilhões de anos e tem sido moldada por fatores como a circulação atmosférica global, a formação e o transporte de camadas de gelo, a formação do solo, as correntes oceânicas, a manutenção da camada de ozônio e a movimentação das placas tectônicas (Steffen *et al.*, 2020).

Os seres humanos modernos emergiram há cerca de 250 mil anos e, desde então, vêm desenvolvendo técnicas de cultivo, construção e criação de animais, atuando não apenas para se adaptar, mas também para transformar o meio natural em que estão inseridos (Mounier; Lahr, 2019). Na escala do tempo geológico, o planeta encontra-se no Holoceno, época atual do Quaternário, da Era Cenozoica. O Holoceno iniciou-se há 11,7 milhões de anos, com o fim do último período de glaciação terrestre. É um período considerado estável. O clima manteve-se regular após o aquecimento que levou ao fim da Idade do Gelo, e a capacidade regulatória do planeta, por meio de seus ciclos biogeoquímicos, manteve condições adequadas para a preservação e o desenvolvimento da vida humana na Terra (Rockström *et al.*, 2009).

No entanto, a Revolução Industrial, iniciada por volta de 1750, promoveu uma mudança nas relações entre os seres humanos e a natureza. A explosão populacional gerada neste contexto, juntamente com a demanda crescente por recursos naturais como água, alimentos, matéria-prima e energia, sobretudo combustíveis fósseis, impulsionou impactos ambientais negativos em nível global. Sobretudo nos últimos 70 anos, esses processos se intensificaram e passaram a representar uma ameaça à biodiversidade do planeta (Folke *et al.*, 2021).

Neste contexto, cientistas como o ganhador do Prêmio Nobel de Química, Paul Crutzen, e o pesquisador Eugene Stoermer acreditam que, devido às drásticas transformações antrópicas nos ecossistemas e na atmosfera, a humanidade já se encontra em uma nova época do tempo geológico, denominada Antropoceno. O Antropoceno refere-se, portanto, ao período mais recente da história da Terra, no qual as atividades antrópicas vêm afetando o funcionamento global dos sistemas naturais (Crutzen; Stoermer, 2013).

Alguns processos que caracterizam essas mudanças são a acidificação dos oceanos, a modificação dos ciclos do nitrogênio e do fósforo, o aumento na taxa de perda da biodiversidade, as mudanças climáticas e a entrada de contaminantes emergentes nos compartimentos ambientais (solo, ar, água e biota) (Hamilton *et al.*, 2019).

As mudanças climáticas representam um risco para a biodiversidade do planeta. O clima afeta diretamente as plantas que podem apresentar respostas morfológicas e fisiológicas capazes de interferir nas relações entre as espécies e, consequentemente, na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas (Tylianakis *et al.*, 2008). Assim como as mudanças climáticas, a poluição dos corpos hídricos também se intensificou no Antropoceno e vem crescendo exponencialmente, preocupando cientistas, autoridades e a sociedade em geral. Os ambientes aquáticos continentais são particularmente afetados pela poluição devido aos diversos usos que as sociedades humanas fazem da água; além disso, resíduos e contaminantes descartados em águas continentais podem ser transportados pelos rios até os oceanos (Quadra *et al.*, 2019; Medrano *et al.*, 2015). Dentre a miríade de substâncias e resíduos detectados em ecossistemas aquáticos, o plástico destaca-se por ser um material que demora a se decompor naturalmente, sem tratamento eficaz para eliminá-lo por completo (Buitrago, 2024). O bisfenol A é um composto amplamente utilizado na produção de plásticos e resinas e, portanto, tem sido frequentemente detectado em diversos ambientes, incluindo águas superficiais e subterrâneas (Liu *et al.*, 2021).

Neste contexto, estudos que consideram a predição de mudanças nos coeficientes de crescimento de produtores primários, como as macrófitas, são importantes para o diagnóstico das relações funcionais da biodiversidade e da estabilidade do funcionamento dos ecossistemas. Os chamados multiestressores referem-se à ocorrência simultânea de diferentes fatores que provocam estresse em um organismo ou em um ecossistema, como a poluição e as flutuações de temperatura (Smith *et al.*, 2015). Dessa forma, o objetivo desse estudo foi analisar os efeitos de duas concentrações de bisfenol A (2,5 e 10 mg/L) no crescimento de macrófitas em duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C), sendo a temperatura média anual do município de São Carlos e a temperatura média anual do município de São Carlos mais 2 °C, visando à simulação das mudanças climáticas (Embrapa Meteorologia, 2010; IPCC, 2023). As espécies selecionadas foram *Ricciocarpus natans* e *Salvinia auriculata*.

2 HIPÓTESES

As hipóteses testadas no presente estudo foram: (i) O bisfenol A pode apresentar efeitos negativos sobre o crescimento e desenvolvimento das plantas; portanto, tanto *S. auriculata* quanto *R. natans* expostas a esse contaminante irão apresentar os menores parâmetros de crescimento em relação a seus respectivos controles; (ii) O aumento de 2 °C terá um efeito sinérgico com o contaminante, acelerando o metabolismo da planta e potencializando os efeitos tóxicos do bisfenol A em *S. auriculata* e *R. natans*, afetando negativamente seus parâmetros de crescimento e (iii) Ao considerarmos a forma de vida, por serem macrófitas flutuantes e de vida livre, *R. natans* e *S. auriculata* irão apresentar coeficientes de crescimento similares aos serem expostas às mesmas condições de crescimento (ação dos multiestressores).

A Figura 1 ilustra o efeito esperado do bisfenol A e da temperatura, demonstrando que o tratamento controle (sem adição de bisfenol A) deve apresentar maior desenvolvimento a 23,5 °C, pois uma temperatura mais alta aceleraria o crescimento. Já os tratamentos com o bisfenol A teriam um desenvolvimento menor que os controles, sendo que, a 23,5 °C, ele seria ainda menor, pois a temperatura potencializaria a absorção do bisfenol A.

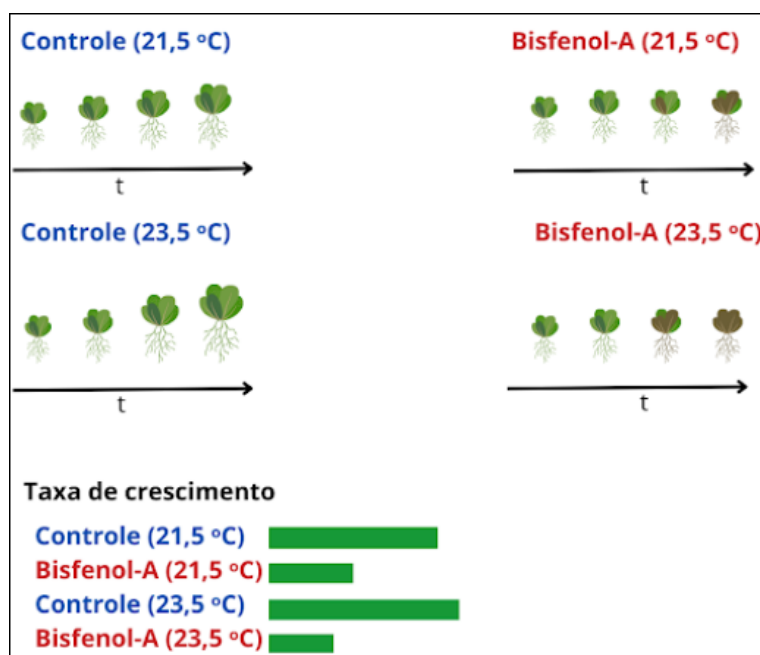


Figura 1 – Gráfico de hipótese que ilustra o efeito esperado do bisfenol A sobre as macrófitas

Fonte: Elaborada pela autora.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 As mudanças climáticas e os ecossistemas de água doce

Estima-se que as atividades antrópicas tenham sido responsáveis pelo aumento de cerca de 1,0 °C na temperatura global desde o período pré-industrial, quando se iniciou a queima de combustíveis fósseis. Embora pareça uma diferença pequena em escala global, este aumento da temperatura interfere em fatores climáticos, como a umidade relativa do ar, a precipitação e a intensidade dos ventos. Essas mudanças já vêm sendo observadas e causam danos às pessoas, ao patrimônio histórico-cultural e perdas materiais (IPCC, 2023).

O clima e o ciclo da água no planeta estão diretamente relacionados. De acordo com o IPCC (2023), as mudanças climáticas estão alterando significativamente o ciclo hidrológico por meio de precipitações mais intensas, que provocam enchentes e inundações, além de secas mais severas. O derretimento das geleiras e do *permafrost* leva ao aumento do nível dos oceanos. Consequentemente, as águas oceânicas invadem o continente, contribuindo para a salinização dos corpos hídricos de água doce. Dessa forma, a mudança no clima tem alterado os parâmetros físico-químicos dos corpos hídricos, tais como temperatura, pH, salinidade, oxigenação e a incidência de radiação ultravioleta. (Çiçek *et al.*, 2026).

Este cenário constitui, por si só, um ambiente estressor para os organismos aquáticos, com o aumento da temperatura acelerando as taxas metabólicas e bioquímicas, afetando seus parâmetros de crescimento e influenciando as relações ecológicas do ecossistema, podendo interagir com outros estressores, como os poluentes presentes no ambiente (Çiçek *et al.*, 2026; Midgley, 2007).

As flutuações da temperatura podem interagir com contaminantes presentes na água ou já nos organismos de seres aquáticos, gerando efeitos (i) aditivos: que representam a soma dos efeitos individuais; (ii) sinérgicos: quando o efeito dos estressores juntos é maior do que a soma de seus efeitos individuais; ou (iii) antagônicos: quando um estressor inibe ou diminui os efeitos de outro estressor (Coors; Meester, 2008; Folt *et al.*, 1999).

3.2 Contaminantes emergentes e microplásticos

A degradação hídrica vem crescendo exponencialmente ao longo dos últimos anos, preocupando cientistas, autoridades e a sociedade de modo geral (Quadra *et al.*, 2019). Esse aumento da pressão antrópica sobre os recursos hídricos resulta em impactos negativos que afetam não apenas a qualidade da água, mas também a saúde dos seres vivos e o equilíbrio dos ecossistemas. Dentre os diversos problemas observados nos corpos hídricos, destacam-se a introdução de esgotos sanitários e industriais sem tratamento adequado, bem como a lixiviação de defensivos agrícolas, que contaminam as fontes de água e afetam a biodiversidade local. Essa inserção constante (ou crescente) de contaminantes contribui para um ciclo complexo e duradouro de degradação ambiental (Moraes; Jordão, 2002).

Dentre as substâncias encontradas nos ecossistemas aquáticos estão os contaminantes emergentes, um grupo de substâncias modernas derivadas do estilo de vida atual das sociedades humanas e de seus métodos de produção. O termo *emergente* refere-se ao fato de que essas substâncias são cada vez mais detectadas nos sistemas ambientais (Montagner, 2017). Os contaminantes emergentes incluem diversos compostos, entre eles hormônios sintéticos, fármacos, cafeína, sucralose, microplásticos, insumos agrícolas (inseticidas, algicidas, herbicidas, fungicidas), produtos de limpeza, cosméticos, produtos de higiene pessoal, entre outros (Rodrigues, 2018).

A água é o principal veículo de transporte e acumulação dos contaminantes emergentes, uma vez que esses compostos são geralmente introduzidos no ecossistema aquático por fontes pontuais (relacionadas ao lançamento de esgoto e efluentes industriais) e difusas (causadas pelo escoamento superficial), como a excreção de fármacos e drogas, a descarga de efluentes domésticos e industriais, tratados ou não, em corpos d'água superficiais, a lixiviação de aterros sanitários e o escoamento de áreas agrícolas (Richardson; Kimura, 2020). Na água, estes poluentes podem apresentar longo tempo de permanência e não ser totalmente removidos pelos métodos tradicionais de tratamento (Rodrigues, 2018; Nayak, 2024).

As concentrações de contaminantes emergentes no meio ambiente geralmente são muito baixas para provocar efeitos adversos à saúde humana (Bruce *et al.*, 2010; Houtman *et al.*, 2014). Contudo, o risco da soma dessas concentrações, da mistura com outras substâncias e da exposição a longo prazo é amplamente debatido, uma vez que o consumo de produtos industrializados e a demanda hídrica são crescentes (Bergman *et al.*, 2013; Diamond *et al.*, 2015).

Dentre a miríade de substâncias e materiais considerados contaminantes emergentes, os plásticos destacam-se por serem materiais que demoram a se decompor naturalmente e permanecem nos ecossistemas hídricos, sem tratamento eficaz para eliminá-los por completo. O plástico é um material produzido e utilizado em larga escala devido ao seu baixo custo e à variedade de aplicações (Buitrago, 2024). Estimativas recentes indicam que cerca de 500 mil toneladas de plástico são lançadas anualmente nos oceanos (Kaandorp *et al.*, 2023). Embora cerca de 70% a 80% do plástico nos oceanos provém das águas continentais, estudos sobre seus efeitos em sistemas de água doce são desproporcionalmente mais escassos do que os relativos às águas oceânicas. Entre 1980 e 2018, apenas 13% dos estudos sobre poluição plástica envolveram as águas continentais (Medrano *et al.*, 2015; Bletter *et al.*, 2018).

Os plásticos são fabricados a partir de vários tipos de polímeros e, adicionalmente, utilizam-se outras substâncias químicas para melhorar suas propriedades físicas, como flexibilidade, cor, resistência, durabilidade, entre outras. Tanto os polímeros quanto os aditivos podem ser transferidos para o alimento ou solubilizados por meio de temperatura ou pressão (Bernardo *et al.*, 2015).

Os plásticos encontrados em ambientes aquáticos podem variar de vários metros a partículas microscópicas denominadas microplásticos. A introdução de microplásticos nos corpos hídricos pode ocorrer tanto de forma direta, por meio da descarga de resíduos industriais e domésticos, quanto de forma indireta, pela degradação de produtos descartados incorretamente (Medrano *et al.*, 2015).

As mudanças climáticas também podem influenciar o comportamento de materiais como os microplásticos na água, alterando assim seu transporte e deposição e os processos de dissolução, agregação, sedimentação e a interação com a matéria orgânica presente nos ecossistemas aquáticos (Hochella *et al.*, 2019). Temperaturas elevadas também afetam a solubilidade, agregação e química da superfície desses materiais (Devasena, 2022).

3.3 Bisfenol A

O bisfenol A, 2,2-bis(4-hidroxifenil)propano, é um composto orgânico sintético com massa molar de 228,29 g/mol. À temperatura ambiente, apresenta-se como uma substância sólida, de coloração branco-cristalina (Michalowicz, 2014). Este composto é sintetizado por meio da condensação do fenol com acetona, na presença de um catalisador. Sua estrutura molecular é composta por um átomo de carbono central tetraédrico com dois grupos metílicos e dois grupos de fenol (US Environmental Protection Agency, 2014).

O bisfenol A é amplamente utilizado no setor industrial devido ao seu alto desempenho técnico, sendo produzido em grandes quantidades, principalmente na fabricação de policarbonatos, no envernizamento de latas de alimento e na aplicação em mamadeiras e garrafões de água. Usos menos significativos incluem canos de PVC, papel térmico, poliuretano, poliamida, retardadores de chamas, selantes e resinas odontológicas (Bohnet, 2002; Bernardo *et al.*, 2015).

Devido à alta produção e ao consumo, o bisfenol A tem sido frequentemente detectado em compartimentos ambientais, principalmente em águas superficiais e residuais e em sedimentos. O aporte desta substância para o ambiente está relacionado com a poluição das matrizes por plástico, estudos vêm detectando a presença de bisfenol A associado a microplástico em diferentes ambientes (Pria *et al.*, 2026; Liu *et al.*, 2019). Estima-se que, anualmente, cerca de 454 toneladas do referido composto sejam descartadas no ambiente (Erler; Novak, 2010; Flint *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2021). Estudos relataram sua presença na atmosfera e concentrações de até 17,2 mg/L em lixiviados de aterros sanitários no Japão (Fu; Kawamura, 2010; Yamamoto *et al.*, 2001). Também foram relatados valores de até 0,37 mg/L em efluentes de estações de tratamento de água, de 0,056 mg/L em águas superficiais e de 193 ng/L em águas oceânicas (Corrales *et al.*, 2015).

O bisfenol A é uma molécula instável que pode interagir com altas temperaturas, transferindo-se das embalagens para o ambiente (Bourgeade *et al.*, 2024). Diversos estudos têm relacionado o bisfenol A a problemas ambientais e de saúde pública (Santos *et al.*, 2023). Ensaios *in vitro* demonstraram que o bisfenol interfere nas atividades reguladoras dos organismos vivos e pode exercer efeito inibidor endócrino, pois sua cadeia carbônica assemelha-se à do estrogênio. Portanto, sua toxicidade para humanos, plantas terrestres e animais é bem estudada; no entanto, seus efeitos em baixas

concentrações em plantas aquáticas ainda não estão definidos (Pop *et al.*, 2021; Han *et al.*, 2023). Pesquisas indicam que a biodegradação do bisfenol A está estreitamente relacionada à bioacumulação, e o referido composto, quando acumulado em tecidos animais e vegetais, tem potencial para se propagar ao longo da cadeia trófica (Xiao *et al.*, 2020; Santos *et al.*, 2023). As macrófitas têm a capacidade de captar o bisfenol A e seus análogos da água e metabolizá-los em novos compostos. Mas esta exposição tem diversos efeitos tóxicos sobre o crescimento, a fotossíntese, a ação antioxidante, os fito-hormônios e a integridade física das macrófitas, além de perturbar o metabolismo da planta (Liang *et al.*, 2024).

3.4 O uso de macrófitas aquáticas em bioensaios

As macrófitas aquáticas constituem um amplo conjunto de vegetais fotossintetizantes que abrange diferentes grupos de plantas, como macroalgas, briófitas, pteridófitas e angiospermas. Podem habitar áreas úmidas ou totalmente aquáticas, de água doce ou salobra. Desenvolvem várias formas de vida, podendo ser emersas, flutuantes, enraizadas com folhas flutuantes, submersas livres ou submersas enraizadas. O tamanho dos espécimes pode variar de organismos muito pequenos com menos de 0,5 mm até 2,5 m como a *Victoria amazonica* (Pompêo, 2008; Chambers, 2008).

As macrófitas contribuem para a avaliação de ambientes lóticos e lênticos, podendo ser utilizadas como bioindicadoras da qualidade da água, na biorremediação da poluição hídrica, no controle da erosão em corpos hídricos e no combate a vetores de doenças de veiculação hídrica. Estudos têm explorado a sua capacidade de produzir biomassa, biogás e adubos (Pompêo, 2008). As macrófitas também desempenham um papel ecológico importante, pois fornecem abrigo, alimento e locais de nidificação para diversos animais, além de servirem como hospedeiras de algas perifíticas e de bactérias. Sua alta produção de oxigênio pode beneficiar diversas comunidades. Sua decomposição gera um rico substrato para algas e outras plantas aquáticas. (Thomaz, 2023). No entanto, quando sua produtividade está desequilibrada, isso pode acarretar prejuízos a toda a cadeia trófica aquática (Camargo; Pezzato; Silva, 2003).

No ambiente, as plantas aquáticas são constantemente submetidas a estresses bióticos e abióticos. Ao longo do tempo, essas plantas se adaptaram, por meio de diferentes mecanismos, às alterações nas condições ambientais, assegurando seu desenvolvimento e reprodução. Quando um poluente ou contaminante é lançado irregularmente em um ecossistema aquático, os produtores primários, como as macrófitas, podem metabolizar essas substâncias, potencializando ou não suas taxas de crescimento (Pott; Pott, 2002). As macrófitas são produtoras primárias do ecossistema, e os efeitos de contaminantes sobre sua biomassa podem afetar, direta ou indiretamente, organismos consumidores e decompositores, potencialmente trazendo desequilíbrio ao ecossistema (Xiao *et al.*, 2020). Neste cenário, as macrófitas também são um modelo adequado para experimentação, além de outras características, como sua ampla distribuição geográfica, acessibilidade para coleta, alta variabilidade genética e sensibilidade a contaminantes presentes na água, bem como seu potencial de bioacumulação e de biorremediação de compostos e substâncias (Gonçalves *et al.*, 2008).

R. natans e *S. auriculata* compartilham características em comum, ambas são macrófitas de vida livre e flutuantes, o que lhes permite acumular contaminantes diretamente da água (Gomes *et al.*, 2018). *R. natans* é uma espécie de briófitas pertencente à ordem Marchantiales e à família Ricciaceae. As espécies da família costumam crescer em solos hidromórficos, com exceção de *Riccia fluitans* e *R. natans* que são aquáticas (Vashishta, 2011). É uma macrófita flutuante e de vida livre, com distribuição global, encontrada em quase todas as regiões do planeta, incluindo cavernas e regiões polares, e também comumente presente em ambientes eutrofizados (Glimes, 2017; Kronenstedt, 1981). Apesar de sua ampla distribuição, incluindo todas as regiões do Brasil, estudos ecológicos sobre esta espécie são relativamente escassos na literatura, com alguns a utilizarem como bioindicador devido à sua sensibilidade a poluentes presentes na água e à reprodução acelerada, o que favorece a rápida colonização do ambiente em que está inserida (Gimenes *et al.*, 2020). As briófitas apresentam cutícula inexistente ou pouco desenvolvida, uma vez que a cutícula está associada à retenção de poluentes, os contaminantes têm acesso direto a seus locais de absorção (Gomes *et al.*, 2018).

S. auriculata é uma pteridófita do gênero *Salvinia*, pertencente à família Salvinaceae, que habita ambientes aquáticos ou úmidos. A espécie persiste até mesmo em áreas de inundação sazonais, como as lagoas do Pantanal, sobrevivendo por meio de seus esporocarpos (Coelho; Lopes; Sperber, 2005). *S. auriculata* tem potencial para a fitorremediação do bisfenol de ambientes aquáticos de água doce devido à sua capacidade de acumular poluentes aquáticos. Sua ocorrência é amplamente relatada na América do Sul (Pontes *et al.*, 2019). É uma macrófita conhecida por se reproduzir rapidamente e colonizar grandes reservatórios em curto espaço de tempo (Iha e Bianchini Jr., 2015).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Coleta, preparação e armazenamento das espécies utilizadas

Exemplares de *R. natans* e *S. auriculata* foram coletados nos sistemas de cultivo do jardim experimental do Departamento de Botânica da Universidade Federal de São Carlos, no município de São Carlos, no estado de São Paulo (21°59'00,37"S; 47°52'47,42"W). Após a coleta, as macrófitas foram transferidas para o Laboratório de Bioensaios e Modelagem Matemática do Departamento de Hidrobiologia, onde foram lavadas em água corrente e submetidas a hipoclorito de sódio a 0,5% (NaClO) para desinfecção, por 15 minutos. Após este procedimento, as plantas foram novamente lavadas e acondicionadas em recipientes de cultivo para a obtenção de novos exemplares.



Figura 2 – Recipiente de cultivo onde ficam acondicionados os exemplares juvenis de *S. auriculata* utilizados nos bioensaios.

Fonte: Arquivo pessoal, 2024.

Várias condições de armazenamento foram testadas para selecionar a que melhor favorecesse o crescimento das macrófitas e a formação de novos indivíduos a serem utilizados nos experimentos. A conservação das espécies sob luz solar natural, com a mesma água utilizada nos bioensaios, resultou em maior incremento na reprodução das macrófitas, bem como em maior vitalidade e durabilidade das plantas. A água utilizada para preparar o meio de crescimento das plantas foi coletada na represa do Fazzari (Figura 3), localizada no Cerrado da Universidade Federal de São Carlos nas coordenadas 21°97'09,02"S; 47°88'73,93"W.



Figura 3 – Represa do Fazzari, localizada no Cerrado da UFSCar, onde foi realizada a coleta de água para os bioensaios e para o acondicionamento das macrófitas.

Fonte: Arquivo pessoal, 2024.

A represa do Fazzari encontra-se em área de preservação ambiental do bioma Cerrado, com mata ciliar íntegra. A represa, situada a 500 m da nascente, foi construída em 1978 com o objetivo de fornecer água para a irrigação na Universidade, mas hoje não desempenha mais essa função e o local encontra-se bem preservado (Barrilli; Rocha; Lucca, 2012). A água utilizada nos bioensaios das duas espécies foi obtida na mesma coleta realizada no início de junho de 2025.

4.2 Determinação das concentrações de bisfenol A e da temperatura

As concentrações testadas neste estudo foram determinadas a partir de testes preliminares realizados pela autora e de valores citados na literatura. Dessa forma, foram selecionadas uma concentração considerada baixa (2,5 mg/L) e uma considerada alta (10 mg/L) para os testes (Xiao *et al.*, 2020; Bourgeade *et al.*, 2021)

Estas concentrações foram expostas a duas temperaturas. Para a determinação da temperatura, usou-se como referência a média anual do município de São Carlos (Embrapa Meteorologia, 2010), local onde foram coletadas as macrófitas e a água para os bioensaios: 21,5 °C. E esta temperatura, acrescida de 2 °C segundo a projeção climática do aumento médio da temperatura global do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2023), é de 23,5 °C. Estas temperaturas podem apresentar oscilações de $\pm 0,5$ °C devido à variação térmica interna da câmara de germinação.

4.3 Montagem do experimento

Os exemplares de *S. auriculata* utilizados no experimento eram indivíduos juvenis, nascidos de matrizes coletadas no mesmo lote, mas os exemplares de *R. natans* pertenciam a lotes diferentes: os cultivados a 23,5 °C, coletados mais recentemente, e os cultivados a 21,5 °C, que estavam no Laboratório de Bioensaios e Modelagem Matemática há mais tempo. Para a execução dos experimentos, foram selecionados exemplares inteiros e saudáveis, ou seja, sem evidências visíveis de herbivoria, clorose ou branqueamento. Outro critério de seleção adotado foi que os espécimes estivessem em estágio juvenil e apresentassem tamanhos semelhantes.

Os exemplares foram lavados com água destilada para remoção de partículas aderidas à biomassa fresca e, posteriormente, aclimatados em meio de crescimento por 24 h antes da exposição ao bisfenol A.

Para os bioensaios, utilizou-se o reagente bisfenol A (*Sigma-Aldrich*, 97%), que foi macerado e pesado em balança analítica (marca: *Bel Engineering*; modelo: M214Ai; precisão de 0,0001 g) e solubilizado na água do Fazzari. A solução foi preparada com procedimentos adaptados de Aziz *et al.* (2022), submetida a um banho de ultrassom por 40 minutos para auxiliar na solubilização do reagente e, em seguida, colocada em placa de aquecimento a 40 ± 5 °C por 4 horas.

Após esses procedimentos, as soluções de bisfenol A foram adicionadas a béqueres de borossilicato de 250 ml (volume da solução = 200 ml); em seguida, as macrófitas previamente selecionadas e aclimatadas para os bioensaios foram dispostas nesses béqueres. Para cada experimento (i. *R. natans* a 21,5 °C; ii. *R. natans* a 23,5 °C; iii. *S. auriculata* a 21,5 °C; e iv. *S. auriculata* a 23,5 °C) foram utilizados 10 béqueres contendo 200 ml de solução e 5 exemplares de macrófitas por tratamento (controle, 2,5 mg/L e 10 mg/L de bisfenol A), conforme ilustrado na Figura 4.

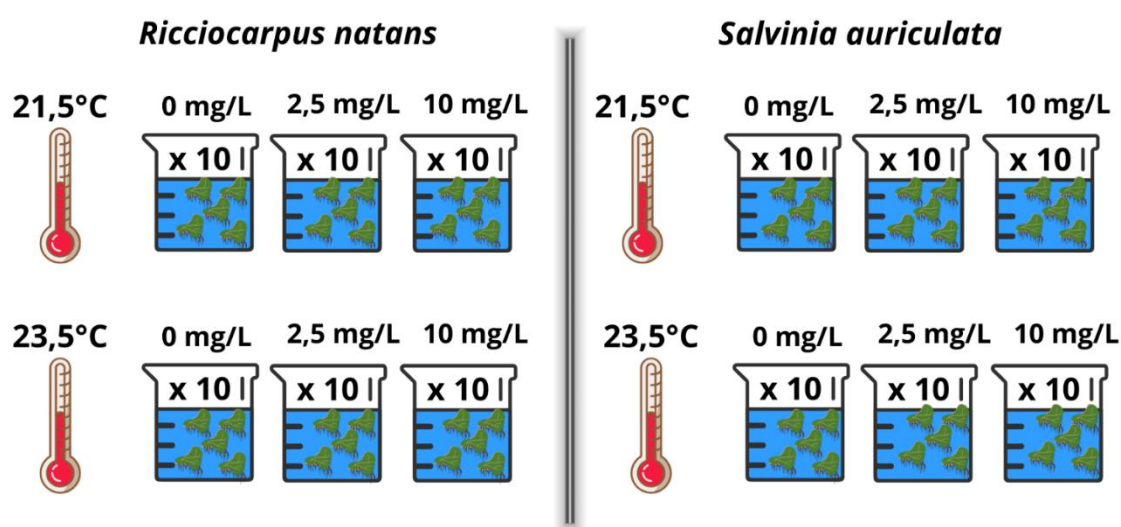


Figura 4 – Esquema do arranjo experimental, indicando que, para cada bioensaio, foram utilizados os tratamentos controle (0 mg/L), 2,5 mg/L e 10 mg/L. Para cada tratamento, foram utilizados 10 béqueres, com 5 exemplares de macrófita em cada um.

Fonte: Elaborada pela autora

Os bioensaios foram mantidos em câmara de germinação, à temperatura estabelecida para os experimentos (21,5 °C ou 23,5 °C), sob luz artificial (181 $\mu\text{mol m}^{-2}$ s), com fotoperíodo de 12 h claro e 12 h escuro, durante o período amostral de 6 semanas (Figura 5).



Figura 5 – Bioensaios de *S. auriculata* e *R. natans* na câmara de germinação, enumerados para identificação dos tratamentos.

Fonte: Arquivo pessoal, 2024.

4.4 Determinação da absorbância do bisfenol A

A varredura de bisfenol A (*Sigma Aldrich* 97%) foi realizada por espectrofotometria na região do ultravioleta visível (UV/Vis), utilizando um espectrofotômetro (marca: *Amercham*; modelo: *Ultrospec 2100 pro*). A varredura realizada na solução estoque de bisfenol (100 mg/L) ocorreu no comprimento de onda 190 a 400 nm, a fim de identificar a melhor faixa de absorção para a determinação da absorbância necessária para a quantificação do bisfenol A. Os comprimentos de onda 229 e 275 nm foram determinados como os mais adequados para a determinação da absorbância do bisfenol A. Para as leituras foi utilizada cubeta de quartzo (10 mm, volume: 3,5 mL) (Navieira, 2021), na cubeta do branco utilizava-se o próprio controle do bioensaio, ou seja, água da represa do Fazzari sem bisfenol A. Semanalmente, ao longo de todo o período experimental, realizou-se a leitura das alíquotas de água dos bioensaios de cada tratamento para determinar a concentração remanescente de bisfenol A e acompanhar o processo de absorção/adsorção pelas macrófitas. Após a realização de todos os bioensaios, os resultados de absorbância foram tabulados e a concentração remanescente de bisfenol A foi contabilizada. Ao analisar os dados, o comprimento de onda de 229 nm mostrou-se o mais adequado para descrever a concentração de bisfenol A ao longo do experimento, por ter indicado uma concentração inicial de bisfenol A, mais próxima do que foi aferida na balança. A percentagem de remoção do bisfenol A foi calculada considerando 100% da concentração inicial (amostragem do dia 0); a média da concentração de bisfenol A em cada béquer foi dividida pela concentração inicial, resultando na percentagem de remoção em cada amostragem. Em seguida, foi debitada da concentração inicial (100%) a percentagem correspondente à concentração final, ou seja, a concentração aferida no último dia de amostragem, obtendo-se, assim, a percentagem de remoção do bisfenol A, ou seja, o quanto ele foi absorvido/adsorvido até o último dia do período amostral. Durante todo o período do experimento (seis semanas), também foram acompanhados o pH e a condutividade elétrica de todos os béqueres que continham as soluções dos bioensaios. Utilizaram-se, para a determinação do pH, um pHmetro de bancada (marca: *Digimed*; modelo: *DMPH-2*) e, para a determinação da condutividade elétrica, um condutivímetro (marca: *Digimed* modelo: *DM3*). Os valores de pH e de condutividade elétrica foram submetidos ao teste ANOVA de duas vias, com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). O teste estatístico e os gráficos que mostram a distribuição dos valores de pH e de condutividade elétrica foram elaborados no programa *OriginPro* (OriginLab, 2024).

4.5 Determinação da área foliar e da biomassa

Para a medição da área foliar, os experimentos foram retirados semanalmente dos respectivos béqueres, dispostos sobre papel milimetrado e fotografados. Para maior precisão dos dados, todas as imagens foram obtidas com um suporte para a câmera, de modo que ela permanecesse sempre fixada a 20,5 cm da plataforma e que as lentes ficassem defronte às folhas em todas as medições. As imagens foram posteriormente inseridas no software ImageJ (National Institutes of Health, 2024) para o cálculo da área foliar com base na escala da folha milimetrada. As áreas foliares medidas foram utilizadas na análise estatística do crescimento e na parametrização do modelo de crescimento, sendo o sistema radicular e as partes mortas desconsiderados. Os valores da área foliar foram medidos semanalmente ao longo de 42 dias. Após este período de exposição ao contaminante, a biomassa fresca das macrófitas foi determinada gravimetricamente em balança analítica (marca *Bel Engineering*; modelo M214Ai; precisão de 0,0001 g). Antes de serem colocadas na balança, as macrófitas eram rapidamente dispostas sobre papel absorvente para reduzir a interferência do peso da água aderida às raízes. Após a aferição do peso fresco, as macrófitas foram dispostas em placas de Petri de borossilicato (80 x 15 mm) e desidratadas em estufa (marca: *Fanen*; modelo: 315 SE). Após 24 h a 50 °C, as massas secas foram determinadas gravimetricamente.

Os valores da biomassa seca e fresca foram tabelados e submetidos à ANOVA de duas vias, com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), a fim de avaliar se o bisfenol A e a temperatura tiveram efeito sobre o peso fresco e seco das macrófitas e se houve interação entre essas variáveis. O teste *Two-Way* ANOVA, bem como os gráficos que mostram a distribuição dos valores de massa seca e fresca, foram elaborados no programa OriginPro (Origin Lab, 2024). Também foi calculada a proporção de massa fresca das macrófitas submetidas ao bisfenol A em relação à do tratamento de controle. Considerando o peso fresco médio por béquer do controle como 100%, o peso fresco médio por béquer de cada tratamento (2,5 mg/L e 10 mg/L) foi dividido pelo do controle. Depois, subtraiu-se a percentagem de massa obtida nos tratamentos da percentagem de massa do controle (100%) para se obter o quanto houve de incremento ou diminuição de massa fresca em relação ao controle.

4.6 Modelagem matemática e análise estatística

Após a execução do procedimento experimental, os resultados das áreas foliares de cada béquer foram acumulados e somados em função do tempo de exposição. A partir das variações temporais da área foliar (cm²) os parâmetros do modelo sigmoide foram obtidos. Para a descrição do crescimento das macrófitas, nos diferentes tratamentos, foi utilizado o modelo sigmoide da Equação 1 (Bianchini Jr. *et al.*, 2010):

$$\frac{dN}{dt} = \mu \times \left(1 - \frac{N}{K}\right) \quad (\text{Eq.1})$$

Os parâmetros da cinética do crescimento foram obtidos por meio do algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt (Press *et al.*, 1993); o tempo de duplicação das culturas foi calculado pela Equação 2 (Mitchell; Tur, 1975).

$$td = \frac{\ln 2}{\mu} \quad (\text{Eq. 2})$$

O Q10, parâmetro que relaciona o efeito da temperatura sobre o coeficiente de crescimento da planta, foi calculado pela Equação 3 (Behdek, 1930).

$$Q10 = \left(\frac{\mu_2}{\mu_1}\right)^{\left(\frac{10}{T_2 - T_1}\right)} \quad (\text{Eq. 3})$$

em que: N = área foliar total (cm²); μ = coeficiente de crescimento (dia⁻¹); K = biomassa máxima da macrófita no frasco do bioensaio (cm²); t = tempo (dia).

As medidas obtidas das áreas foliares das macrófitas foram submetidas a ANOVA de duas vias, com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), para avaliar se as variáveis temperatura e concentração de bisfenol A afetavam o crescimento das macrófitas (área foliar) e a possível interação entre elas.

5 RESULTADOS

5.1 Efeito do bisfenol A sobre o crescimento e desenvolvimento de *R. natans* em duas temperaturas

Não foi possível calcular o Q10 de *R. natans*, pois o aumento da temperatura não estimulou o crescimento da planta. A Figura 6 apresenta a modelagem matemática das áreas foliares das macrófitas mantidas a 21,5 °C. Foi possível observar que, ao longo do tempo experimental (42 dias, com medição a cada 7 dias), os três tratamentos (controle; 2,5 mg/L e 10 mg/L), apresentaram crescimento, pelo aumento das áreas foliares ao longo do tempo. O controle (Figura 6A) apresentou crescimento relativamente maior, com a área foliar média por béquer passando de 1,9 cm² no dia 0 para cerca de 6,1 cm² ao final do período amostral. O tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A (Figura 6B) também aumentou gradualmente, passando de 1,6 cm² para cerca de 5,2 cm² no último dia do experimento. Da mesma forma, o tratamento com 10 mg/L (Figura 6C) resultou em aproximadamente 1,5 a 4,7 cm².

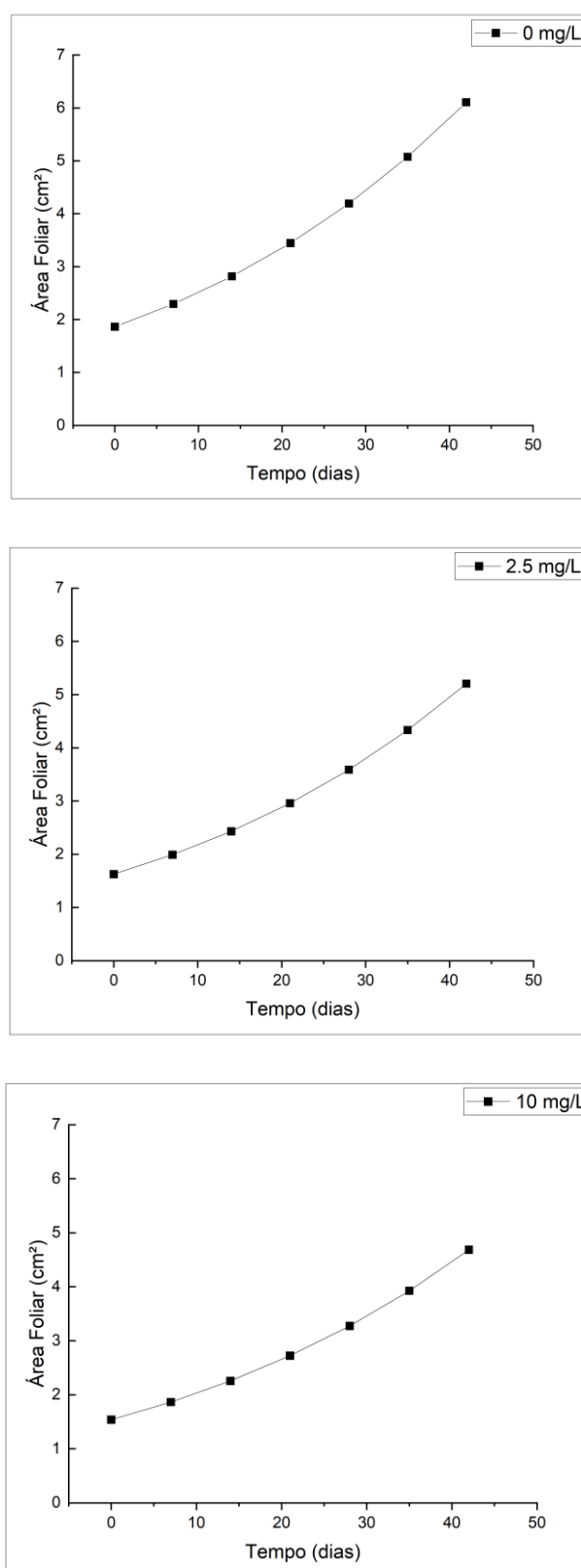


Figura 6 – Variação temporal do crescimento de *R. natans* sob diferentes concentrações de bisfenol A à temperatura de 21,5 °C. A: Tratamento controle 0 mg/L; B: Tratamento 2,5 mg/L; C: Tratamento 10 mg/L.

Elaborada pela autora

Na Tabela 1 apresentam-se os parâmetros de crescimento de *R. natans* a 21,5 °C. No qual K é uma constante que representa a área máxima a ser atingida pelos exemplares, neste caso, a área do béquer em que estavam acondicionados. O coeficiente de crescimento foi maior para o tratamento controle: 0,032 dia⁻¹. Para o tratamento com 2,5 mg/L, o coeficiente foi de 0,031 dia⁻¹; para o tratamento com 10 mg/L, foi de 0,029 dia⁻¹. O tempo de duplicação dos exemplares de *R. natans* nos bioensaios foi de 21,85 dias no tratamento controle, 22,67 dias no tratamento com 2,5 mg/L e 23,90 dias no tratamento com 10 mg/L de bisfenol A. O coeficiente de determinação foi de 0,96 em todos os tratamentos.

Tabela 1 – Parâmetros do modelo de crescimento de *R. natans* a 21,5 °C nos tratamentos controle 0 mg/L; 2,5 mg/L e com 10 mg/L de bisfenol A. Em que μ (dia⁻¹) = coeficiente de crescimento; K (cm²) = área foliar máxima, td (dia) = tempo de duplicação; r² = coeficiente de determinação.

	μ (dia ⁻¹)	K (cm ²)	td (dia)	r ²
Controle	0,032	33,2	21,85	0,96
2,5 mg/L	0,031	33,2	22,67	0,96
10 mg/L	0,029	33,2	23,90	0,96

A Figura 7 apresenta a modelagem matemática das áreas foliares dos exemplares de *R. natans* mantidos a 23,5 °C. Observa-se que, ao longo do período experimental, o tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A (Figura 7B) apresentou crescimento mais elevado, com a média de área foliar por béquer variando de 1,2 cm² a 4,1 cm² ao final do período amostral. As áreas foliares iniciais e finais do controle (Figura 7A) foram, respectivamente, de 1,5 cm² e 2,8 cm². E o tratamento com 10 mg/L de bisfenol A (Figura 7C) variou de 1,2 cm² a 3,0 cm².

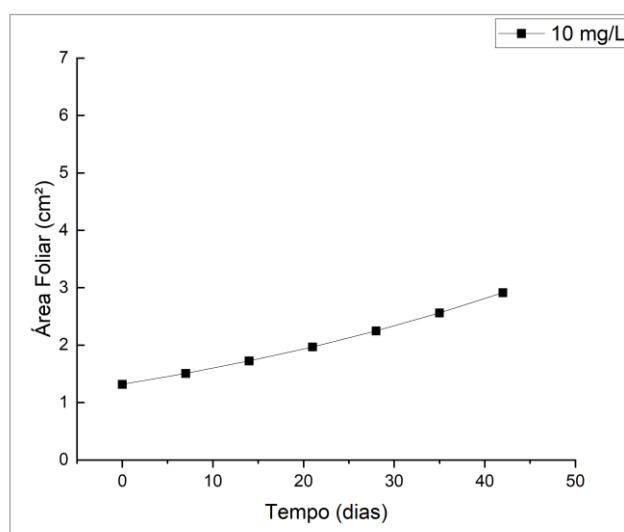
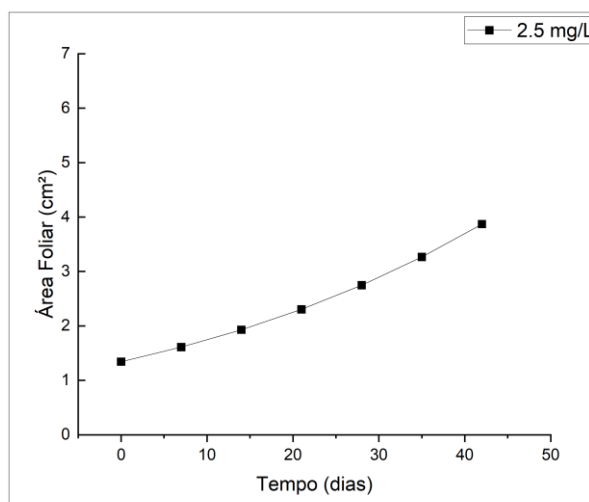
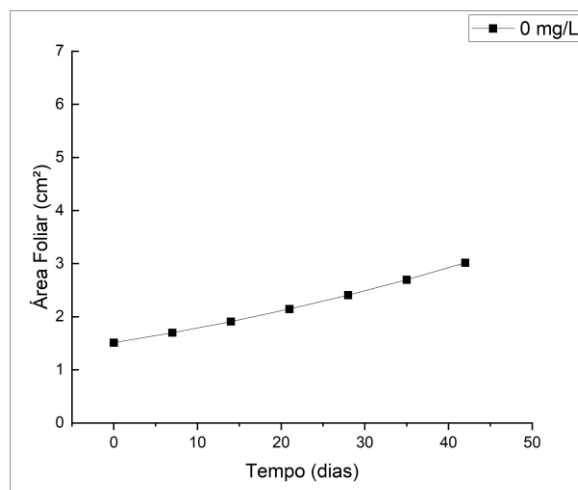


Figura 7: Variação temporal do crescimento de *R. natans* nas concentrações de bisfenol A à temperatura de 23,5 °C. A: Tratamento controle 0 mg; B: Tratamento 2,5 mg/L; C: Tratamento 10 mg/L.

Fonte: Elaborada pela autora.

Nos parâmetros descritos na Tabela 2, observou-se que o coeficiente de crescimento foi expressivamente maior no tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A (0,027 dia⁻¹). O tratamento com 10 mg/L de bisfenol A apresentou coeficiente de crescimento de 0,020 dia⁻¹, enquanto o controle apresentou o menor coeficiente, de 0,018 dia⁻¹. O tempo de duplicação das macrófitas por béquer foi de 39,35 dias no controle, 25,52 dias no tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A e 34,46 dias no tratamento com 10 mg/L de bisfenol A. O coeficiente de determinação foi de 0,97 no controle e no tratamento com 2,5 mg/L, e de 0,93 no tratamento com 10 mg/L.

Tabela 2: Parâmetros do crescimento de *R. natans* a 23,5 °C nos tratamentos controle 0 mg/L; 2,5 mg/L e com 10 mg/L de bisfenol A. Em que μ (dia⁻¹) = coeficiente de crescimento; K (cm²) = área foliar máxima; td (dia) = tempo de duplicação e r^2 = coeficiente de determinação.

Fonte: Elaborada pela autora.

	μ (dia ⁻¹)	K (cm ²)	td (dia)	r^2
controle	0,018	33,2	39,35	0,97
2,5 mg/L	0,027	33,2	25,52	0,97
10 mg/L	0,020	33,2	34,46	0,93

Em relação ao aumento da área foliar, o efeito da temperatura foi significativo ($p < 0,0001$; $F = 78,05$) e o da concentração ($p = 0,001$; $F = 6,93$) sobre o crescimento das folhas; a interação entre estas duas variáveis também foi significativa ($p = 0,020$; $F = 3,99$). Na Figura 8, a distribuição dos valores obtidos por meio da medição semanal das áreas foliares de *R. natans* indicou maior crescimento a 21,5 °C do que a 23,5 °C, em todos os tratamentos. À temperatura mais baixa, a área foliar diminuiu à medida que a concentração de bisfenol A aumentou. No tratamento controle, os valores ficaram entre 0,8 e 6,4 cm² e a média foi 3,6 cm²; no tratamento com 2,5 mg/L os valores ficaram entre 0,7 e 5,7 cm² e média foi 3,2 cm²; no tratamento com 10 mg/L os valores ficaram entre 0,7 e 5,3 cm² e a média foi 2,9 cm². Enquanto, na temperatura mais alta, as macrófitas na concentração de 2,5 mg/L de bisfenol A apresentaram área foliar maior do que o tratamento controle (0 mg/L). Assim, os valores ficaram entre 1,2 e 3,7 cm² para o tratamento controle, entre 1,0 e 4,7 cm² para o tratamento de 2,5 mg/L e entre 0,9 e 3,4 cm² para o tratamento de 10 mg/L. As médias para cada tratamento foram, respectivamente, 2,2 cm²; 2,5 cm² e 2,0 cm².

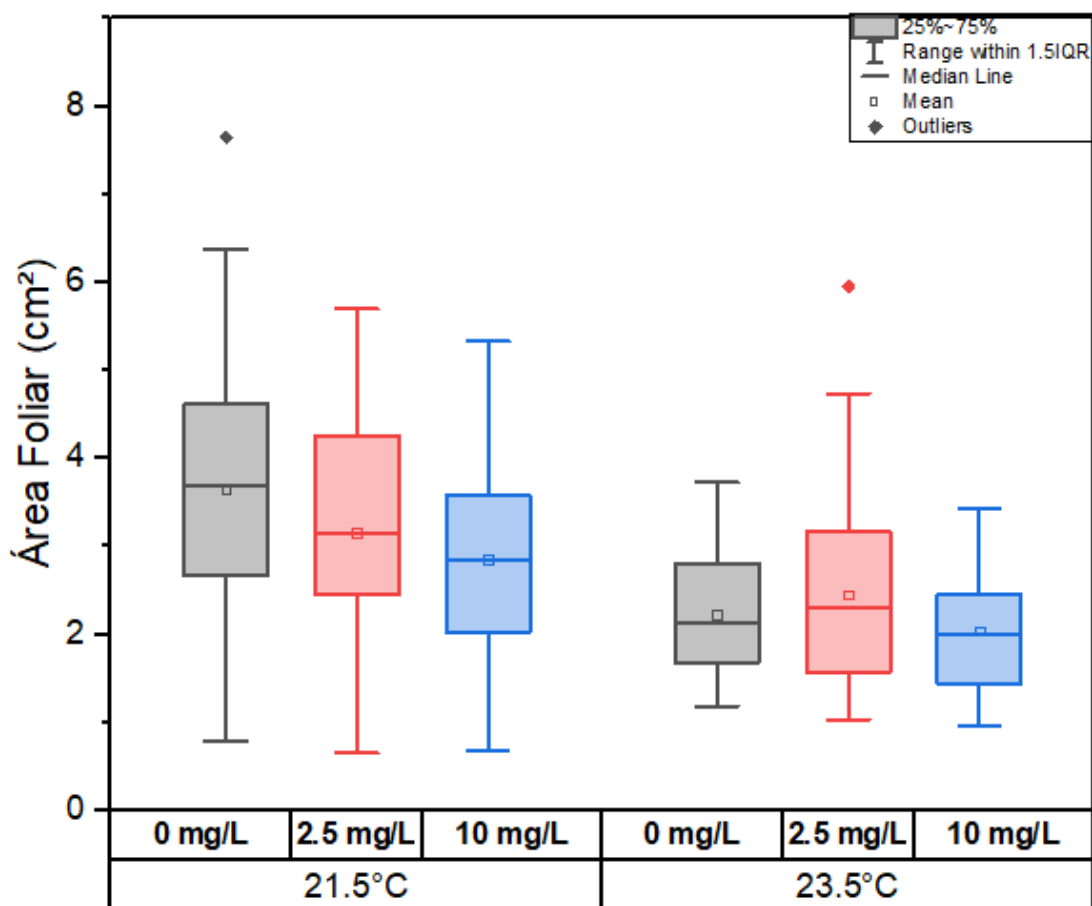


Figura 8 – Distribuição dos valores de área foliar (cm²) para *R. natans* a duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)

Fonte: Elaborada pela autora.

A concentração de bisfenol A não apresentou efeito significativo ($p = 0,280$; $F = 1,30$) na massa fresca final dos exemplares de *R. natans*, diferentemente da temperatura, cujo efeito foi significativo ($p < 0,0001$; $F = 216,58$); (Figura 9). A interação entre as duas variáveis também foi significativa ($p = 0,002$; $F = 7,33$). À temperatura de 21,5 °C, a média de massa fresca no bioensaio do controle foi de cerca de 1,55 g; já os tratamentos com bisfenol A ficaram em torno de 1,32 g. A 23,5 °C, a biomassa foi maior na concentração de 2,5 mg/L de bisfenol A, com uma média por béquer de 0,83 g de *R. natans*, seguida pela concentração de 10 mg/L de bisfenol A, que acumulou 0,71 g de biomassa de macrófita, e pelo controle, com 0,66 g. Em comparação ao controle, a 21,5 °C, houve uma diminuição de 15,21% na massa fresca no tratamento de 2,5 mg/L e de 14,36% no de 10 mg/L. Na temperatura de 23,5 °C, houve incrementos de 27,18% na massa fresca no tratamento com 2,5 mg/L e de 7,32% no tratamento com 10 mg/L.

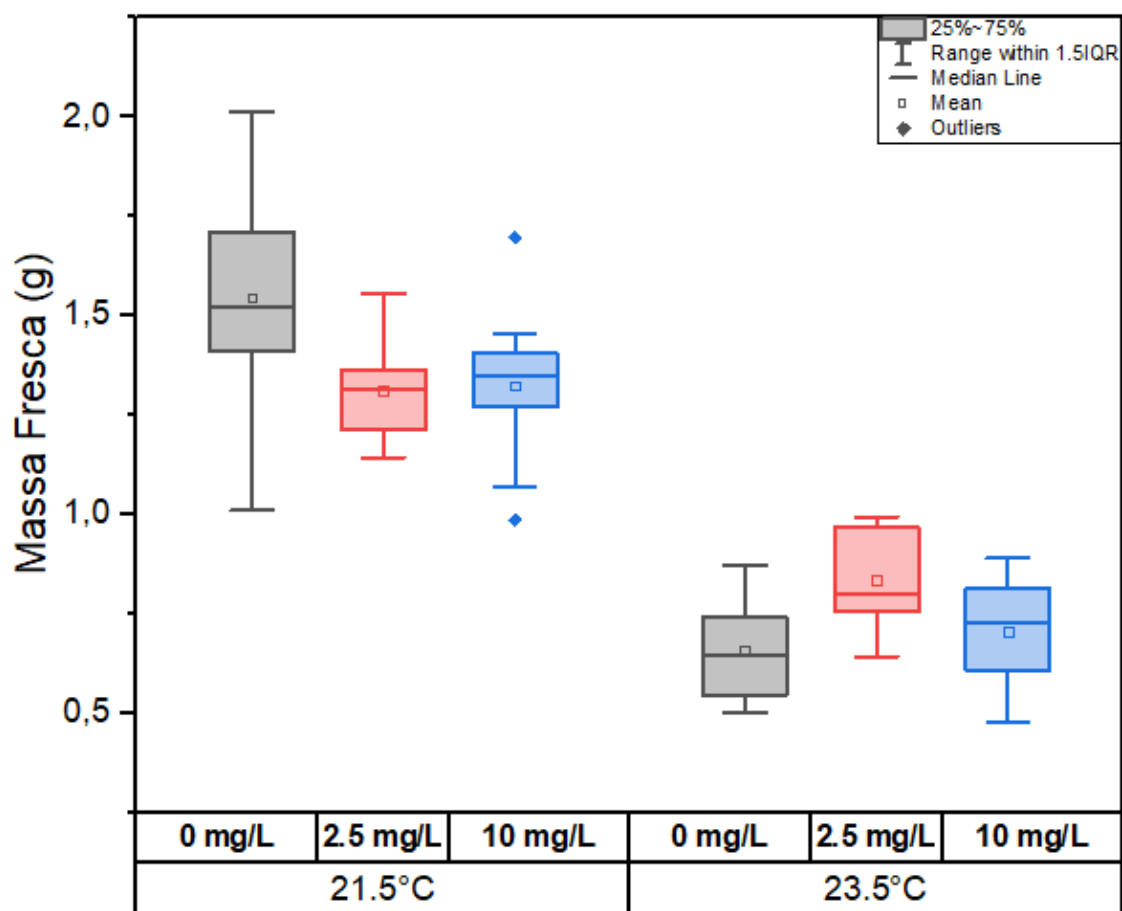


Figura 9 – Distribuição dos valores de massa fresca (g) de *R. natans* a duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)

Fonte: Elaborada pela autora.

A variação final da massa seca (Figura 10) foi ligeiramente diferente da massa fresca. A temperatura ($p < 0,0001$; $F = 45,26$) e a concentração de bisfenol A ($p < 0,0001$; $F = 11,94$) influenciaram a massa seca final, mas a interação entre as duas variáveis não foi significativa ($p = 0,220$; $F = 1,56$). Em ambas as temperaturas, os valores obtidos com a biomassa seca diminuíram à medida que a concentração de bisfenol aumentava. Dessa forma, os exemplares do controle acumularam mais biomassa, seguidos pelos exemplares mantidos a 2,5 mg/L de bisfenol A e, por último, os exemplares mantidos a 10 mg/L de bisfenol A. Novamente, as médias da massa seca à temperatura mais baixa foram maiores para todos os tratamentos do que à temperatura mais alta. A 21,5 °C, em massa seca para controle, 2,5 mg/L e 10 mg/L de bisfenol foram, respectivamente, 0,014 g, 0,011 g e 0,009 g. E a 23,5 °C as médias foram, respectivamente, 0,009 g; 0,007 g e 0,006 g.

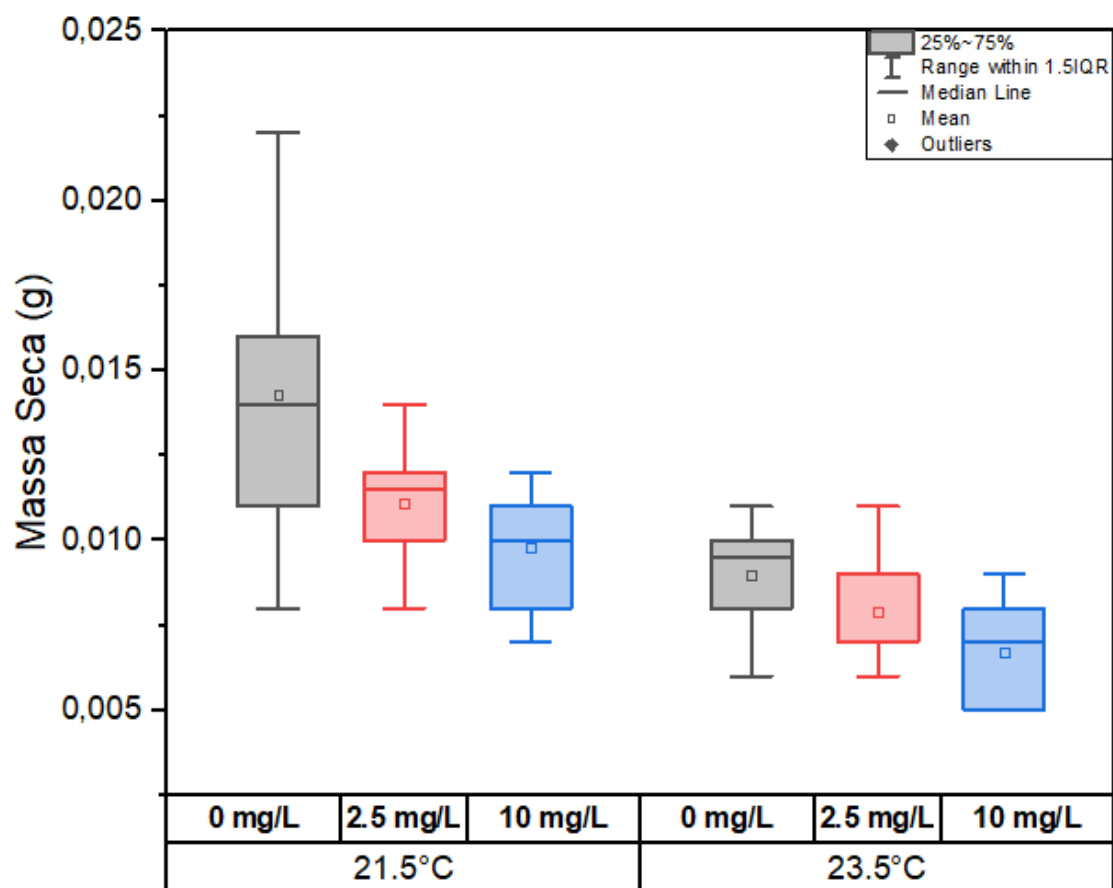


Figura 10 – Distribuição dos valores de massa seca (g) de *R. natans* a duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C).

Fonte: Elaborada pela autora.

A média da concentração de bisfenol nos bioensaios ao longo do tempo amostral é apresentada na Figura 11. Nas amostras mantidas a 21,5 °C (Figuras 11A e 11B), a concentração de bisfenol A apresentou comportamento semelhante tanto no tratamento com 2,5 mg/L quanto com 10 mg/L. Em ambas, a concentração de bisfenol A apresenta uma queda acelerada entre a semana inicial e a segunda semana e, após essa queda, mantém-se variando discretamente até o último dia do período amostral. O tratamento com 2,5 mg/L resultou em redução de cerca de 0,4 mg/L de bisfenol A na concentração inicial e, depois, variou entre 0,2 mg/L e 0,5 mg/L até o final do experimento, totalizando 89,56% de remoção do bisfenol A no último dia do período amostral. O tratamento com 10 mg/L apresentou redução de 3,7 mg/L em relação à concentração inicial na segunda semana de amostragem. Após a segunda semana, a concentração variou entre 2,3 mg/L e 3,0 mg/L até o final do experimento, totalizando 74,50% de remoção (adsorção/absorção).

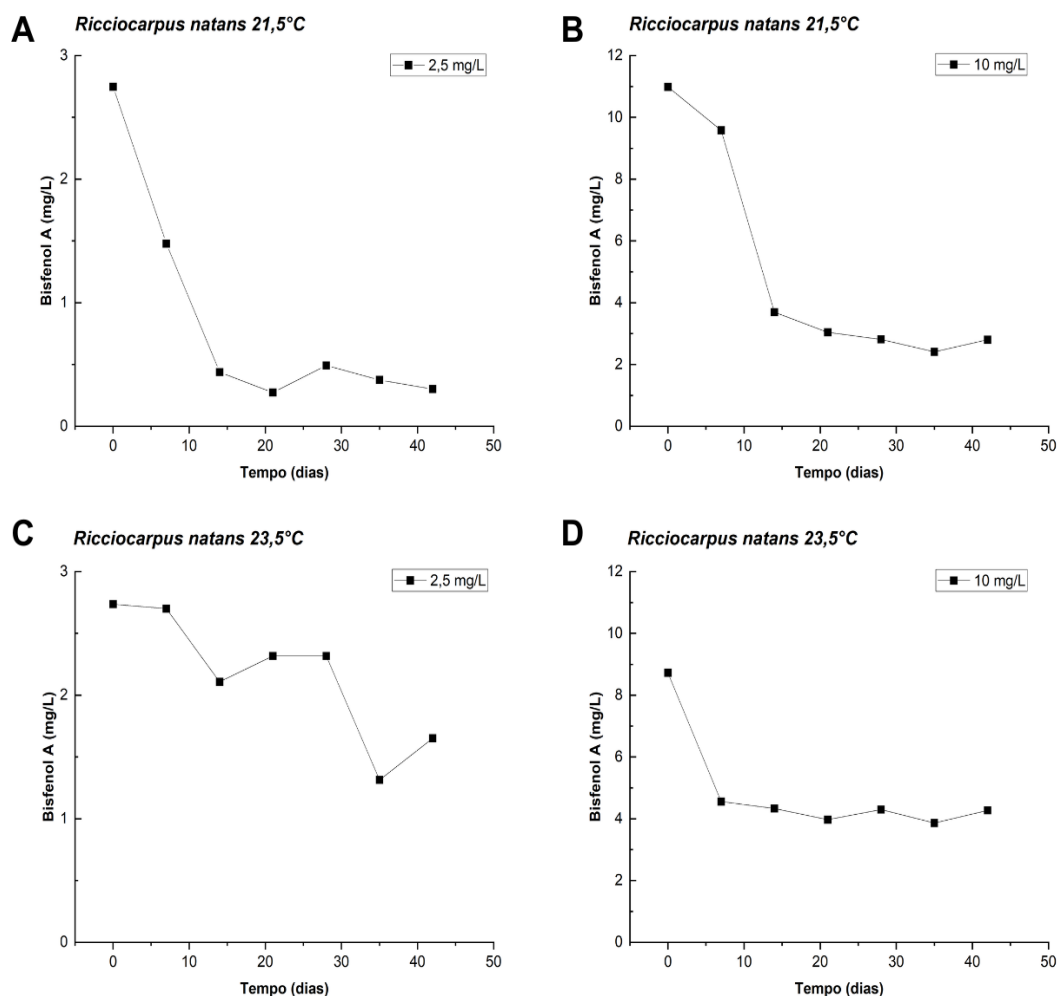


Figura 11 – Variação temporal da concentração de bisfenol A (mg/L) nas soluções com a espécie *R. natans*. Em A: Tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A a 21,5 °C; B: Tratamento com 10 mg/L de bisfenol A a 21,5 °C; C: Tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A a 23,5 °C; D: Tratamento com 10 mg/L de bisfenol A a 23,5 °C.

Nas amostras mantidas a 23,5 °C (Figuras 11C e 11D) o comportamento da concentração de bisfenol A foi diferente entre os tratamentos. No tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A, houve dois períodos em que a concentração de bisfenol A apresentou declínio mais expressivo: entre os dias 7 e 14 e entre os dias 28 e 35, com remoção de 39,68% ao final do período amostral. Houve momentos em que a concentração aumentou discretamente entre os dias 14 e 21 e entre os dias 35 e 42. E nos períodos entre os dias 0 e 7 e entre 21 e 28, a concentração apresentou pequena variação. O tratamento com 10 mg/L de bisfenol A apresentou uma queda acentuada na primeira semana do experimento e, depois, manteve-se variando discretamente entre 4,0 mg/L e 4,3 mg/L, com remoção

de 51,05% do bisfenol A.

O teste estatístico indicou que a temperatura ($p < 0,0001$; $F = 72,58$) e a concentração de bisfenol A ($p = 0,009$; $F = 4,74$) tiveram efeitos separados sobre o pH; no entanto, não houve interação significativa entre essas variáveis ($p = 0,229$; $F = 1,48$). A distribuição das médias de pH dos bioensaios na Figura 12 indicou um meio ácido, com valores próximos de 5 em ambas as temperaturas. A diferença nas concentrações também é discreta. Em 21,5 °C, os valores de pH variaram entre 4,0 e 6,0 e a média do pH foi 4,89, 4,81 e 4,97 para os tratamentos controle, 2,5 mg/L e 10 mg/L respectivamente. Em 23,5 °C observou-se uma variação maior, com os valores variando de 4,8 a 6,0, e médias de 5,11 para o controle e para 2,5 mg/L e 5,15 para 10 mg/L. Dessa forma, em ambas as temperaturas, o pH foi ligeiramente maior na concentração mais alta de bisfenol A.

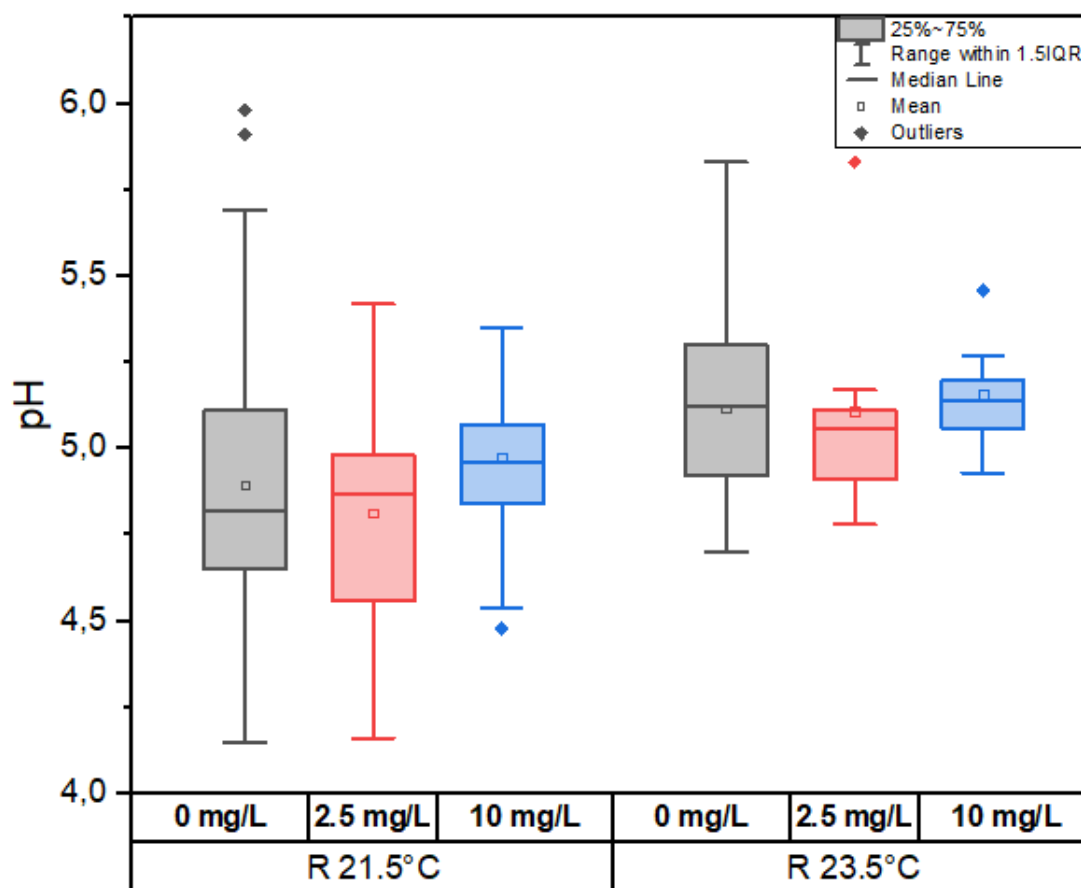


Figura 12 – Distribuição dos valores de pH de *R. natans* a duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)

Fonte: Elaborada pela autora.

Para a condutividade elétrica, houve efeito da temperatura ($p = 0,016$; $F = 5,91$), mas não da concentração de bisfenol A ($p = 0,163$; $F = 0,163$). A interação entre temperatura e concentração, no entanto, foi significativa ($p = 0,001$; $F = 7,16$).

Na Figura 13, a distribuição dos valores obtidos mostrou que, a 21,5 °C, a média da condutividade aumentou com a concentração de bisfenol A, sendo 66,99 $\mu\text{S/cm}$ no controle, 74,92 $\mu\text{S/cm}$ para 2,5 mg/L e 92,24 $\mu\text{S/cm}$ para 10 mg/L, respectivamente. A 23,5 °C, a condutividade elétrica apresentou comportamento inverso, com os valores diminuindo à medida que aumentava a concentração de bisfenol A. Dessa forma, as médias foram de 92,04 $\mu\text{S/cm}$, 86,39 $\mu\text{S/cm}$ e 82,93 $\mu\text{S/cm}$, respectivamente.

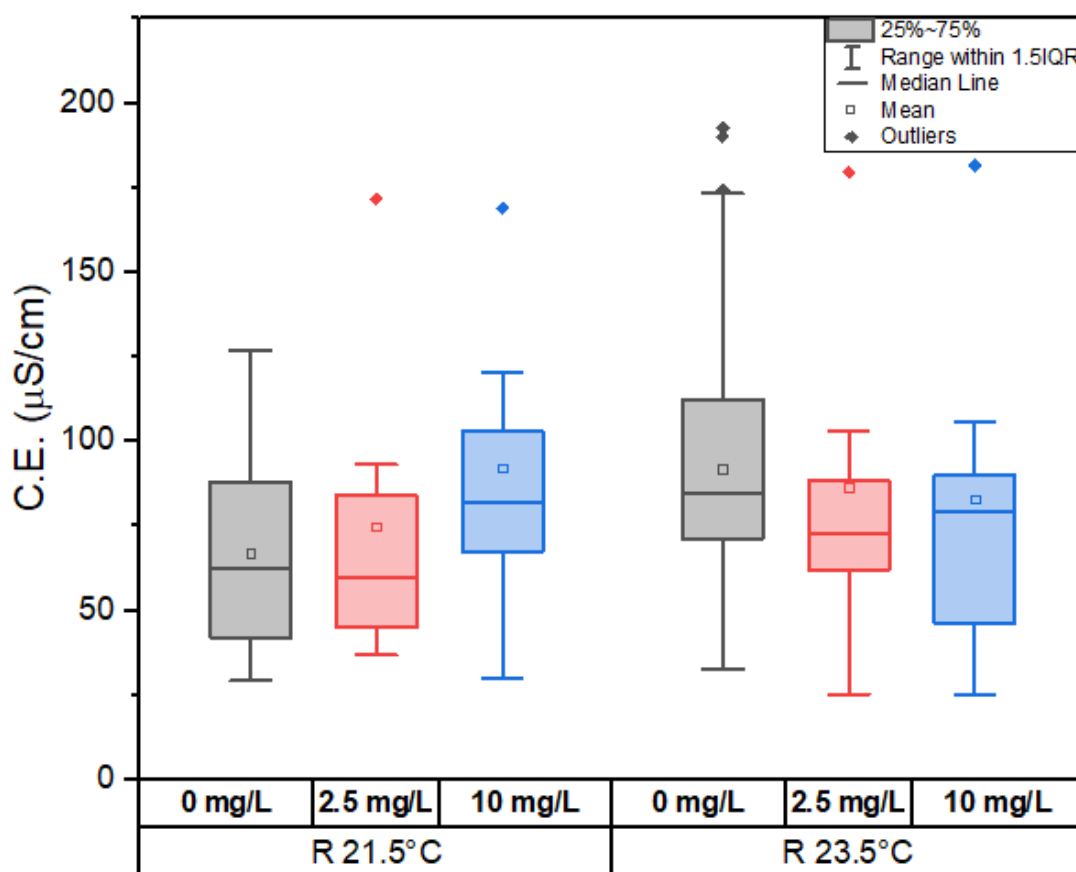


Figura 13 – Distribuição dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$) para *R. natans* a duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)

Fonte: Elaborada pela autora.

5.2 Efeito do bisfenol A sobre o crescimento e desenvolvimento de *S. auriculata* em duas temperaturas

O Q10 do controle de *S. auriculata* foi de 14,8, indicando que a área foliar aumenta em 14,8% a cada 10 °C de aumento na temperatura. Não foi possível calcular o Q10 dos espécimes expostos ao bisfenol A, pois o contaminante perturbou a taxa de crescimento das plantas. A Figura 14 apresenta o gráfico da modelagem matemática dos exemplares mantidos a 21,5 °C. Na Figura 14A, que representa o tratamento controle, observou-se aumento da área foliar ao longo do tempo amostral, mas a inclinação da reta não é muito acentuada. Os exemplares cresceram pouco, mesmo no tratamento controle, passando de cerca de 7 cm² para 9 cm² (média por béquer) em 42 dias. O tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A (Figura 14B) apresentou um aumento da área foliar ainda mais sutil, com a média por béquer passando de aproximadamente 7 cm² no dia inicial para 8 cm² no dia final de medição. O tratamento com 10 mg/L de bisfenol A (Figura 19C) foi representado por uma reta horizontal, pois os exemplares não apresentaram crescimento, mas sim declínio em sua área foliar.

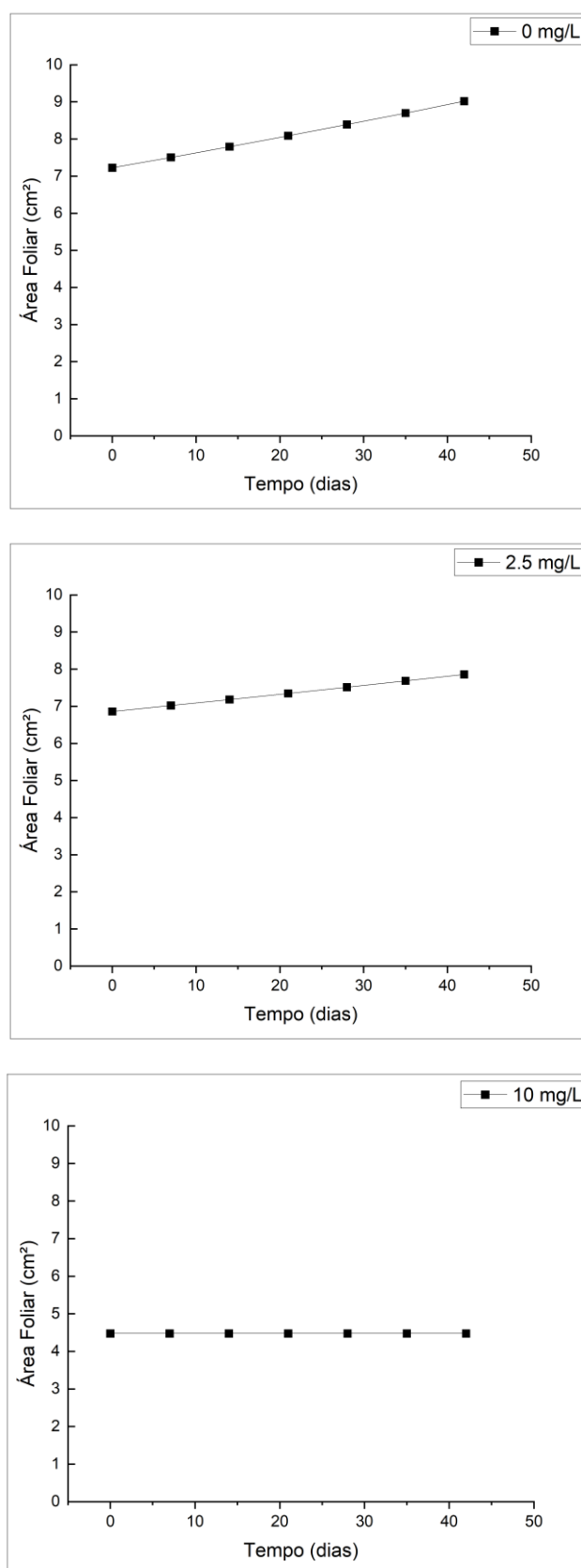


Figura 14 – Variação temporal do crescimento de *S. auriculata* nas concentrações de bisfenol A à temperatura de 21,5 °C. A: Tratamento controle 0 mg/L; B: Tratamento 2,5 mg/L; C: Tratamento 10 mg/L.

Fonte: Elaborada pela autora.

Na Tabela 3, apresentam-se os parâmetros do modelo matemático da área foliar de *S. auriculata* a 21,5 °C. Sendo K a constante que representa a área máxima a ser atingida pelos exemplares, neste caso, a área do béquer é de 33,2 cm². O coeficiente de crescimento foi 0,007 dia⁻¹ para o tratamento controle e 0,004 dia⁻¹ para o tratamento com 2,5 mg/L. Para o tratamento com 10 mg/L de bisfenol A, os coeficientes de crescimento, de duplicação e de determinação foram iguais a 0. Isso ocorreu porque não houve crescimento dos exemplares. O tempo de duplicação foi de 99,34 dias para o tratamento controle e de 166,92 dias para o tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A, e o coeficiente de determinação foi de 0,94 para o tratamento controle e de 0,74 para o tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A.

Tabela 3 – Parâmetros do modelo de crescimento de *S. auriculata* a 21,5 °C nos tratamentos controle 0 mg/L; 2,5 mg/L e com 10 mg/L de bisfenol A. Em que: μ (dia⁻¹) = coeficiente de crescimento, K (cm²) = área foliar máxima; td (dia) = tempo de duplicação e r² = coeficiente de determinação.

Fonte: Elaborada pela autora.

	μ (dia ⁻¹)	K (cm ²)	td (dia)	r ²
Controle	0,007	33,2	99,34	0,94
2,5 mg/L	0,004	33,2	166,92	0,74
10 mg/L	0,000	33,2	0,00	0,00

A Figura 15 apresenta a modelagem matemática do crescimento da área foliar de *S. auriculata* a 23,5 °C. A cinética de crescimento do tratamento controle, na Figura 15A, apresenta uma curva ligeiramente mais acentuada do que a do tratamento com 2,5 mg/L (Figura 15B). A área foliar média por béquer variou de 5,7 cm² na primeira amostragem a 8,6 cm² na última. O tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A (Figura 15B), semelhante ao controle, apresentou uma variação de 5,5 cm² a 8,1 cm². O tratamento com 10 mg/L de bisfenol A (Figura 15C), não apresentou crescimento.

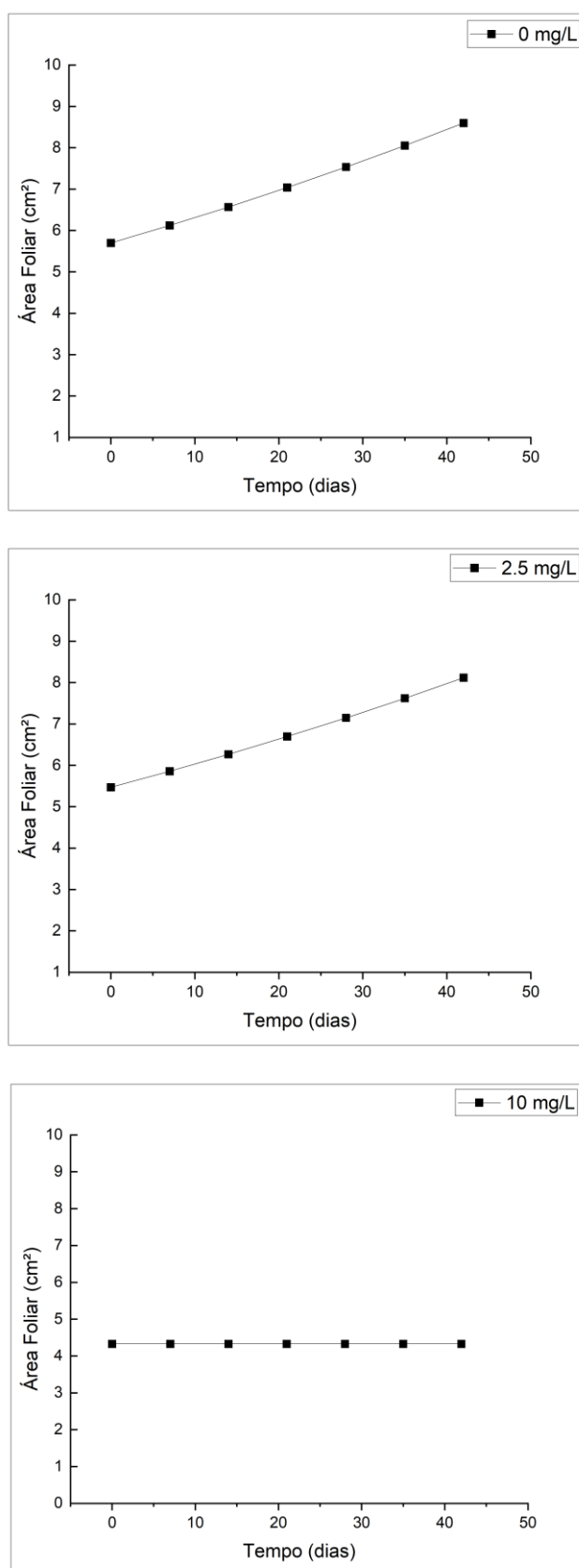


Figura 15 – Variação temporal do crescimento de *S. auriculata* nas concentrações de bisfenol A à temperatura de 23,5 °C. A: Tratamento controle 0 mg/L; B: Tratamento 2,5 mg/L; C: Tratamento 10 mg/L.

Fonte: Elaborada pela autora.

Na Tabela 4 apresentam-se os parâmetros de crescimento de *S. auriculata* a 23,5 °C. O tratamento controle apresentou um coeficiente de crescimento igual a 0,12 dia⁻¹ e o tempo de duplicação da cultura foi 55,72 dias. O coeficiente de determinação foi de 0,98, indicando a robustez do modelo na descrição do crescimento da macrófita. O tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A apresentou coeficiente de crescimento de 0,12 dia⁻¹ e tempo de duplicação de 58,80 dias; o modelo foi robusto, com coeficiente de determinação de 0,95. No tratamento com 10 mg/L de bisfenol A, as macrófitas morreram nas duas últimas semanas do experimento e o modelo não foi capaz de descrever seu crescimento, portanto, o coeficiente de crescimento, o tempo de duplicação e o coeficiente de determinação foram 0.

Tabela 4 – Parâmetros do crescimento de *S. auriculata* a 23,5 °C nos tratamentos controle 0 mg/L; 2,5 mg/L e 10 mg/L de bisfenol A. Em que: μ (dia⁻¹) = coeficiente de crescimento; K (cm²) = área foliar máxima; td = tempo de duplicação e r^2 = coeficiente de determinação.

Fonte: Elaborada pela autora.

	μ (dia ⁻¹)	K (cm ²)	td (dia)	r^2
controle	0,012	33,2	55,72	0,98
2,5 mg/L	0,012	33,2	58,80	0,95
10 mg/L	0,000	33,2	0,00	0,00

Para os valores obtidos por meio da medição das áreas foliares dos exemplares de *S. auriculata*, o teste estatístico indicou que a temperatura não teve efeito significativo ($p = 0,150$; $F = 1,99$), enquanto a concentração de bisfenol A sim ($p < 0,0001$; $F = 176,82$). A interação entre essas duas variáveis também foi significativa ($p < 0,0001$; $F = 12,10$). A Figura 16 apresenta a distribuição dos dados de medição por bioensaio, realizados semanalmente ao longo do tempo amostral. Pode-se observar que, em ambas as temperaturas, a distribuição dos dados foi semelhante, com a área decaindo à medida que aumentava a concentração de bisfenol A. Assim, o controle apresentou as maiores áreas foliares e a maior concentração (10 mg/L de bisfenol A) apresentou as menores.

A 21,5 °C os valores aferidos ficaram entre 5 cm² e 12,5 cm² para o tratamento controle, 4 cm² e 11 cm² para o tratamento com 2,5 mg/L e 0 cm² e 9 cm² para o tratamento com 10 mg/L de bisfenol A, sendo que 0 cm² corresponde a exemplares que morreram e não tiveram a área foliar contabilizada. A média das áreas foliares para cada tratamento foi, respectivamente, 8,12 cm²; 7,21 cm² e 3,61 cm².

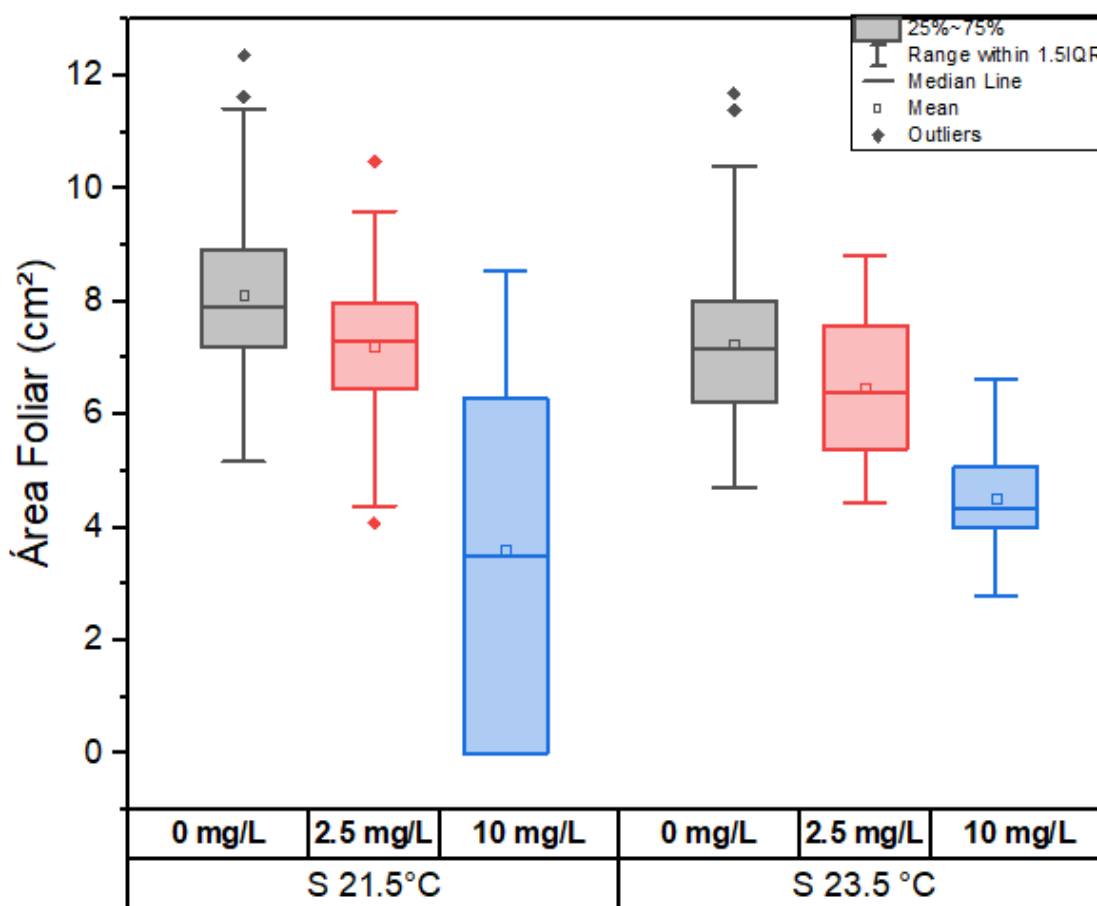


Figura 16 – Distribuição dos valores da área foliar (cm²) para *S. auriculata* em duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C).

Fonte: Elaborada pela autora.

O teste estatístico indicou que a temperatura foi significativa ($p < 0,0001$; $F = 107,83$) e a concentração de bisfenol A também ($p < 0,0001$; $F = 70,66$). A interação entre as duas variáveis também foi significativa ($p = 0,010$; $F = 5,07$). Na Figura 17, o gráfico mostra que os exemplares de *S. auriculata* mantidos a 21,5 °C apresentaram maior massa fresca em todos os tratamentos em comparação aos mantidos a 23,5 °C.

A 21,5 °C a massa fresca ficou entre 3,0 g e 5,5 g por béquer para o tratamento controle, com uma média de 4,25 g. O tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A obteve entre 2,8 g e 4,2 g de massa fresca, com média de 3,69 g. O tratamento com 10 mg/L de bisfenol A apresentou valores de massa fresca entre 1,3 g e 3,0 g, com média de 1,88 g. A 23,5 °C, o tratamento controle apresentou valores de massa fresca entre 1,5 g e 3,8 g, com média de 2,59 g. O tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A apresentou valores entre 1,4 g e 2,5 g, com média de 1,91 g, e o tratamento com 10 mg/L de bisfenol A apresentou valores entre 0,8 g e 1,9 g, com média de 1,07 g. Em relação ao controle, houve diminuição de massa fresca em todos os tratamentos com bisfenol A. A 21,5 °C, houve redução de 12,95% na massa fresca no tratamento com 2,5 mg/L e de 55,73% no tratamento com 10 mg/L. A 23,5 °C houve redução de 26,06% no tratamento com 2,5 mg/L e 58,49% no tratamento com 10 mg/L.

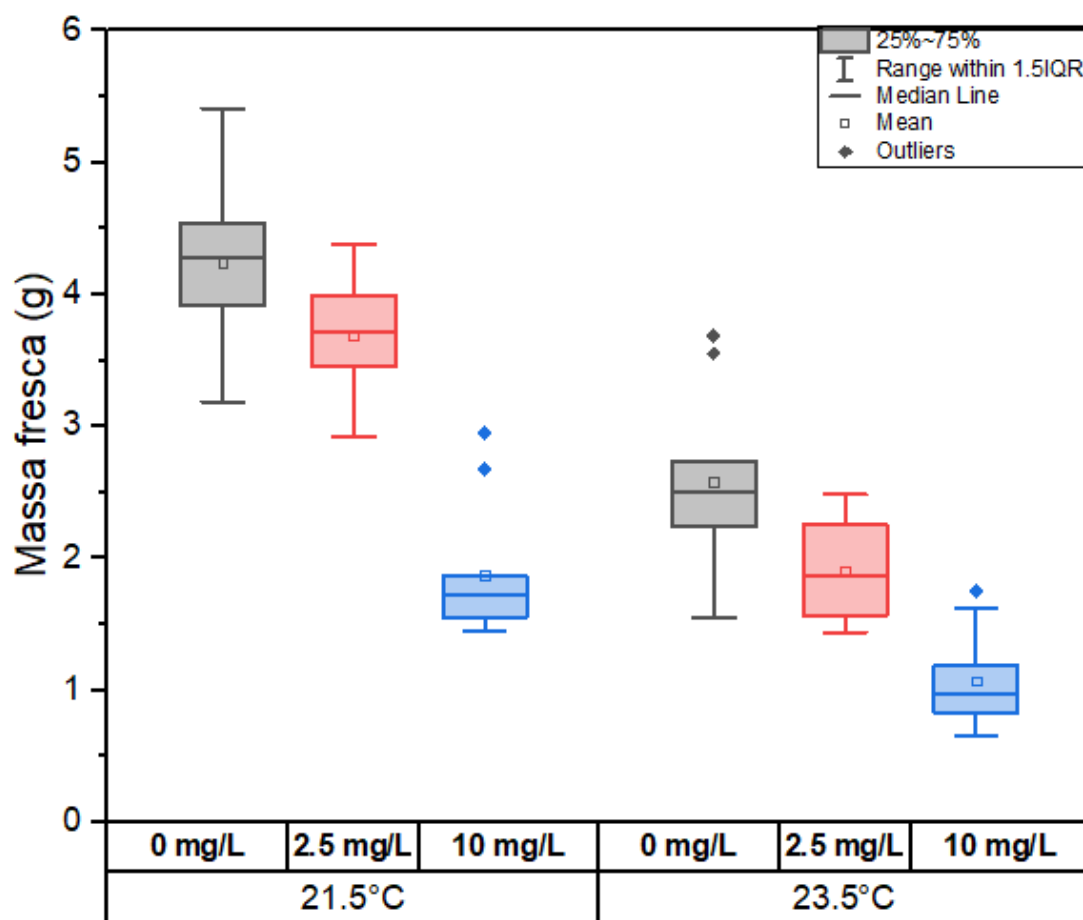


Figura 17 – Distribuição dos valores de massa fresca (g) de *S. auriculata* em duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C).

Fonte: Elaborada pela autora.

Em relação à massa seca, o teste estatístico indicou que a temperatura foi significativa ($p < 0,0001$; $F = 46,72$) e a concentração de bisfenol A também ($p < 0,0001$; $F = 58,38$). Mas a interação entre as duas variáveis não foi significativa ($p = 0,330$; $F = 1,13$). Na Figura 18, apresenta-se a distribuição dos valores de massa seca de *S. auriculata*. Assim como a massa fresca, os exemplares mantidos a 21,5 °C apresentaram maior massa seca do que os mantidos a 23,5 °C em todos os tratamentos. A 21,5 °C, o tratamento controle variou de 0,04 g a 0,06 g de massa seca, com média de 0,053 g. O tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A apresentou valores entre 0,04 g e 0,05 g, com média de 0,048 g. No tratamento com 10 mg/L de bisfenol A, a massa seca variou de 0,02 g a 0,04 g, com média de 0,031 g. A 23,5 °C a massa seca do tratamento controle ficou entre 0,03 g e 0,06 g, a média foi 0,042 g. O tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A apresentou massa seca entre 0,03 g e 0,04 g, com média de 0,035 g. O tratamento com 10 mg/L de bisfenol A valores entre 0,01 g e 0,03 g, com média de 0,024 g.

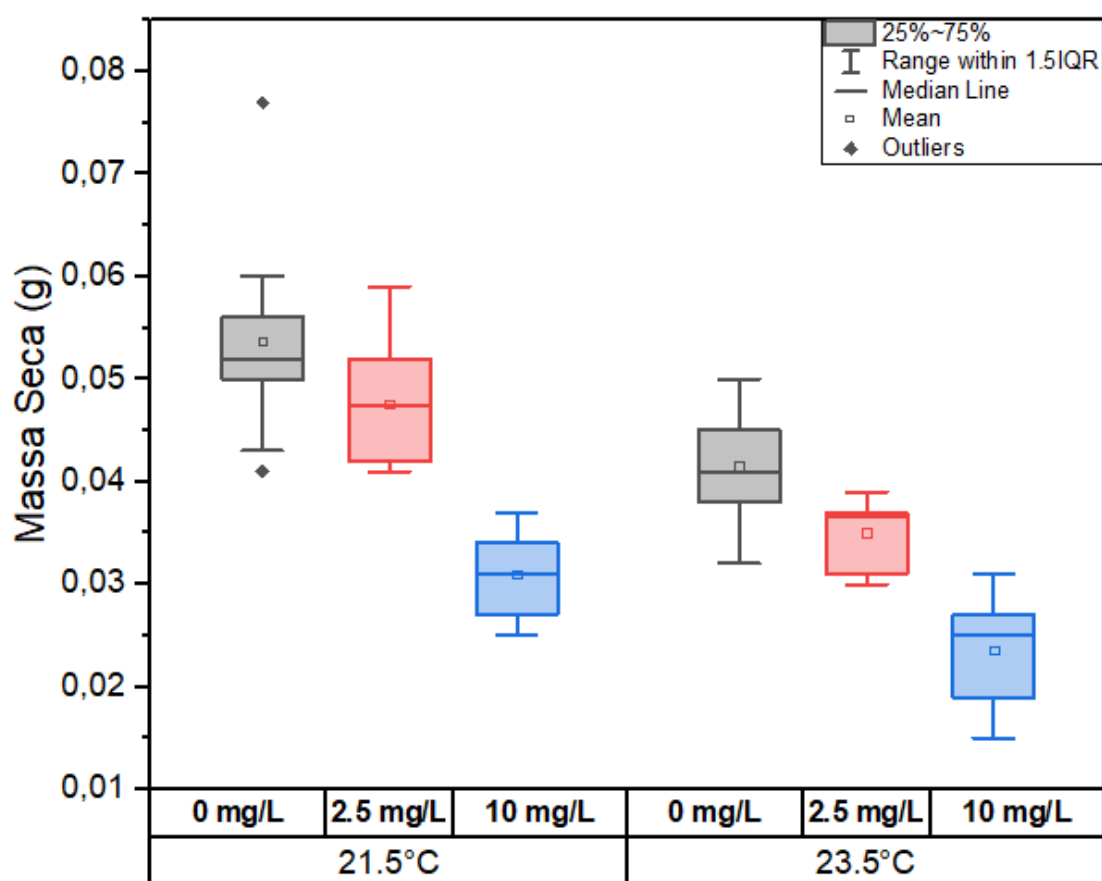


Figura 18 – Distribuição dos valores da massa seca (g) para *S. auriculata* em duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C).

Fonte: Elaborada pela autora.

Tanto a massa seca, quanto a fresca corresponderam à distribuição da área foliar com o tratamento controle apresentando maior biomassa e o tratamento com 10 mg/L de bisfenol A apresentou a menor biomassa para *S. auriculata* em ambas as temperaturas.

A Figura 19 apresenta a concentração de bisfenol ao longo do tempo amostral. As Figuras 19A e 19B representam as soluções mantidas a 21,5°C. A concentração de 2,5 mg/L de bisfenol A (Figura 19A) apresentou um declínio acentuado do contaminante até a segunda semana de experimento. A partir do dia 14, a concentração passou a aumentar, de 0,36 mg/L para 0,87 mg/L ao final do tempo amostral, o que corresponde a um declínio de cerca de 62,89%. A concentração de 10 mg/L de bisfenol A (Figura 19B) caiu nas primeiras duas semanas para 3,00 mg/L e, depois, oscilou entre 2,29 mg/L e 3,70 mg/L até o final do experimento, o que corresponde a um declínio de 59,91% do contaminante. A 23,5 °C, a concentração de 2,5 mg/L de bisfenol A (Figura 19C) apresentou diminuição do contaminante nas primeiras, terceiras e sextas semanas. Chegando a 0,87 mg/L, a concentração mínima de bisfenol A ao longo do experimento, o que representa uma diminuição de 63,74%. A concentração de 10 mg/L de bisfenol A (Figura 19D) apresentou um declínio gradual, de 8,90 mg/L na concentração inicial para 3,46 mg/L no último dia de amostragem, o que corresponde a uma remoção de 61,17%.

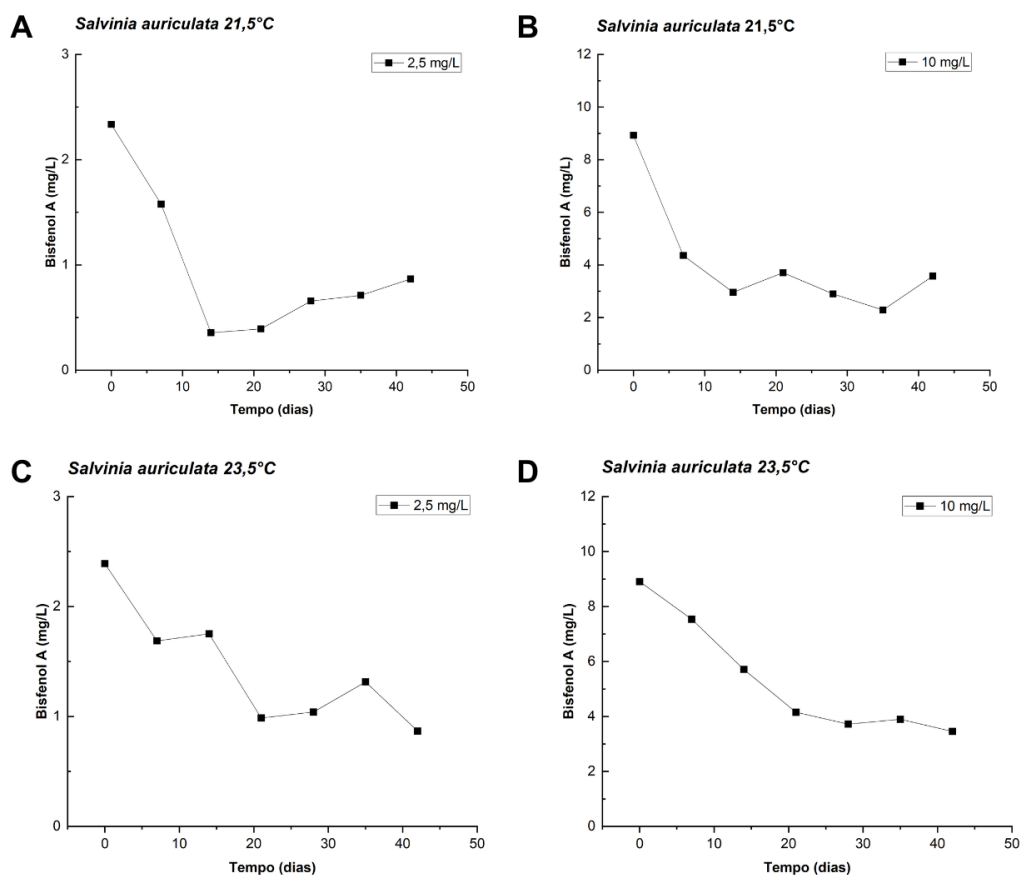


Figura 19 – Variação temporal da concentração de bisfenol A (mg/L) nos meios de crescimento com a espécie *S. auriculata*. Em A: Tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A a 21,5 °C; B: Tratamento com 10 mg/L de bisfenol A a 21,5 °C; C: Tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A a 23,5 °C; D: Tratamento com 10 mg/L de bisfenol A a 23,5 °C.

Fonte: Elaborada pela autora.

A análise estatística indicou que tanto o efeito da temperatura ($p < 0,0001$; $F = 208,49$) quanto o da concentração de bisfenol A ($p < 0,0001$; $F = 71,04$) sobre o pH foram significativos. E a interação entre estas duas variáveis também foi significativa ($p < 0,0001$; $F = 92,01$). A Figura 20 mostra a variação dos valores de pH obtidos nas medições semanais. Observou-se que, a 21,5 °C, os três tratamentos apresentaram meio ácido, com valores variando entre 3,5 e 6,2. A média das medições de pH para o tratamento controle e para os tratamentos com 2,5 mg/L e 10 mg/L de bisfenol A foi, respectivamente, 4,78; 4,61 e 4,91. A 23,5 °C, os valores de pH variaram mais entre os tratamentos do que à temperatura mais baixa, indo do ácido ao básico e diminuindo com o aumento da concentração de bisfenol A.

A 21,5 °C o tratamento controle situou-se entre 5 e 10. O tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A ficou entre 4,5 e 9, e o tratamento com 10 mg/L ficou entre 3 e 7. A média dos tratamentos controle, 2,5 mg/L e 10 mg/L foi, respectivamente, de 7,26, 6,46 e 4,52.

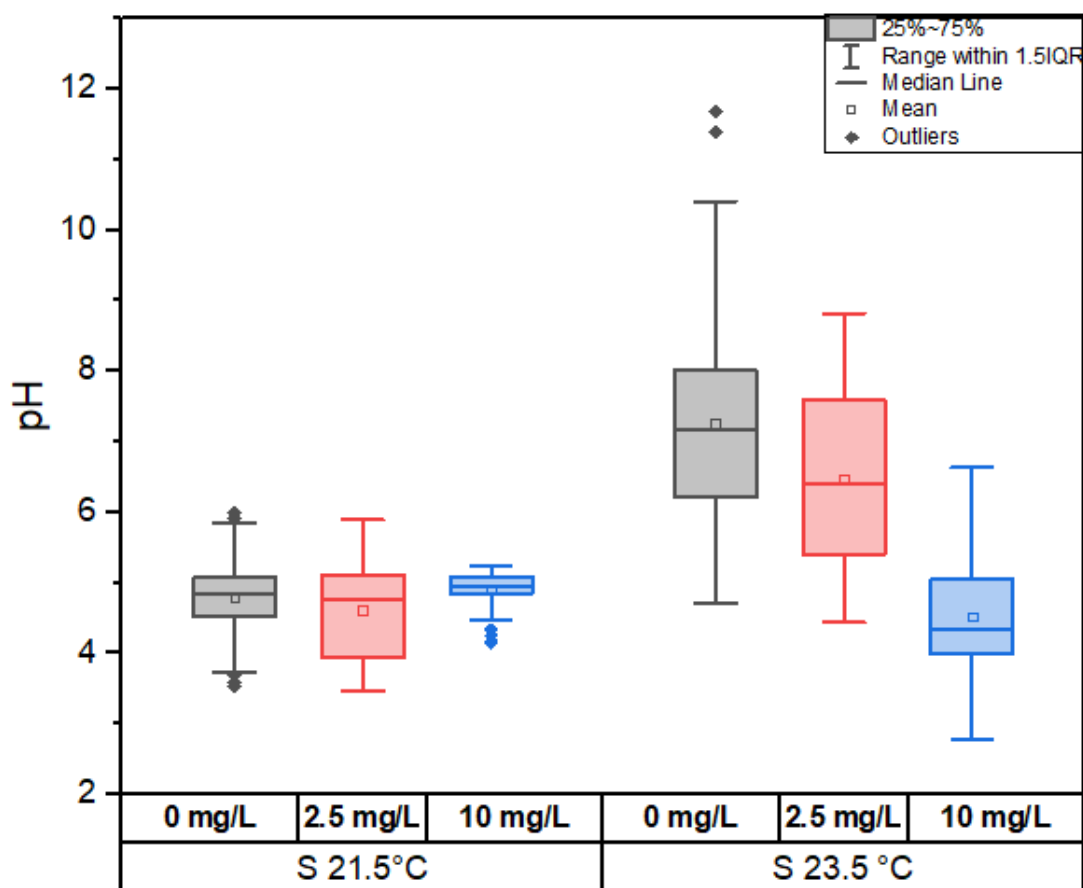


Figura 20 – Distribuição dos valores de pH nos bioensaios de crescimento de *S. auriculata* a duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C).

Fonte: Elaborada pela autora.

Em relação à condutividade elétrica, o teste estatístico indicou que a temperatura ($p < 0,0001$; $F = 52,18$) e a concentração ($p < 0,0001$; $F = 172,80$) tiveram efeitos separados e também houve interação entre as duas variáveis ($p < 0,0001$; $F = 26,05$).

Na Figura 21, observou-se que, em ambas as temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C), a concentração de bisfenol A pareceu aumentar a condutividade elétrica das soluções. Dessa forma, o tratamento com 10 mg/L de bisfenol A apresentou os maiores valores de condutividade, enquanto o tratamento controle apresentou os menores. A 21,5 °C, os valores do tratamento controle variaram entre 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 110 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com média de 69,35 $\mu\text{S}/\text{cm}$. O tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A apresentou valores entre 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com média de 76,57 $\mu\text{S}/\text{cm}$. E, no tratamento com 10 mg/L, os valores de condutividade ficaram entre 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (média = 110,52 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

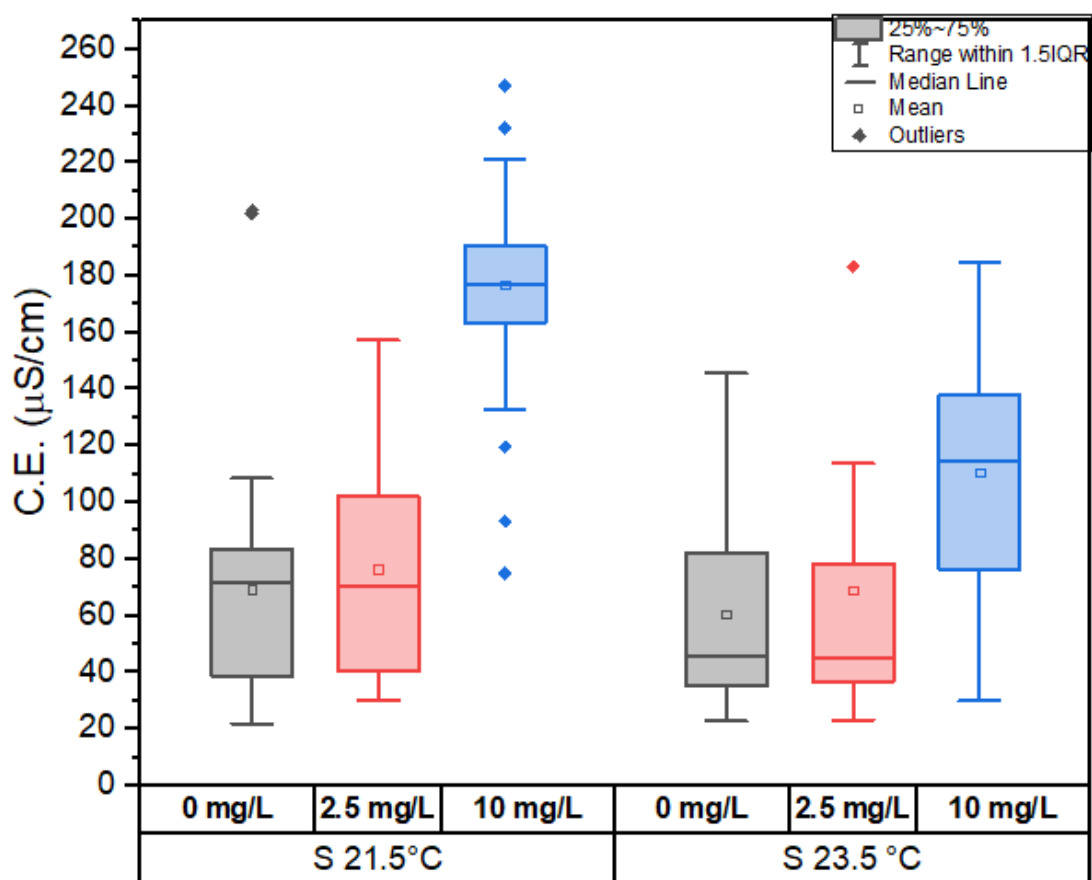


Figura 21 – Distribuição dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nos bioensaios de crescimento de *S. auriculata* a duas temperaturas (21,5 °C e 23,5 °C)

Fonte: Elaborada pela autora.

6 DISCUSSÃO

Os parâmetros de crescimento de *R. natans* (área foliar, massa seca e coeficiente de crescimento) foram maiores em todos os tratamentos (controle, 2,5 mg/L e 10 mg/L) mantidos a 21,5 °C. Portanto, uma vez que o controle a 21,5 °C também apresentou maior resposta do que o controle a 23,5 °C, não se pode afirmar que isso ocorreu devido ao efeito sinérgico ou aditivo da temperatura sobre o contaminante. Este resultado pode ter ocorrido devido à variabilidade do ritmo fenológico ou fisiológico entre os diferentes lotes de *R. natans*, que, embora coletados no mesmo local, foram coletados em momentos distintos. Ou a temperatura de 21,5 °C pode ter realmente favorecido o crescimento de *R. natans* em relação à de 23,5 °C. Gimenes *et al.* (2020) demonstraram que um aumento da temperatura, de 25 °C para 27 °C teve influência negativa sobre o crescimento de *R. natans*, aumentando o tempo de duplicação da cultura. Os autores argumentaram que o aumento da temperatura elevou os níveis de atividade metabólica e bioquímica da planta, acelerando os efeitos de um contaminante. Além disso, altas temperaturas podem limitar a fotossíntese em espécies de briófitas, embora as causas ainda não estejam plenamente esclarecidas (He *et al.*, 2016).

Temperaturas que extrapolam a faixa ideal para determinada espécie vegetal podem superar sua capacidade fotossintética, resultando em perda líquida de carbono e energia. Isso ocorre devido à desativação da enzima RuBisCO, que catalisa a fixação de carbono, e à diminuição do transporte de elétrons no cloroplasto, o que reduz a fotossíntese e, conseqüentemente, prejudica o crescimento da planta (Gomes, 2024). Em um cenário multiestressor, o efeito negativo da temperatura sobre o crescimento de determinadas espécies de plantas aquáticas, potencializado pela poluição, afeta a distribuição e a abundância dessas macrófitas no ecossistema.

A 23,5 °C o tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A apresentou valores maiores para a área foliar, o coeficiente de crescimento e o peso fresco, sugerindo que, uma baixa concentração de bisfenol A pode ter efeito estimulante para o crescimento da espécie a essa temperatura. Alguns estudos demonstram que baixas doses de bisfenol A, inferiores a 3 mg/L, podem estimular o crescimento de plantas (Xiao *et al.*, 2020). Ali e colaboradores (2016) observaram que, em mudas de arroz hidropônico, o bisfenol A inibiu o crescimento nas doses de 0,025 mg/L a 0,2 mg/L mas teve efeito estimulante na menor concentração, 0,01 mg/L.

A massa fresca de *R. natans* apresentou incremento em relação ao controle nos bioensaios mantidos a 23,5 °C, ao contrário da área foliar e do coeficiente de crescimento, que diminuíram significativamente nesses mesmos bioensaios. Isso é comumente uma resposta adaptativa, na qual a planta procura sobreviver ao estresse ambiental, alocando recursos para determinadas partes, como raízes ou estruturas internas, em detrimento do crescimento das folhas (Delerue *et al.*, 2022).

Nos bioensaios a 21,5 °C, os tratamentos com bisfenol A promoveram brotamento nas partes superiores das folhas (Figura 22), o que é incomum em *R. natans*, que se reproduz assexuadamente (Causse *et al.*, 2005). A reprodução de *R. natans* é um processo que ocorre periodicamente, por meio da bipartição do caule por abscisão, e envolve a morte celular programada (Sing; Bowman, 2023).



Figura 22 – Exemplar da espécie *R. natans* com brotamento na parte superior da folha.

Fonte: Arquivo pessoal, 2025.

Ao longo do seu processo evolutivo, os seres vegetais desenvolveram diferentes mecanismos para lidar com estressores ambientais, a fim de manter seus processos de crescimento e reprodução (Atkinson, 2011). Este brotamento pode representar um mecanismo fisiológico de resposta a situações adversas.

Várias macrófitas exibem plasticidade fenotípica, a própria *R. natans* pode transformar sua morfologia de aquática para terrestre, induzida por ácido abscísico (ABA) por exemplo. ABA é o fitohormônio inibidor de crescimento que atua na adaptação da planta a eventos de estresse, como seca, baixas temperaturas e salinidade (Sing; Bowman, 2023). Os exemplares que exibiram o brotamento observado na Figura 22 estavam acondicionados à menor temperatura (21,5 °C), e os tratamentos com bisfenol apresentaram maior volume de íons dissolvidos, conforme representado no gráfico de condutividade elétrica (Figura 13). A combinação de bisfenol A com uma temperatura mais baixa pode ter exercido estresse sobre a planta, induzindo a produção de ABA o que fez com que a planta iniciasse seu processo de adaptação morfológica para a forma de vida terrestre. Na forma terrestre, não há fragmentação do talo, e são produzidos rizóides que ancoram a planta ao substrato, formando uma roseta circular (Kronstedt, 1981). Após algum tempo, estas novas folhas desenvolveram raízes e se soltaram (Figura 23).



Figura 23 – Pequenos brotos de *R. natans* que desenvolveram raízes e se soltaram da parte superior das folhas.

Fonte: Arquivo pessoal, 2025.

Apesar do brotamento anômalo, a investigação visual em *R. natans* não revelou, em nenhum tratamento ou temperatura, alterações significativas na cor, no formato das folhas ou no tamanho das raízes ao longo do experimento. Houve formação de novos exemplares em todos os bioensaios.

Quanto à concentração de bisfenol A, embora a maioria dos estudos indique um tempo de permanência entre 4 e 5 dias (Cousins *et al.*, 2010), à 21,5 °C os tratamentos apresentaram uma queda da concentração até a segunda amostragem, após 14 dias de exposição, o que está mais de acordo com a European Commission (2011) que estabelece um tempo médio de quinze dias para a degradação do bisfenol A em água. A baixa biomassa de macrófitas por béquer pode ter contribuído para um período de degradação do contaminante mais prolongado. Além disso, na temperatura mais baixa, a degradabilidade do bisfenol A foi maior, 89,56% e 74,50% para 2,5 mg/L e 10 mg/L respectivamente, enquanto a 23,5 °C foi de 39,68% e 51,05%. O que indica que *R. natans* foi eficiente em absorver ou adsorver o BPA a esta temperatura, sobretudo considerando que havia uma pequena biomassa da espécie por béquer (5 unidades).

As soluções mantidas a 21,5 °C apresentaram um maior declínio da concentração de bisfenol A e do que as mantidas a 23,5 °C, e, no entanto, apresentaram maior crescimento, o que pode indicar que a temperatura mais elevada prejudicou a absorção/adsorção do contaminante. Temperaturas elevadas reduzem a eficiência da fitoacumulação em macrófitas, isso ocorre porque o calor pode impor estresse à planta e desestabilizar seus processos metabólicos (Gomes, 2024). Explorar a fitoacumulação de contaminantes em contexto de mudanças climáticas é importante, pois nos fornece soluções sustentáveis para a poluição, a fim de melhorar a qualidade da água, promover a saúde dos ecossistemas e avaliar a resiliência das comunidades de macrófitas diante dessas mudanças.

O estudo apresenta a limitação de não poder indicar quanto de bisfenol A foi efetivamente absorvido ou adsorvido pelas macrófitas, nem quanto foi degradado no meio de crescimento dos bioensaios. Segundo Staples (1998), o bisfenol apresenta Log Kow entre 2,20 e 3,82; portanto, é moderadamente hidrofóbico, com adsorção e bioacumulação moderadas. Ademais, a bioacumulação é frequentemente relatada na literatura para este contaminante, sendo observada em algas (Frabello *et al.*, 2024), peixes (Lee *et al.*, 2015) e plantas (Li *et al.*, 2019).

Compostos orgânicos, como o bisfenol A, são geralmente absorvidos pelos vegetais e transportados para diferentes partes das plantas, sendo metabolizados em novos compostos por meio de processos como acetilação, metilação, hidroxilação, desidroxilação, glicosilação, entre outros (Liang *et al.*, 2024; Yadav *et al.*, 2023). Geralmente, os novos compostos gerados apresentam menor toxicidade do que os compostos originais. Um estudo investigou a metabolização de cinco tipos de bisfenóis em *Chlamydomonas mexicana*, e os produtos de transformação apresentaram menor toxicidade do que os compostos originais (Yadav *et al.*, 2023).

Na espécie *S. auriculata*, os tratamentos a 21,5 °C também apresentaram alguns parâmetros de crescimento (área foliar, peso fresco e peso seco) maiores do que os observados a 23,5 °C. Apenas o coeficiente de crescimento foi maior a 23,5 °C nos tratamentos controle e com 2,5 mg/L de bisfenol A. Diferentemente de *R. natans*, os exemplares de *S. auriculata* coletados em ambas as temperaturas são descendentes de exemplares coletados no mesmo dia e no mesmo local.

Em ambas as temperaturas, o tratamento com 2,5 mg/L apresentou valores relativamente próximos aos do tratamento controle para a área foliar, o peso seco e o fresco e o coeficiente de crescimento. O tratamento com 10 mg/L destacou-se por apresentar parâmetros bem menores, o que indica que essa concentração é nociva ao crescimento e ao desenvolvimento de *S. auriculata*.

A 21,5 °C os efeitos do bisfenol A foram visivelmente mais intensos. Como se observa na Figura 24, a maior concentração provocou necrose do tecido vegetal, que se estendeu das bordas para o centro da folha, levando à morte do indivíduo. Não foi observada a geração de novos indivíduos nesta condição. O estresse gerado pela interação entre baixa temperatura e o contaminante pode ter exacerbado a capacidade de resistência e resiliência da macrófita. No tratamento com 2,5 mg/L e nos tratamentos com bisfenol A a 23,5 °C houve clorose em alguns exemplares.



Figura 24 – Exemplares de *S. auriculata*, tratamento com 10 mg/L de bisfenol A, mantidos a 21,5 °C, 35 dias após exposição ao contaminante.

Fonte: Arquivo pessoal, 2025.

Pela aparência das plantas, pode ter ocorrido um aumento na produção de espécies reativas de oxigênio (ROS). Em situações de estresse biótico ou abiótico, há um aumento de ROS, que danifica as células da planta, levando-a à senescência e à morte (Barbosa; Souza; Nascimento, 2023). Estudos com bisfenol A têm relatado estresse oxidativo, mediado pela formação de ROS (Yi *et al.*, 2011). Em *Oryza sativa*, o aumento de ROS ocorreu juntamente com a diminuição dos pigmentos fotossintéticos, o aumento da permeabilidade da membrana e da peroxidação lipídica, e também afetou as organelas celulares (Ali *et al.*, 2016).

O efeito negativo do bisfenol sobre a taxa de crescimento de macrófitas também já foi observado em estudos anteriores. Adamakis e colaboradores (2018) observaram que concentrações ambientalmente relevantes de bisfenol A ($0,03\text{--}3\ \mu\text{gL}^{-1}$) em exemplares juvenis da macrófita marinha *Cymodocea nodosa*, tiveram efeitos deletérios sobre o alongamento foliar desde o primeiro dia de experimento, também foi observado danos ao citoesqueleto. Bourgeade *et al.* (2021) observaram que o BPA reduziu, estatisticamente, o número de frondes (em 8,7%) e a área foliar (em 24,5%) em comparação com o controle.

Como as macrófitas flutuantes desempenham funções ambientais essenciais, por exemplo, contribuindo para a autodepuração da água, fornecendo habitat, participando da ciclagem de nutrientes e ajudando a regular a temperatura, a preservação de sua biodiversidade torna-se fundamental para manter o equilíbrio e a saúde dos ecossistemas aquáticos. (Thomaz, 2023)

Em relação à concentração de bisfenol A ao longo do tempo amostral, as soluções apresentaram um declínio moderado do contaminante, de cerca de 60%. Os tratamentos mantidos a $23,5\ ^\circ\text{C}$ apresentaram uma remoção ligeiramente maior do que os mantidos a $21,5\ ^\circ\text{C}$.

S. auriculata pode ter apresentado maior coeficiente de crescimento e maior declínio do bisfenol A, por ser uma espécie nativa da América Tropical e, portanto, adaptada a climas mais quentes (Forno, 1983). A temperatura afeta processos como a respiração, a fotossíntese, o metabolismo do nitrogênio e o metabolismo oxidativo, essenciais tanto para o crescimento da planta quanto para sua resposta ao estresse. Dessa forma, aumentos moderados podem otimizar a fotossíntese, a produção de biomassa e a capacidade da macrófita de absorver e desintoxicar contaminantes (Gomes, 2024).

S. auriculata apresentou mais efeitos deletérios na temperatura mais baixa, indicando que a temperatura mais alta pode ter favorecido a resiliência e resistência ao contaminante. Dessa forma, em um contexto de mudanças climáticas, *S. auriculata* pode se mostrar promissora na fitorremediação e na fitoacumulação de contaminantes, como o bisfenol A. Alguns estudos também têm reforçado o potencial fitorremediador da espécie. Em um estudo com o pesticida Fipronil, *S. auriculata* mitigou os efeitos do poluente em girinos de *Dendropsophus* (Sotero *et al.*, 2024). Outro estudo demonstrou que *S. auriculata*, em combinação com herbicidas (benoxacor e dichlormid), foi eficaz para remover cobre de águas poluídas (Panfili *et al.*, 2017).

Comparando os efeitos do bisfenol A e da temperatura sobre estas duas espécies, alguns parâmetros apresentaram resultados comuns, enquanto outros foram distintos. De maneira geral, *S. auriculata* mostrou-se mais sensível ao contaminante do que *R. natans*, apresentando sinais visíveis de deterioração após exposição ao bisfenol A.

Em relação à área foliar, ambas as espécies apresentaram uma média por béquer maior a 21,5 °C do que a de seus respectivos tratamentos a 23,5 °C. Porém, *S. auriculata* apresentou coeficiente de crescimento maior a 23,5 °C, indicando que, nesta condição, houve maior incremento da área foliar ao longo do tempo. Nos bioensaios com *S. auriculata* e com *R. natans* a 21,5 °C os valores obtidos das áreas foliares foram maiores para o tratamento controle e menores para o tratamento com 10 mg/L de bisfenol A. Apenas o bioensaio com *R. natans* a 23,5 °C apresentou maiores valores para o tratamento com 2,5 mg/L de bisfenol A.

Ambas as espécies apresentaram maior sensibilidade ao bisfenol à concentração de 10 mg/L, sendo que *S. auriculata* foi mais suscetível aos efeitos deletérios do contaminante, com efeitos visíveis. Um estudo de Bourgeade *et al.* (2021) utilizando a macrófita flutuante *Lemna minor*, apontou que esta concentração reduziu estatisticamente o número total de fronteiras e a área foliar. Além disso, houve redução dos pigmentos fotossintéticos e diminuição do açúcar solúvel total, sugerindo inibição do crescimento.

O peso seco e o fresco de *S. auriculata* variaram conforme a área foliar, e a biomassa diminuiu à medida que aumentou a concentração de bisfenol A. As massas de *R. natans* apresentaram uma variação sutil na área foliar. A 21,5 °C a massa fresca do tratamento a 10 mg/L foi maior que o tratamento a 2,5 mg/L, e com a massa seca ocorreu o contrário.

Quanto aos parâmetros de crescimento, *S. auriculata* apresentou maior coeficiente de crescimento e, conseqüentemente, menor tempo de duplicação da cultura a 23,5 °C. Já *R. natans* apresentou maior coeficiente de crescimento e menor tempo de duplicação a 21,5 °C; seu crescimento também foi mais acelerado do que o da outra espécie. A espécie utilizada tem sido um fator-chave nas respostas ao agente estressor.

A distribuição e a abundância de espécies também dependem das interações bióticas e de fatores abióticos, como a temperatura (Jewell; Moorsel; Bell, 2023). As macrófitas flutuantes, apesar de apresentarem modos de vida semelhantes, exibem padrões de distribuição geográfica que sugerem algum grau de especialização de habitat (Gillard *et al.*, 2020).

As mudanças climáticas representam um risco para a biodiversidade de macrófitas. As temperaturas mais altas favorecem o aumento de espécies emergentes e flutuantes e a diminuição de espécies submersas. No entanto, em zonas temperadas, as espécies invasoras tendem a superar as nativas a temperaturas mais elevadas. As zonas tropicais, por sua vez, abrigam um número maior de espécies endêmicas, e as mudanças climáticas, combinadas com outras pressões antrópicas, como a poluição, representam um risco para essas espécies (Lind; Eckstein; Relyea, 2022). Um estudo localizou a distribuição nativa de *S. auriculata* em regiões tropicais e subtropicais da América, incluindo Trinidad e o norte da Argentina (Forno 1983). Já *R. natans*, aparentemente, é mais comum em áreas temperadas (Castillo *et al.*, 2023).

Dessa forma, *S. auriculata* pode ter sido menos impactada pela temperatura, por ser uma espécie adaptada a regiões tropicais, e mesmo a temperatura de 23,5 °C pode ter sido um fator limitante, fazendo com que os coeficientes de crescimento dessa espécie (0 a 0,012 dia⁻¹) fossem bem menores do que os de *R. natans* (0,018 a 0,032 dia⁻¹). Portanto, num contexto de mudanças climáticas, *S. auriculata* tem potencial para aumentar sua biomassa, uma vez que o aumento da temperatura favoreceria seu crescimento. Uma vez que a espécie tem alto potencial invasor (Bianchini Jr.; Cunha-Santino, 2016), seu crescimento descontrolado poderia acarretar consequências para os ecossistemas aquáticos, como impactos negativos sobre as macrófitas nativas e sobre a estrutura e a função dos reservatórios de água doce (Tasker; Foggo; Bilton, 2022). No entanto, num contexto multiestressor, os efeitos combinados das mudanças climáticas e dos contaminantes podem acarretar efeitos negativos sobre a biomassa de *S. auriculata* (Lind; Eckstein; Relyea, 2022), como demonstrou o próprio bisfenol A, com efeitos altamente negativos sobre os exemplares da espécie utilizados neste estudo.

R. natans por sua vez, tem uma distribuição mais ampla em zonas temperadas, sendo pouco relatada nos trópicos (Causse *et al.*, 2005). As mudanças no clima podem ter um efeito mais expressivo sobre a biomassa desta espécie do que o contaminante bisfenol A, uma vez que o efeito do aumento da temperatura foi mais expressivo nos parâmetros de crescimento do que o do contaminante. O aumento da temperatura teve efeito negativo sobre o crescimento de *R. natans*, dessa forma, as mudanças climáticas podem representar uma ameaça à espécie. Além dos efeitos diretos, espécies invasoras tendem a ser favorecidas por temperaturas mais altas (Lind; Eckstein; Relyea, 2022) e *R. natans* poderia ser superada por espécies invasoras tropicais como a própria *S. auriculata*.

A fisiologia das duas espécies utilizadas neste estudo também é um fator a ser considerado para compreender por que apresentaram respostas distintas aos multiestressores. *R. natans* é uma briófitas, um grupo de plantas avasculares que habitam predominantemente áreas úmidas e sombreadas. As briófitas incluem musgos (Bryophyta), antóceros (Anthocerotophyta) e hepáticas (Marchantiophyta) como *R. natans* (Carrejon *et al.*, 2022). Relata-se que o estresse ambiental em briófitas pode causar danos às partes fotossintetizantes da planta, reduzindo a eficiência do fotossistema II e provocando fotoinibição (Küttim *et al.*, 2019). Além disso, as briófitas são particularmente afetadas pelas mudanças climáticas, devido aos seus habitats em zonas úmidas serem sensíveis aos efeitos climáticos, sobretudo as espécies em latitudes mais altas (Küttim *et al.*, 2019).

A acumulação de poluentes, como metais, terras raras e compostos orgânicos, é mais acentuada em briófitas e, portanto, elas são consideradas agentes valiosos para o biomonitoramento ambiental de poluentes e dos efeitos das mudanças climáticas (Burukial; Hazarika, 2023). A alta capacidade de bioacumulação em briófitas está associada à ausência ou à baixa desenvolvimento da cutícula e também à alta proporção proteína:fibra em suas paredes celulares (Sharma; Sachdeva, 2015). Isso pode explicar por que *R. natans* à 21,5 °C reteve bem mais o bisfenol A (média = 82,03%) que *S. auriculata* (média = 61,40%). Apesar de *R. natans* reter mais o contaminante à menor temperatura, num contexto de mudanças climáticas, *S. auriculata* potencialmente seria uma espécie mais favorável para a remoção do contaminante da água, pois reteve mais bisfenol A com o aumento da temperatura (de 61,40% para 62,46%), enquanto a absorção/adsorção de *R. natans* caiu consideravelmente (de 82,03% para 45,37%).

S. auriculata, por sua vez, é uma pteridófita, um grupo de plantas vasculares que apresenta grande potencial como indicador ambiental, ainda pouco explorado em estudos acadêmicos (Della; Falkenberg, 2019). Estudos envolvendo as respostas de *S. auriculata* em diferentes temperaturas não foram encontrados, os que envolvem contaminantes são mais comuns, embora também escassos. A espécie tolera bem baixas concentrações de poluentes, mas altas concentrações têm efeitos tóxicos sobre as plantas. Bizzo *et al.* (2014) relataram que altas concentrações de cobre (1 e 10 mM) levaram à produção de ROS e induziram a degeneração da membrana plasmática e a desnaturação de proteínas.

7 CONCLUSÕES

O bisfenol A é um contaminante emergente que apresentou toxicidade em *R. natans* e *S. auriculata*, sobretudo em altas concentrações. Essa toxicidade se refletiu na inibição do crescimento, na formação de clorose e no aumento ou na diminuição da massa e da área foliar em ambas as espécies. Individualmente, *R. natans* apresentou brotamento incomum e houve necrose em exemplares de *S. auriculata*. O aumento da temperatura, em geral, pareceu potencializar os efeitos do contaminante e prejudicou o aumento de massa e de área foliar, inclusive nos tratamentos-controle (sem adição de bisfenol A). Além disso, a 23,5 °C, ambas as espécies removeram menos contaminante da água, sugerindo que o aumento da temperatura pode até mesmo ter um efeito disruptivo sobre o potencial de fitoacumulação das macrófitas.

Dessa forma, a Hipótese I foi corroborada: o bisfenol teria um efeito deletério sobre o crescimento de ambas as espécies. Apenas *R. natans* apresentou maior crescimento entre os exemplares expostos à menor concentração de bisfenol A. Não ficou claro se a Hipótese II, segundo a qual o aumento da temperatura potencializaria os efeitos do bisfenol A, foi corroborada ou refutada. Em *R. natans* a temperatura teve efeitos deletérios mesmo sobre o controle e aparentemente prejudicou a absorção/adsorção e resistência ou resiliência da planta ao contaminante e em *S. auriculata* o aumento da temperatura potencializou crescimento, mas não foi muito expressiva quanto ao ganho de massa, a concentração de bisfenol A foi mais efetiva que a temperatura. A Hipótese III, segundo a qual as espécies teriam um comportamento semelhante quando submetidas às mesmas condições, foi refutada; a interação das espécies com os multiestressores mostrou-se bastante distinta.

Sintetizando, *R. natans*, planta adaptada a ambientes temperados, foi mais influenciada pela temperatura, que teve efeitos deletérios sobre suas respostas ao contaminante. *S. auriculata*, cujo habitat são os trópicos, foi mais sensível ao contaminante, com a temperatura contribuindo sutilmente para sua resistência/resiliência. Logo, ressalta-se a importância de compreender os efeitos de múltiplos estressores sobre o crescimento e o desenvolvimento de diferentes espécies de macrófitas, a fim de obter informações para prever as respostas das comunidades aquáticas a esses estressores e, assim, fundamentar a gestão dos ecossistemas aquáticos.

DECLARAÇÃO

Em conformidade com a Portaria CNPq nº 2.664/2026, declaro que as ferramentas de Inteligência Artificial Generativa foram utilizadas nas seguintes etapas de elaboração desse projeto:

- (i) Utilizou-se a ferramenta Grammarly para a correção gramatical e ortográfica
- (ii) Utilizou-se o ChatGPT na etapa de tradução do Resumo para Abstract

Ressalta-se, ainda, que todas as sugestões foram revisadas e validadas pela autora. A autora assume integral responsabilidade pelo conteúdo intelectual e técnico do projeto.

REFERÊNCIAS

- ACUÑA-CASTILLO, R. *et al.* *Ricciocarpus natans* (Marchantiophyta, Ricciaceae), new to Costa Rica, with a survey of its presence in Latin America. **Acta Botanica Mexicana**, v. 130, p. e2177, 2023.
- ADAMAKIS, I. D. S.; MALEA, P.; PANTERIS, E. The effects of Bisphenol A on the seagrass *Cymodocea nodosa*: Leaf elongation impairment and cytoskeleton disturbance. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 157, p. 431–440, 2018.
- ALI, I. *et al.* Toxicological effects of bisphenol A on growth and antioxidant defense system in *Oryza sativa* as revealed by ultrastructure analysis. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 124, p. 277–284, 2016.
- ATKINSON, N. J. *et al.* Influence of combined biotic and abiotic stress on nutritional quality parameters in tomato (*Solanum lycopersicum*). **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 59, n. 17, p. 9673–9682, 2011.
- AZIZ, A. *et al.* Removal of Bisphenol S from aqueous solution using activated carbon derived from rambutan peel via microwave irradiation technique. **Sains Malaysiana**, v. 51, n. 12, p. 3967–3980, 2022.
- BARBOSA, M. R.; SOUZA, L. M. de; NASCIMENTO, K. R. P. ROS e o estresse oxidativo por seca em plantas. **Multidisciplinary Sciences Reports**, v. 3, n. 3, 2023.
- BARRILLI, G. H. C.; ROCHA, O.; LUCCA, J. V. de. Avaliação da qualidade da água nos córregos Fazzari e Monjolinho no campus da UFSCar. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 8, n. 2, 2012.
- BARUKIAL, J., HAZARIKA, P. (2023). Bryophytes as an accumulator of toxic elements from the environment: Recent advances. In: MURTHY, H. N. (eds) **Bioactive Compounds in Bryophytes and Pteridophytes**. Springer, Cham, 2023, p. 165-182.
- BERGMAN, A. *et al.* The impact of endocrine disruption: a consensus statement on the state of the science. **Environmental Health Perspectives**, v. 121, n. 4, p. A104-6, 2013.
- BĚHRÁDEK, J. Temperature coefficients in biology. **Biological Reviews**, v. 5, n. 1, p. 30-58, 1930.
- BERNARDO, P. E. M. *et al.* Bisphenol A: Review on its use in the food packaging, exposure and toxicity. **Revista Instituto Adolfo Lutz**, v. 74, n. 1, p. 1-11, 2015.
- BIANCHINI, I. Jr; CUNHA-SANTINO, M. B. da. CH₄ and CO₂ from decomposition of *Salvinia auriculata* aublet, a macrophyte with high invasive potential. **Wetlands**, v. 36, n. 3, p. 557–564, 2016.
- BIANCHINI, I., Jr *et al.* Growth of *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle under controlled conditions. **Hydrobiologia**, v. 644, n. 1, p. 301–312, 2010.
- BIZZO, A. L. T. *et al.* Short-term physiological responses to copper stress in *Salvinia*

auriculata Aubl. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 3, p. 268–277, 2014.

BLETTLER, M. C. M. *et al.* Freshwater plastic pollution: Recognizing research biases and identifying knowledge gaps. **Water Research**, v. 143, p. 416–424, 2018.

BOHNET, M. **Ullman's Encyclopedia of Industrial Chemistry**. 6. ed. Weinheim: Wiley-VCH, 2002

BOURGEADE, P. *et al.* Growth, pigment changes, and photosystem II activity in the aquatic macrophyte *Lemna minor* exposed to bisphenol A. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 28, n. 48, p. 68671–68678, 2021.

BRUCE, G. M.; PLEUS, R. C.; SNYDER, S. A. Toxicological relevance of pharmaceuticals in drinking water. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 14, p. 5619–5626, 2010.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; SILVA, G. G. H. Fatores Limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, p. 59-84, 2003.

CAUSSE, H. B. *et al.* Marchantiidae. In: **Flora Neotropica Monograph 97**. New York: New York Botanical Garden Press, p. 1-262, 2005

CHAMBERS, P. A. *et al.* Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, n. 1, p. 9–26, 2008.

CERREJÓN, C. *et al.* Small but visible: Predicting rare bryophyte distribution and richness patterns using remote sensing-based ensembles of small models. **PloS One**, v. 17, n. 1, p. e0260543, 2022.

ÇIÇEK, S. *et al.* Combined effects of nanomaterials and climate change on aquatic ecosystems: Toxicity, interactions, and regulatory challenges. **Environmental Research**, v. 294, n. 123852, p. 123852, 2026.

COELHO, F. F.; LOPES, F. S.; SPERBER, C. F. Persistence strategy of *Salvinia auriculata* Aublet in temporary ponds of Southern Pantanal, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 81, n. 4, p. 343–352, 2005.

COORS, A.; MEESTER, L. Synergistic, antagonistic and additive effects of multiple stressors: predation threat, parasitism and pesticide exposure in *Daphnia magna*. **The Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 6, p. 1820–1828, 2008.

CORRALES, J. *et al.* Global assessment of bisphenol A in the environment: Review and analysis of its occurrence and bioaccumulation: Review and analysis of its occurrence and bioaccumulation. **Dose-Response**, v. 13, n. 3, 2015.

COUSINS, I. T. *et al.* A multimedia assessment of the environmental fate of bisphenol A. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 8, n. 5, p. 1107–1135, 2002.

CRUTZEN, P.; STOERMER, E. F.; STEFFEN, W. The “Anthropocene”. In: ROBIN, L.; SÖRLIN, S.; WARDE, P. (Eds.). **The Future of Nature**. [s.l.] Yale University Press, 2013.

DELERUE, F. *et al.* Biomass partitioning of plants under soil pollution stress. **Communications Biology**, v. 5, n. 1, p. 365, 2022.

DELLA, A. P.; FALKENBERG, D. de B. Pteridophytes as ecological indicators: an overview. **Hoehnea**, v. 46, n. 1, 2019.

DEVASENA, T. *et al.* Insights on the dynamics and toxicity of nanoparticles in environmental matrices. **Bioinorganic Chemistry and Applications**, v. 2022, n. 1, p. 4348149, 2022.

DIAMOND, M. L. *et al.* Exploring the planetary boundary for chemical pollution. **Environment International**, v. 78, p. 8–15, 2015.

EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R. C.; ALDRIDGE, D. C. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. **Water Research**, v. 75, n. 1, p. 63–82, 2015.

Embrapa Meteorologia. Disponível em: <<http://www.cppse.embrapa.br/meteorologia/index.php?pg=caracterizacao>>. Acesso em: 22 mar. 2026.

ERLER, C.; NOVAK, J. Bisphenol A exposure: human risk and health policy. **Journal of Pediatric Nursing**, v. 25, n. 5, p. 400–407, 2010.

European Commission, 2010. Updated European Union Risk Assessment Report, 4, 4'-Isopropylidenediphenol (Bisphenol-A). CAS: 80-05-7 EINECS No: 201-245-8 European Chemicals Bureau.

FLINT, S. *et al.* Bisphenol A exposure, effects, and policy: a wildlife perspective. **Journal of Environmental Management**, v. 104, p. 19–34, 2012.

FOLKE, C. *et al.* Our Future in the Anthropocene Biosphere. **Ambio**, v. 50, n. 4, p. 834–869, 2021.

FORNO, I. W. Native distribution of the *S. auriculata* complex and Keys to species identification. **Aquatic Botany**, v. 17, p. 71-83, 1983.

FABRELLO, J. *et al.* Ultrastructural changes, pigment responses and bioaccumulation in the microalga *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin exposed to BPA analogues. **Aquatic Toxicology (Amsterdam, Netherlands)**, v. 272, n. 106970, p. 106970, 2024.

FOLT, C. L. *et al.* Synergism and antagonism among multiple stressors. **Limnology and Oceanography**, v. 44, n. 3, p. 864–877, 1999.

FU, P.; KAWAMURA, K. Ubiquity of bisphenol A in the atmosphere. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 10, p. 3138–3143, 2010.

GILLARD, M. *et al.* Present and future distribution of three aquatic plants taxa across the world: decrease in native and increase in invasive ranges. **Biological Invasions**, v. 19, n. 7, p. 2159–2170, 2017.

GIMENES, L. L. S. *et al.* Growth of the aquatic macrophyte *Ricciocarpos natans* (L.) Corda in different temperatures and in distinct concentrations of aluminum and manganese. **Aquatic Toxicology**, v. 224, n. 105484, p. 105484, 2020.

GLIMES, J. M. Chapter 2 – Life Cycles and Morphology. In: **Bryophyte Ecology vol. 1: Physiological Ecology**. Houghton: Michigan Technological University, 2017.

GOMES, M. P. Climate change and aquatic phytoremediation of contaminants: Exploring the future of contaminant removal. **Phyton**, v. 93, n. 9, p. 2127–2147, 2024.

GOMES, Marcelo Pedrosa *et al.* Ciprofloxacin vs. temperature: Antibiotic toxicity in the free-floating liverwort *R. natans* from a climate change perspective. **Chemosphere**, v. 202, p. 410–419, 2018.

GONÇALVES JR., A. C. *et al.* Remoção de metais pesados tóxicos cádmio, chumbo e cromo em biofertilizante suíno utilizando macrófita aquática (*Eichhornia crassipes*) como bioindicador. **Acta Scientiarum Technology**. v. 30, n. 1, p. 9-14, 2008.

HAMILTON, C. The Anthropocene. In: FATH, B (ed.) **Encyclopedia of Ecology**, Elsevier, v. 4, p. 239–246, 2019.

HAN, H. *et al.* Impacts of bisphenol A on growth and reproductive traits of submerged macrophyte *Vallisneria natans*. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 30, n. 16, p. 46383–46393, 2023.

HE, X.; HE, K. S.; HYVÖNEN, J. Will bryophytes survive in a warming world? **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 19, p. 49–60, 2016.

HOCELLA JR, M. F. *et al.* Natural, incidental, and engineered nanomaterials and their impacts on the Earth system. **Science**, v. 363, n. 6434, p. eaau8299, 2019.

HOUTMAN, C. J. *et al.* Human health risk assessment of the mixture of pharmaceuticals in Dutch drinking water and its sources based on frequent monitoring data. **The Science of the Total Environment**, v. 496, p. 54–62, 2014.

IHA, D. S.; BIANCHINI JR, I., Jr. Phytoremediation of Cd, Ni, Pb and Zn by *Salvinia minima*. **International Journal of Phytoremediation**, v. 17, n. 10, p. 929–935, 2015.

IPCC, 2023. Summary for Policymakers, in: Lee, H., Romero, J. (Eds), Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, p. 1-34.

JEWELL, M. D.; VAN MOORSEL, S. J.; BELL, G. Presence of microbiome decreases fitness and modifies phenotype in the aquatic plant *Lemna minor*. **AoB Plants**, v. 15, n.

4, p. lad026, 2023.

KAANDORP, M. L. A. *et al.* Global mass of buoyant marine plastics dominated by large long-lived debris. **Nature Geoscience**, v. 16, n. 8, p. 689–694, 2023.

KRONESTEDT, E. Cytology of oil–body cells in *R. natans*. **Nordic Journal of Botany**, v. 3, n. 5, p. 547–558, 1983.

KÜTTIM, M. *et al.* Winter climate change increases physiological stress in calcareous fen bryophytes. **The Science of the Total Environment**, v. 695, n. 133867, p. 133867, 2019

LEE, C. C. *et al.* Characteristics of nonylphenol and bisphenol A accumulation by fish and implications for ecological and human health. **The Science of the Total Environment**, v. 502, p. 417–425, 2015.

LI, H. *et al.* Bioaccumulation and translocation of tetrabromobisphenol A and hexabromocyclododecanes in mangrove plants from a national nature reserve of Shenzhen City, South China. **Environment International**, v. 129, p. 239–246, 2019.

LIANG, J. *et al.* Occurrence of bisphenol A analogues in the aquatic environment and their behaviors and toxicity effects in plants. **Environment International**, v. 193, n. 109105, p. 109105, 2024.

LIND, L.; E., R. L.; RELYEA, R. A. Direct and indirect effects of climate change on distribution and community composition of macrophytes in lentic systems. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 97, n. 4, p. 1677–1690, 2022.

LIU, J. *et al.* Occurrence, toxicity and ecological risk of Bisphenol A analogues in aquatic environment – A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, p. 111481, 2021.

LIU, X. *et al.* Microplastics as both a sink and a source of Bisphenol A in the marine environment. *Environment Science & Tecnology*, v. 53, n.17, p. 10188-10196, 2019.

MICHAŁOWICZ, J. Bisphenol A--sources, toxicity and biotransformation. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 37, n. 2, p. 738–758, 2014.

MIDGLEY, G. F. Plant Physiological Responses to Climate and Environmental Change. In: eLS. John Wiley & Sons, Ltd: Chichester, p. 1-10, 2017

MITCHELL, D. S.; TUR, N. M. The Rate of Growth of *Salvinia molesta* (*S. auriculata* Auct.) in Laboratory and Natural Conditions. *Journal of Applied Ecology*, 12, 213-225, 1975.

MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Química Nova**, v. 40, n. 9, p. 1094-1110, 2017.

MORAES, D. S. DE L.; JORDÃO, B. Q. Water resources deterioration and its impacts

in human health. **Revista de Saúde Pública**, v. 36, p. 370–374, 2002.

MOUNIER, A.; LAHR, M. M. Deciphering African late middle Pleistocene hominin diversity and the origin of our species. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, 2019.

National Institutes of Health. ImageJ. Versão Java 1.8.0_345 (64-bit). Bethesda, 2024

NAVEIRA, Clarissa *et al.* Acute toxicity of Bisphenol A (BPA) to tropical marine and estuarine species from different trophic groups. **Environmental Pollution**, v. 268, n. Pt B, p. 115911, 2021.

NAYAK, A. *et al.* Removal of emergent pollutants: A review on recent updates and future perspectives on polysaccharide-based composites vis-à-vis traditional adsorbents. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 258, n. 2, p. 129092, 2024.

OriginLab Corporation. OriginPro. Versão 10.1. Northampton, 2024.

PANFILI, I. *et al.* Combination of aquatic species and safeners improves the remediation of copper polluted water. **The Science of the Total Environment**, v. 601, p. 1263–1270, 2017.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Australis**, v. 12, n. 03, p. 406–424, 2008.

PONTES, M. S. *et al.* How does aquatic macrophyte *S. auriculata* respond to nanoceria upon an increased CO₂ source? A Fourier transform-infrared photoacoustic spectroscopy and chlorophyll a fluorescence study. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 180, p. 526–534, 2019.

POP, C. E. *et al.* Bisphenol A Effects in Aqueous Environment on *Lemna minor*. **Processes (Basel, Switzerland)**, v. 9, n. 9, p. 1512, 2021.

POTT, V. J.; POTT, A. **Potencial de uso de plantas aquáticas na despoluição da água**. Campo Grande:Embrapa Gado de Corte, 2002.

PRESS, W. H. *et al.* **Numerical recipes in C: The art of scientific computing**. New York: Cambridge University Press, 1993.

PRIA, C. A. B. D. *et al.* Ocorrência e distribuição de bisfenol a e microplásticos em solo de área urbana e periurbana de Francisco Beltrão (Paraná). *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v. 14, n. 3, 2026.

QUADRA, G. R. *et al.* Water pollution: one of the main Limnology challenges in the Anthropocene. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, 2019.

RANGEL-BUITRAGO, N. *et al.* Marine plastic pollution in the Anthropocene: A linguistic toolkit for holistic understanding and action. **Ocean & Coastal Management**, v. 248, p. 106967, 2024.

RICHARDSON, S. D.; KIMURA, S. Y. Water analysis: Emerging contaminants and

current issues. **Analytical Chemistry**, v. 92, n. 1, p. 473–505, 2020.

ROCKSTRÖM, J. Planetary Boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. **Ecology and Society**, v. 14, n. 2, 2009.

RODRIGUES, J. S. *et al.* Presença de fármacos e hormônios na água: uma análise cienciométrica. **Research, Society and Development**, v. 7, n. 6, p. e776185, 2018.

SANTOS, J. da S. *et al.* Toxicity of bisphenol A (BPA) and its analogues BPF and BPS on the free-floating macrophyte *Salvinia biloba*. **Chemosphere**, v. 343, n. 140235, p. 140235, 2023.

SHARMA, A.; SACHDEVA, S. Cadmium toxicity and its phytoremediation: A review. **International Journal of Scientific and Engineering Research**, v. 6, n. 9, p. 395-405, 2015

STAPLES, Charles A. *et al.* A review of the environmental fate, effects, and exposures of bisphenol A. **Chemosphere**, v. 36, n. 10, p. 2149–2173, 1998.

SINGH, S.; BOWMAN, J. L. The monoicous secondarily aquatic liverwort *Ricciocarpos natans* as a model within the radiation of derived Marchantiopsida. **Frontiers in Plant Science**, v. 14, p. 1260596, 2023.

SIS. Water Quality. Determination of growth inhibition (7-d) L. Minor, 1995. Swedish Standards Institute, Stockholm

SMITH, S. D. P. *et al.* Rating impacts in a multi-stressor world: a quantitative assessment of 50 stressors affecting the Great Lakes. **Ecological Applications**, v. 25, n. 3, p. 717–728, 2015.

SOTERO, D. F. *et al.* Can *Salvinia auriculata* bioremediate the toxic effects of Fipronil 800wg on the tadpoles of *Dendropsophus minutus*? **Aquatic Toxicology (Amsterdam, Netherlands)**, v. 271, n. 106926, p. 106926, 2024.

STEFFEN, W. *et al.* The emergence and evolution of Earth System Science. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 1, p. 54–63, 2020.

TASKER, S. J. L.; FOGGO, A.; BILTON, D. T. Quantifying the ecological impacts of alien aquatic macrophytes: A global meta-analysis of effects on fish, macroinvertebrate and macrophyte assemblages. **Freshwater Biology**, v. 67, n. 11, p. 1847–1860, 2022.

THOMAZ, S. M. Ecosystem services provided by freshwater macrophytes. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 12–13, p. 2757–2777, 2023.

TYLIANAKIS, J. M. *et al.* Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, v. 11, n. 12, p. 1351–1363, 2008.

U.S. Environmental Protection Agency. 2014. Bisphenol A alternatives in thermal paper. Final Report.

VASHISHTA, B. R. *et al.* Marchantiales – Ricciaceae: Riccia. In: **Botany for Degree Students**. S Chand & Company, p. 517, 2011.

XIAO, C. *et al.* Hazards of bisphenol A (BPA) exposure: A systematic review of plant toxicology studies. **Journal of Hazardous Materials**, v. 384, n. 121488, p. 121488, 2020.

YADAV, N. *et al.* Fate of five bisphenol derivatives in *Chlamydomonas mexicana*: Toxicity, removal, biotransformation and microalgal metabolism. **Journal of Hazardous Materials**, v. 454, n. 131504, p. 131504, 2023.

YAMAMOTO, T. *et al.* Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates. **Chemosphere**, v. 42, n. 4, p. 415–418, 2001.

YI *et al.* Inhibition by wheat sprout (*Triticum aestivum*) juice of bisphenol A induced oxidative stress in young women. **Mutat.Res./Genet.Toxicol.Environ.Mutagen**, v. 724, n. 2, p. 64-68, 2011.