

Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências Faculdade de Engenharia

Leandro Pierre da Conceição

OCORRÊNCIA DE BISFENOL A E ANÁLOGOS EM ÁGUA MINERAL ENVASADA EM DIFERENTES MATERIAIS PLÁSTICOS

Rio de Janeiro 2024

Ocorrência de bisfenol A e análogos em água mineral envasada em diferentes materiais plásticos

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Orientadora: Prof^a Marcia Marques Gomes, Ph.D. Co-orientador: Dr. Deivisson Lopes Cunha, DSc

> Rio de Janeiro 2024

CATALOGAÇÃO NA FONTE

UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

C744 Conceição, Leandro Pierre da. Ocorrência de Bisfenol A e análogos no armazenamento de água envasada em diferentes materiais plásticos / Leandro Pierre da Conceição. – 2024. 119 f.
Orientadora: Marcia Marques Gomes. Coorientador: Deivisson Lopes Cunha. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.
1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Água potável - Contaminação - Teses.
3. Plásticos nas embalagens - Teses. 4. Controle de qualidade da água - Teses. I. Gomes, Marcia Marques. II. Cunha, Deivisson Lopes. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. IV. Título.

Bibliotecária: Júlia Vieira - CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Leandro Pierre da Conceição

Ocorrência de bisfenol A e análogos em água mineral envasada em diferentes materiais plásticos

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Aprovada em 05 de abril de 2024.

Banca examinadora:

Prof. Dra. Marcia Marques Gomes (Orientadora) Faculdade de Engenharia - UERJ

Dr. Deivisson Lopes Cunha (Coorientador) LRAP - UFRJ

Prof. Dr. Enrico Mendes Saggioro Escola Nacional de Saúde Pública - FIOCRUZ

Prof. Dra. Lia Cardoso Rocha Saraiva Teixeira Faculdade de Engenharia - UERJ

Dra. Bruna Garcia Pagliari Curso de Doutorado em Engenharia Ambiental - DEAMB - UERJ

> Rio de Janeiro 2024

DEDICATÓRIA

A Deus, fonte de toda sabedoria e força, cuja presença guiou cada passo desta jornada acadêmica. Em Sua infinita graça, agradeço por conceder-me saúde, discernimento e coragem para enfrentar os desafios do mestrado. Que esta conquista seja uma manifestação da Sua generosidade e um testemunho da Sua constante inspiração em minha vida. A Ti, Senhor, dedico este trabalho, reconhecendo que sem a Sua orientação, nada seria possível.

AGRADECIMENTOS

Expresso minha gratidão aos meus pais e familiares, que foram pilares de apoio e estímulo nos momentos desafiadores. Aos verdadeiros amigos feitos ao longo da pós-graduação, que não permitiram que o cansaço prevalecesse e estenderam mãos solidárias nos momentos difíceis.

Agradeço pelos momentos felizes e pelos desafios que, mesmo difíceis, contribuíram para meu crescimento e amadurecimento, moldando a pessoa que sou hoje.

À minha esposa Renata, um agradecimento especial por seu estímulo constante, apoio incondicional e compreensão em relação ao tempo dedicado aos estudos.

À UERJ, que proporcionou um ambiente acadêmico criativo e acolhedor, agradeço a cada membro do corpo docente, à direção e administração.

Um reconhecimento especial à minha orientadora, Prof^a Dra. Marcia Marques, e ao meu coorientador, Dr. Deivisson Lopes Cunha, pela paciência, disposição e compreensão ao longo dessa jornada acadêmica.

Imensa gratidão a Deus, por conceder-me saúde, força e disposição durante o mestrado. Sem Sua presença, nada disso teria sido possível. Agradeço ao Senhor, cuja sabedoria infinita fortaleceu meu coração para superar os desafios acadêmicos, proporcionando tranquilidade nos momentos mais difíceis.

É muito melhor lançar-se em busca de conquistas grandiosas, mesmo expondo-se ao fracasso, do que alinhar-se com os pobres de espírito, que nem gozam muito nem sofrem muito, porque vivem numa penumbra cinzenta, onde não conhecem nem vitória, nem derrota.

Theodore Roosevelt

RESUMO

CONCEIÇÃO, L.P. Ocorrência de bisfenol A e análogos no armazenamento de água enfasada em diferentes materiais plásticos. 2024. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2024.

O Bisfenol A (BPA) é extensivamente empregado na manufatura de materiais plásticos, visando conferir-lhes resistência, flexibilidade e estabilidade. Diversos outros compostos análogos, tais como Bisfenol S (BPS), Bisfenol F (BPF) e Bisfenol AF (BPAF), também são empregados com finalidades similares. Alguns bisfenóis causam ou são suspeitos de causar impactos sobre a saúde por atuarem como desreguladores endócrinos. Como o bisfenol das embalagens plásticas pode ser liberado para a água mineral envasada é relevante investigar as condições e fatores que podem desencadear ou intensificar tal liberação. A presente investigação utilizou a abordagem de revisão sistemática (2012 a 2022) sobre BPA e seus análogos em água mineral envasada em diferentes embalagens e condições de armazenamento. Após a aplicação de critérios de elegibilidade foram selecionados 57 artigos publicados em periódicos indexados com JCR incluindo 599 observações sobre concentrações dos bisfenóis em água mineral mantida em embalagens de PC, PET, PVC, Vidro, PP, PE e material não informado (n.i.). As variáveis investigadas incluíram: material de confecção da mbalagem; tempo de armazenamento (dias), armazenamento na sombra/incidência de luz solar; temperatura de armazenamento (°C) e pH. Com base nos dados disponíveis foi observado que: (a) de um total de 599 amostras analisadas, 398 (66.4%) eram garrafas PET, 14.9% garrafas de material não informado (n.i.) and 13.2% de PC, sendo que as amostras restantes (5.5%) eram de outros materiais; (b) de um total de 459 amostras analisadas para BPA, 10 (2,2% sendo todas em garrafas PET) não informavam os teores de BPA; 46 (10,0%) apresentavam teores superiores ou iguais a 25.000 ng L^{-1} e 413 amostras (90%) apresentavam teores inferiores a 25.000 ng L⁻¹; (c) segundo o teste de Mood (comparação entre medianas), a concentração mediana de BPA em garrafas PC (136 ng L⁻¹) foi significativamente superior ($\alpha < 0.05$) do que em garrafas PET (15 ng L⁻¹); (d) segundo o teste de Pearson houve correlação positiva entre o tempo de armazenamento e a concentração de BPA, tanto em embalagens de PC quanto de PET; (e) segundo o teste de Pearson houve correlação negativa entre o valor de pH e a concentração de BPA em embalagens PET. A detecção de BPA em amostras de água mineral em garrafas PET deve ser elucidada, haja vista que PET a princípio não possuiria BPA em sua composição. O BPA é o único bisfenol com limite estabelecido por normas internacionais (EFSA, 2023), sendo o Limite de Ingestão Diária tolerável (Total Daily Intake-TDI) igual a 0,2 ng kg⁻¹ peso corporal. Logo, para um adulto de 70 kg que consome 2 L de agua mineral envasada por dia, tal água poderia conter até 7 ng L⁻¹, sendo que 32 de 599 amostras apresentaram valores acima do aceitável. Observou-se ausência de informações importantes em muitos artigos, tais como: material da embalagem; tempo de armazenamento; temperatura de armazenamento; pH; limites de detecção (LOD) e de quantificação (LOQ) dos métodos analíticos.

Palavras-chave: Bisfenol; Água mineral; Embalagem plástica; Condições de armazenamento.

ABSTRACT

CONCEIÇÃO, L.P. Occurrence of bisphenol A and analogues during storage of mineral water packaged in different plastic materials. 2024. 119 p. Dissertation (Master of Science in Environmental Engineering) - Faculty of Engineering, Rio de Janeiro State University (UERJ), Rio de Janeiro, 2024.

Bisphenol A (BPA) is extensively used in the manufacture of plastic materials, aiming to provide them with resistance, flexibility and stability. Several other analogous compounds, such as Bisphenol S (BPS), Bisphenol F (BPF) and Bisphenol AF (BPAF), are also used for similar purposes. Some bisphenols cause or are suspected of causing health impacts by acting as endocrine disruptors. As bisphenol from plastic packaging can be released into bottled mineral water, it is important to investigate the conditions and factors that can trigger or intensify such release. The present investigation used the systematic review approach (2012 to 2022) on BPA and its analogues in mineral water packaged in different packaging and storage conditions. After applying eligibility criteria, 57 articles published in journals indexed with JCR were selected, including 599 observations on bisphenol concentrations in mineral water kept in PC, PET, PVC, Glass, PP, PE packaging and uninformed material (n.i.). The variables investigated included: packaging material; storage time (days), storage in the shade/incidence of sunlight; storage temperature (°C) and pH. Based on available data, it was observed that: (a) of the 599 samples analyzed, 398 (66.4%) were in PET bottles; 14.9% in uninformed material (n.i.) and 13.2% in PC, with the remainder of the samples (5.5%) coming from other materials; (b) of a total of 459 samples analyzed for BPA, 10 (2.2%, all in PET bottles) did not report BPA levels; 46 (10.0%) had levels greater than or equal to 25,000 ng L-1 and; 413 samples (90%) had levels below 25,000 ng L-1; (c) according to the Mood test (comparison between medians), the median concentration of BPA in PC bottles (136 ng L⁻¹) was significantly higher ($\alpha < 0.05$) than in PET bottles (15 ng L⁻¹); (d) according to the Pearson test, there was a positive correlation between storage time and BPA concentration, both in PC and PET packaging; (e) according to the Pearson test, there was a negative correlation between the pH value and the concentration of BPA in PET packaging. The detection of BPA in mineral water samples in PET bottles must be elucidated, given that PET would not initially have BPA in its composition. BPA is the only bisphenol with a limit established by international standards (EFSA, 2023), with the tolerable Daily Intake Limit (Total Daily Intake-TDI) equal to 0.2 ng kg-1 body weight. Therefore, for a 70 kg adult who consumes 2 L of bottled mineral water per day, such water could contain up to 7 ng L⁻¹, with 32 of 599 samples showing values above acceptable levels. There was a lack of important information in many articles, such as: packaging material; storage time; storage temperature; pH; limits of detection (LOD) and quantification (LOQ) of analytical methods.

Keywords: Bisphenol; Mineral water; Plastic packaging; Storage conditions.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Estrutura Química do Bisfenol A15
Figura 2	Fórmula química do tereftalato de polietileno (PET)19
Figura 3	Síntese de reação na formação do Policarbonato20
Figura 4	Síntese de reação na formação do Polipropileno21
Figura 5	A estrutura amorfa de sílica vítrea (SiO2) em duas dimensões23
Figura 6	Síntese do Polietileno a partir da polimerização do etileno24
Figura 7	Síntese do PVC a partir da polimerização do monômero cloreto de vinila25
Figura 8	Síntese do BPA através da condensação entre duas moléculas de fenol e uma de
	acetona
Figura 9	Bisfenol F (4,4'-dihidroxi-2,2-difenilpropano)30
Figura 10	Fórmula Química do Bisfenol S (4,4'-Sulfonildifenol)31
Figura 11	Fórmula Química do Bisfenol AF (2,2-Bis(4-hidroxifenil)hexafluoropropano)32
Figura 12	Bisfenol C (2,2-bis(3-metil-4-hidroxifenil)propano)
Figura 13	Fórmula Química do Bisfenol E (1,1-bis (4-hidroxifenil) etano)34
Figura 14	Fórmula Química do Bisfenol B (2,2-bis(4-hidroxifenil)butano)36
Figura 15	Fórmula Química do Bisfenol AP (1,1-bis(4-hidroxifenil)-1-feniletano)37
Figura 16	Armazenamento inadequado de embalagens retornáveis de água mineral no Estado
	do Amapá - Brasil (2018)44
Figura 17	Fórmula Estrutural do Colesterol45
Figura 18	Conversão do colesterol para pregnenolona46
Figura 19	Possíveis caminhos do acetil-CoA46
Figura 20	Estrutura Química do Dietilestilbestrol
Figura 21	Fluxograma da busca e seleção dos artigos com base no diagrama PRISMA52
Figura 22	Número de amostras de água mineral analisadas (N) por ano de publicação55
Figura 23	Artigos científicos incluídos no estudo (1 a 57) com o número de amostras analisadas
	em cada um deles (eixo y)56
Figura 24	Distribuição das amostras de água mineral analisadas por país de origem da
	publicação57

Figura 25	Distribuição proporcional dos artigos publicados por país, no período de 2012 a 2022
Figura 26	Tipo de Bisfenol (dentre os 11 citados) investigados nas 599 amostras de água (2 BPP + 1 BPC + 1 BPM=4 identificados como um grupo no gráfico em cor verde)59
Figura 27	Concentrações de BPA detectadas em amostras de água mineral mantidas em
	embalagens confeccionadas com diferentes materiais. (a) numero de amostras nas
	diferentes faixas de concentração; (b) percentual de amostras nas diferentes faixas
	concentração
Figura 28	BPA em água mineral envasada em diferentes tipos de materiais separadamente.
	Embalagens de: (a) e (b) PET; (c) e (d) material não informado (n.i.); (e) e (f) PC;
	(g) e (h) PP60-64
Figura 29	Número total de amostras de água mineral envasada analisadas e tempo de
	armazenamento (de 0 a 480 dias)69
Figura 30a	Níveis medianos (ng L ⁻¹) de todos os bisfenóis em água mineral em função do tempo
	de armazenamento em todas as embalagens (na sombra)70
Figura 30b	Níveis medianos (ng L ⁻¹) de BPA em função do tempo de armazenamento (dias) em
	embalagens de PC
Figura 30c	Níveis medianos (ng L ⁻¹) de BPA em função do tempo de armazenamento (dias) em
	embalagens de PET 71
Figura 31	Condições de armazenamento (em relação à incidência da luz) das garrafas que deram
	origem às amostras analisadas
Figura 32a	Níveis de BPA analisado em água mineral em embalagens de PET armazenadas no
	escuro ou sob a incidência da luz solar e tempo de armazenamento (dias). * tempo de
	armazenamento não informado
Figura 32b	Níveis de BPA em embalagem de PC armazenadas no escuro ou sob incidência da
C	luz solar em diferentes tempos de armazenamento. * Tempo de armazenamento não
	informado
Figura 33	Temperaturas médias de armazenamento das águas minerais envasadas 77
Figure 34	nH informado de 136 amostras de água mineral de um total de 500 amostras
1 15010 57	analisadas
	analisadas

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Propriedades físico-químicas e atividades estrogênicas dos bisfenóis26
Tabela 2	Histórico dos marcos legais internacionais de controle do BPA nos alimentos40
Tabela 3	Número de amostras (N total=599) e concentrações (ng L ⁻¹) de cada tipo de bisfenol encontrado em água mineral
Tabela 4a	Estatísticas descritivas para as concentrações (ng L ⁻¹) de BPA e seus análogos detectadas em água mineral envasada nas garrafas de distintos materiais (N=599)65
Tabela 4b	Estatísticas descritivas para as concentrações (ng L ⁻¹) de BPA detectadas em água mineral envasada nas garrafas de distintos materiais (N=469)66
Tabela 5	Teste de Mood: Comparação entre conc. de BPA (ng L ⁻¹) na água: garrafas de PC e PET.)
Tabela 6	Teste de correlação de Pearson (Concentração de BPA x Tempo de Armazenamento)
Tabela 7	Teste de Mood (comparação entre as medianas): Bisfenol (ng L ⁻¹) em garrafas de Policarbonato (N=48)
Tabela 8	Teste de Pearson (Concentração do Bisfenol x Temperatura de Armazenamento)78
Tabela 9	Estatística descritiva para pH das amostras analisadas79
Tabela 10	Teste de Pearson: Correlação entre pH e concentração de BPA na água-garrafas PET
Tabela 11	Número de Amostras por método analítico de determinação dos bisfenóis nas amostras que constituíram o presente estudo
Tabela 12	Número de amostras e método utilizado para extração/preparo

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACC	Conselho Americano de Química
BPA	Bisfenol A
BPAF	Bisfenol AF
BPAP	Bisfenol AP
BPB	Bisfenol B
BFC	Bisfenol C
BFE	Bisfenol E
BFF	Bisfenol F
BFP	Bisfenol P
BFS	Bisfenol S
BFZ	Bisfenol Z
CECs	Contaminantes de preocupação emergente
DES-HF-LPME	Microextração de Fase Líquida de Fibra Oca Baseada em Solvente
	Eutético Profundo
DE	Desregulador Endócrino
EFSA	Autoridade Europeia para a Segurança Alimentar
UE	União Européia
GC-MS	Cromatografia Gasosa-Espectrometria de Massa
GC-MS/MS	Cromatografia Gasosa-Espectrometria de Massa em Tandem
HDPE	Polietileno de alta densidade
HPLC	Cromatografia líquida de alta performance
IBWA	Associação Internacional de água engarrafada
LC-MS	Cromatografia Líquida-Espectrometria de Massa
LC-MS/MS	Cromatografia Líquida-Espectrometria de Massa em Tandem

LOD	Limite de Detecção do Método
LOQ	Limite de Quantificação do Método
LPME	Microextração em Fase Líquida
MISPE	Extração de fase sólida de impressão molecular
МРО	Micropoluentes orgânicos
MSPE	Extração Magnética em Fase Sólida
NWQL	Laboratório Nacional de Qualidade da Água
PC	Policarbonato
PE	Polietileno
РЕТ	Politereftatalato de etileno
PP	Polipropileno
PVC	Cloreto de polivinila
SML	Limite específico de migração
SPE	Extração em Fase Sólida
SSLPME	Microextração de fase líquida com solvente comutável
TDI	Ingestão Diária Tolerável
UPLC-FLD	Cromatografia líquida de ultra desempenho com detecção de
	fluorescência
USGS	Pesquisa Geológica dos Estados Unidos

SUMÁRIO

INTRODUÇ	ČÃO	15
1. REVISÃO) BIBLIOGRÁFICA	18
1.1 Materi	al das Garrafas de Água Mineral	18
1.1.1 T	ereftalato de Polietileno (PET)	19
1.1.2 P	olicarbonato (PC)	19
1.1.3 P	olipropileno (PP)	21
1.1.4 V	idro (Glass)	22
1.1.5 P	olietileno (PE)	23
1.1.6 P	olicloreto de Vinila (PVC)	24
1.2 Tipos	de Bisfenóis	26
1.2.1	Bisfenol A	
1.2.2	Bisfenol F	
1.2.3	Bisfenol S	31
1.2.4	Bisfenol AF	
1.2.5	Bisfenol C	
1.2.6	Bisfenol E	34
1.2.7	Bisfenol B	
1.2.8	Bisfenol AP	
1.3 A Indí	stria da Água Mineral	
1.4 Limite	s para o Consumo de Bisfenol: Entendendo as Recomendações de Segurança	
1.5 Norma	s de Comercialização da agua mineral no Brasil	43
1.6 Materi	al de Produção das Garrafas de Água Mineral: Potenciais Impactos sobre a Saú	ıde 44
1.7 Mecan	ismo de Ação do Bisfenol A: Impacto sobre Hormônios Esteroides	45
2. OBJETIV	OS	50
Objetivo (Geral	50
Objetivos	Específicos	50
3. METODO	DLOGIA	51
3.1 Revisã	o bibliográfica com abordagem sistemática	51
3.2 Seleçã	o das publicações – critérios de elegibilidade	51

	3.3 Compilação de Dados e Informações: Aplicação da Estatística Descritiva	. 52
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	. 55
	4.1 Distribuição de Amostras por Ano e por Publicação	. 55
	4.2 Origem geográfica das publicações incluídas	. 56
	4.3 Tipos de bisfenóis analisados nas amostras de água	. 57
	4.4 Material de confecção da embalagem vs presença de bisfenóis na água mineral envasada	. 59
	4.5 Fatores contribuintes para a contaminação por bisfenóis da água mineral envasada	.67
	4.5.1 Tempo de armazenamento e concentração de bisfenóis na água envasada	. 68
	4.5.2 Incidência de luz e concentração de bisfenois na água mineral envasada	.72
	4.5.3 Temperatura de armazenamento e concentração de bisfenóis na água envasada	.76
	4.5.4 pH da água mineral analisada e concentração de BPA na água envasada	.78
	4.6 Métodos analíticos aplicados para detecção/quantificação dos bisfenóis	. 80
	4.7 Preparo das amostras aplicados para detecção/quantificação dos bisfenóis	. 83
	4.8 Falta de Informação e Limitações de Estudo	. 84
5.	CONCLUSÕES	. 86
6.	RECOMENDAÇÕES PARA PESQUISAS FUTURAS	. 88
R	EFERÊNCIAS	. 89
A	PÊNDICE A	105

INTRODUÇÃO

Com a rápida industrialização e urbanização, vários contaminantes emergentes (CEs) ou micropoluentes (MPs), incluindo produtos de cuidados pessoais (PCPs), compostos farmaceuticamente ativos (PACs) e compostos desreguladores endócrinos (EDCs) têm sido observados presentes no ambiente aquático nas últimas décadas (FREITAS, 2020).

Esses contaminantes são substâncias químicas orgânicas que embora não façam parte dos programas oficiais de monitoramento, estão recebendo considerável atenção no campo da pesquisa ambiental devido à sua presença crescente no ambiente aquático e à sua capacidade de causar danos agudos ao meio ambiente e à saúde humana (CASTELO BRANCO, 2020).

Entre eles, os compostos desreguladores endócrinos (EDCs) foram encontrados em quase todos os sistemas aquáticos, incluindo águas subterrâneas, águas superficiais, riachos, lixiviados de aterros sanitários e efluentes industriais. Tais compostos desreguladores endócrinos perturbam o funcionamento do sistema endócrino humano, bloqueando a produção de hormônios naturais ou imitando-os (WESTRUP, 2020).

Dentre os EDCs mais conhecidos, está o BPA, ou Bisfenol A (**Figura 1**), um composto químico orgânico amplamente utilizado na fabricação de plásticos, principalmente policarbonato e resinas epóxi, sendo encontrado em uma variedade de produtos de uso comum, como garrafas plásticas, recipientes de alimentos, revestimentos de latas de alimentos e bebidas, brinquedos, papel térmico entre outros produtos (HAHLADAKIS *et al.*, 2023).

Descobriu-se no entanto, que a exposição ao Bisfenol A (BPA) é responsável por causar problemas reprodutivos e relacionados à fertilidade, como câncer de ovário, câncer uterino, câncer de próstata, câncer testicular e câncer de figado. Devido a esses efeitos devastadores, a presença de BPA em recursos hídricos tornou-se motivo de grande preocupação no campo da pesquisa (RYU *et al.*, 2023).

Figura 1: Estrutura Química do Bisfenol A



O Bisfenol A foi inicialmente descrito pelo químico russo Alexander P. Dianin em 1891, mas seu potencial estrogênico só foi descoberto em 1936 (DIANIN, 1891; DODDS e LAWSON, 1936). Estudos concluíram que a exposição ao BPA está associada a um aumento nos problemas de diabetes tipo 2, doenças cardiovasculares, obesidade infantil e comprometimento cognitivo em crianças devido a distúrbios neurocomportamentais (WANG *et al.*, 2020; DARBRE, 2020).

O BPA, ao se ligar nos receptores estrogênicos (ER) presentes em vários tecidos do corpo, pode desregular o metabolismo dos hormônios esteroides, impactando sistemas como o reprodutor e o nervoso (ZULKIFLI *et al.*, 2021). Sua ação estrogênica pode intensificar a atividade dos macrófagos, reduzir os anticorpos e causar distúrbios imunológicos. Além disso, é conhecido por interferir na diferenciação celular e na função dos mecanismos antioxidantes celulares (AHMAD *et al.*, 2024).

Essas características do BPA levantam preocupações significativas sobre sua segurança e impacto na saúde. Em resposta, diversos países implementaram proibições do uso de BPA em produtos como mamadeiras, visando proteger especialmente as crianças (MANZOOR *et al.*, 2022). Órgãos reguladores, como a EFSA, também estabeleceram limites para o consumo desse composto, refletindo uma crescente preocupação com a exposição humana a ele. Essas medidas destacam a importância de abordar adequadamente os riscos associados ao BPA e implementar estratégias para mitigar seus potenciais efeitos adversos à saúde (LEMUS, 2022; MUSTIELES *et al.*, 2020).

No entanto, as restrições ao BPA resultaram na substituição por compostos semelhantes, como Bisfenol S (BPS), Bisfenol F (BPF) e Bisfenol AF (BPAF), em muitos produtos. Embora esses produtos possam ser rotulados como 'BPA Free', muitos desses análogos podem apresentar atividade estrogênica semelhante ou até superior ao BPA (DEN BRAVER-SEWRADJ *et al.*, 2020). Isso levanta preocupações adicionais sobre os possíveis efeitos adversos à saúde associados a esses substitutos do BPA, destacando a necessidade de uma abordagem abrangente ao lidar com substâncias químicas disruptoras endócrinas (VOM SAAL *et al.*, 2021).

Apesar disso, devido às suas excelentes propriedades mecânicas, como baixa adsorção de umidade e estabilidade térmica, o Bisfenol A continua sendo amplamente utilizado na fabricação de vários outros produtos, incluindo: vidraças de proteção, lentes ópticas, retardadores de chamas, fungicidas, galões de policarbonato e emborrachados (TOKULA *et al.*, 2023)

Apesar de o BPA poder ser excretado pela urina e ter uma meia-vida relativamente curta, estimada entre 4,5 e 15 dias, há a possibilidade de ele ser acumulado no organismo. Além da

exposição pela via alimentar, o BPA também está presente no ar e em produtos que entram em contato com a pele, como cosméticos e papel térmico (AZEVEDO *et al.*, 2023). Além disso, o BPA pode contaminar fetos durante a gravidez nos casos que a mãe é contaminada pelo composto (FILARDI *et al.*, 2020). Dentre todas as vias de exposição possíveis, aquela relacionada aos alimentos é a mais preocupante, pois tem o potencial de afetar um número significativamente maior de pessoas. Isso ocorre principalmente porque a exposição aos alimentos acontece ao longo de períodos prolongados, em doses pequenas, e muitas vezes seus efeitos passam despercebidos (BARAKAT *et al.*, 2023).

Numerosas embalagens de alimentos enlatados e garrafas plásticas de bebidas contêm Bisfenol em sua composição, permitindo o contato direto do composto com o produto. De acordo com Khalili Sadrabad *et al.* (2023), fatores externos como temperatura, exposição à radiação ultravioleta (UV), pH do produto e tempo de armazenamento facilitam a migração do bisfenol dos recipientes para o conteúdo. Essas descobertas suscitam preocupações na comunidade científica e médica, que buscam monitorar constantemente a ingestão desses compostos através de diversos produtos comerciais, incluindo alimentos enlatados, refrigerantes, bebidas alcoólicas e, especialmente a água mineral, a bebida mais consumida em todo o mundo (KHALILI SADRABAD *et al.*, 2023).

De acordo com o Instituto de Água, Ambiente e Saúde da Universidade das Nações Unidas, o mercado global de água engarrafada testemunhou um aumento impressionante de 73% entre 2010 e 2020. As projeções apontam para um crescimento contínuo, com o consumo esperado para saltar de aproximadamente 350 bilhões de litros em 2021 para 460 bilhões de litros até 2030 (EVARIST e BE, 2024)

A crescente e persistente demanda por água engarrafada, vista pelos consumidores como uma alternativa saudável em relação a outras bebidas, é refletida por esse aumento (GREBITUS *et al.*, 2020). Este estudo tem como objetivo analisar sistematicamente o efeito das condições de armazenamento na liberação de Bisfenóis das embalagens para a água mineral em amostras de diferentes materiais de embalagem comercializados globalmente entre 2012 e 2022. O foco é aprofundar nossa compreensão sobre a exposição da sociedade a esses compostos e reconhecer a importância de um monitoramento mais rigoroso para aprimorar as regulamentações de controle desses contaminantes na distribuição global de água mineral.

1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 Material das Garrafas de Água Mineral

A importância do material das garrafas de água em relação à concentração de bisfenois reside nos diferentes comportamentos dos materiais plásticos na liberação desses compostos. O Bisfenol A (BPA) é um componente utilizado na produção de certos tipos de plásticos, como o policarbonato (PC) e algumas resinas epóxi, que são frequentemente usados em embalagens de alimentos e bebidas (HAHLADAKIS *et al.* 2023).

Garrafas de Policarbonato (PC) contêm BPA em sua estrutura, o que significa que há um risco inerente de liberação de BPA na água, especialmente quando as garrafas são expostas a altas temperaturas ou luz solar. Por outro lado, garrafas feitas de polietileno tereftalato (PET) não têm BPA em sua composição, mas podem apresentar outras fontes de contaminação (LI *et al.*, 2024).

A escolha do material da garrafa é crucial para a segurança do consumidor. Alguns materiais plásticos, são escolhidos por sua durabilidade e capacidade de reutilização. No entanto, a reutilização de garrafas de PC por exemplo, pode aumentar a exposição ao BPA devido à degradação do material ao longo do tempo e com o uso repetido (RAHMAN *et al.*, 2021). Embora geralmente utilizadas em embalagens de uso único, alternativas como o PET apresentam uma menor propensão à liberação de BPA. No entanto, é importante manter a atenção devido aos vários casos de contaminação pelo BPA de origem desconhecida (DEY *et al.*, 2021).

Em resumo, o material das garrafas de água é um fator crítico na determinação da concentração de bisfenol na água, afetando diretamente a saúde dos consumidores e a conformidade com as regulamentações de segurança alimentar. Escolher materiais apropriados pode minimizar os riscos associados à exposição aos Bisfenóis.

Diante da constatação de que toda água mineral comercializada está vinculada a uma embalagem, torna-se imprescindível aprofundar nossa compreensão não apenas sobre o consumo, mas também sobre o processo de envase desse produto e seus respectivos valores. De acordo com a IBWA, os recipientes mais utilizados no envase de água mineral são de plástico ou vidro. Os recipientes de plástico representam 97,3% do mercado de água engarrafada, enquanto as garrafas de vidro representam 2,3% (IBWA, 2024).

Os recipientes plásticos para água engarrafada mais comuns são feitos de plástico tereftalato de polietileno (PET), policarbonato (PC) e o polietileno (PE). O PET representa 78,8% das garrafas plásticas de água, o PC, 12%, e o PE, 9,2% (IBWA, 2024). No entanto, outros materiais também

podem ser utilizados na fabricação de embalagens plásticas de água, tais como o Policloreto de Vinila (PVC) e o Polipropileno (PP).

1.1.1 Tereftalato de Polietileno (PET)

O tereftalato de polietileno (PET) (**Figura 2**) surge da reação entre o ácido tereftálico e o etileno glicol, resultando em um polímero com ampla aplicação em fibras para tecelagem e na confecção de embalagens destinadas a bebidas.



Figura 2: Fórmula química do tereftalato de polietileno (PET).

Segundo dados da *International Bottled Water Association* (IBWA), o PET desempenha um papel preponderante, representando 78,8% das garrafas plásticas de água distribuídas globalmente. Em contraste, o policarbonato (PC) contribui com 12%, enquanto o polietileno de alta densidade (HDPE) figura com uma participação de apenas 9,2% (IBWA, 2024). No cenário atual, cerca de 7,7% da demanda global de plástico PET, equivalente a 27,64 milhões de toneladas numa produção total de 359 milhões de toneladas, foi direcionada à fabricação de garrafas destinadas a água, refrigerantes, sucos e produtos de limpeza (DA SILVA COSTA *et al.*, 2021).

1.1.2 Policarbonato (PC)

O Policarbonato (PC) (**Figura 3**) é um poliéster linear de ácido carbônico que possui propriedades excepcionais, incluindo alta resistência a impactos, resistência ao calor e estabilidade dimensional (ALMEIDA, 2019).



Figura 3: Síntese de reação na formação do Policarbonato.

Sua síntese é realizada por meio de uma reação de transesterificação entre um composto aromático hidroxilado (BPA) e carbonato de fenil. No entanto, o Policarbonato comercial normalmente é produzido a partir da reação de difenol-propano com cloreto de carbonila, usando um processo interfacial, por ser economicamente mais viável que o processo de transesterificação (WNUCZEK; PUSZKA; PODKOŚCIELNA, 2021).

Segundo Sabet (2023), uma das características físicas do policarbonato (PC) é sua resistência mecânica e térmica, a presença do carbonato em sua estrutura molecular é um dos fatores que faz do PC um dos plásticos mais rígidos e duráveis (SABET, 2023). Portanto, o PC tem sido amplamente utilizado na forma de garrafas retornáveis ou recipientes reutilizáveis, tornando seu uso expressivo na fabricação de garrafões retornáveis utilizados para o envase de água mineral (TSIRONI *et al.,* 2022).

Embora os policarbonatos sejam muito procurados e muito valiosos para as produções industriais, a utilização de policarbonatos está associada ao problema do BPA que está ligado à saúde humana (GARRISON *et al.*, 2021).

A ligação éster existente no policarbonato (**Figura 3**) pode sofrer hidrólise por aquecimento, contato com ácidos ou bases, bem como pelo tempo ou exposição devido ao armazenamento. Além da possível hidrólise do polímero, também pode ocorrer a migração de resíduos de Bisfenol A resultantes da polimerização incompleta durante a fabricação do PC. De qualquer forma, no caso de recipientes de PC destinados a atender alimentos, pode ocorrer migração de Bisfenol A para alimentos e bebidas (PRIOVOLOS e SAMANIDOU, 2023).

Como resultado, em alguns países, incluindo os membros da União Europeia, Canadá e Brasil, o uso de policarbonato em embalagens de alimentos e bebidas, incluindo água mineral, é regulamentado e restrito devido a preocupações com a migração de BPA para o conteúdo (MADANI *e* RASHEDINIA, 2024).

1.1.3 Polipropileno (PP)

O Polipropileno (**Figura 4**) é um tipo de polímero termoplástico amplamente empregado em várias áreas industriais devido às suas características únicas e benefícios distintos. Originado do monômero propileno, que é derivado do gás propano ou do petróleo, esse material é reconhecido pela sua versatilidade e capacidade de se adaptar a diferentes aplicações. Sua leveza combinada com uma resistência considerável faz dele uma escolha preferencial em diversos setores, incluindo embalagens, dispositivos médicos, peças de automóveis, eletrônicos e na produção de fibras têxteis (PAL *et al.,* 2021).

Uma das características mais marcantes do polipropileno é sua excelente relação resistênciapeso, tornando-o particularmente valioso em aplicações onde a redução de peso é crucial, como na indústria automotiva e na fabricação de embalagens. Além disso, ele exibe uma resistência química notável, sendo capaz de resistir a uma ampla gama de produtos químicos, óleos e solventes, tornandoo adequado para uma variedade de aplicações industriais (IRINEU, 2022).

Figura 4: Síntese de reação na formação do Polipropileno.



Outra propriedade importante do polipropileno é sua resistência ao impacto e à fadiga, tornando-o uma escolha popular em peças de engenharia e equipamentos esportivos. Além disso, seu baixo custo de produção em comparação com outros polímeros o torna economicamente viável para uma série de aplicações comerciais e industriais (DE SOUZA *et al.*, 2022).

Apesar de ter sido comercializado desde os anos 1950, o polipropileno só alcançou o topo em termos de consumo por volta dos anos 1990, consolidando-se como o segundo polímero mais utilizado globalmente, abarcando mais de um quarto da demanda total. Em 2016, a China emergiu como o principal produtor de polipropileno, contribuindo com expressivos 27% da produção mundial, enquanto a Ásia como um todo representou 25% do total (FORTUNA, 2020).

A indústria de embalagens é responsável por, pelo menos, a metade do consumo mundial desse polímero, cuja principal utilização está nas embalagens flexíveis, garantindo maior resistência e oferecendo maior tempo de vida à produtos perecíveis. Por ser química e biologicamente inerte, o polipropileno tem autorização do Ministério da Saúde para ter contato com diversos tipos de produtos, incluindo fármacos e alimentos (ALVES, 2020; FORTUNA, 2020).

1.1.4 Vidro (Glass)

O vidro é um material versátil e amplamente utilizado em diversas aplicações devido às suas propriedades únicas. Originado de matérias-primas como areia, calcário e barrilha, o vidro é fabricado por meio de um processo de fusão e resfriamento controlado. Esse material é conhecido por sua transparência, dureza e durabilidade, tornando-o ideal para uma variedade de usos (ZHENG et al., 2020) (**Figura 5**).

Na indústria de embalagens, o vidro é amplamente utilizado devido à sua capacidade de proteger e preservar os produtos embalados. Embalagens de vidro são comuns em alimentos e bebidas, produtos farmacêuticos, cosméticos e outros itens de consumo. Sua inércia química garante que o conteúdo embalado não seja contaminado pelo recipiente, mantendo a pureza e a qualidade do produto (MESQUITA, 2021).

Além disso, o vidro é altamente reciclável e pode ser fundido e reutilizado indefinidamente, tornando-o uma escolha sustentável para embalagens. A reciclagem de vidro reduz a necessidade de matérias-primas virgens e minimiza o impacto ambiental do descarte de resíduos (DELBARI et al., 2024).

Outra característica importante do vidro é sua resistência a fatores externos como umidade, oxigênio e luz, o que o torna ideal para armazenar produtos sensíveis à deterioração (NOGUEIRA *et*

al., 2023). Embalagens de vidro ajudam a prolongar a vida útil de alimentos, medicamentos e outros produtos, protegendo-os contra a degradação causada por fatores ambientais (SARAIVA, 2023).

Apesar de suas muitas vantagens, o vidro também possui algumas limitações, como peso e fragilidade, o que pode aumentar os custos de transporte e manuseio (BRITO, 2019). No entanto, suas propriedades únicas e benefícios ambientais continuam a torná-lo uma escolha popular em muitos setores industriais e comerciais (RAMOS *et al.*, 2021).

Segundo informações da Associação Brasileira de Embalagem - ABRE, a produção de embalagens de vidro encerrou o ano de 2022 com um desempenho positivo. Houve um crescimento de 8% em comparação com o ano anterior, 2021 (ABRE, 2022).

Figura 5: A estrutura amorfa de sílica vítrea (SiO₂) em duas dimensões.



1.1.5 Polietileno (PE)

O polietileno (**Figura 6**) é um dos polímeros mais amplamente utilizados em todo o mundo, com uma presença significativa em uma variedade de indústrias devido às suas propriedades versáteis e acessibilidade. Este material é produzido através da polimerização do etileno e pode ser encontrado em diferentes formas, desde o polietileno de alta densidade (PEAD) até o polietileno de baixa densidade (PEBD) e o polietileno linear de baixa densidade (PELBD) (BRITO e TRINDADE, 2023).

Segundo HÄRTH *et al.* (2020), a distinção entre os tipos de PE está atrelada, especialmente, a densidade, extensão e ao comprimento da ramificação da cadeia, o peso molecular médio e a

distribuição do peso molecular, o que vai danificar o grau de cristalinidade, como também, as propriedades físicas e mecânicas.

Figura 6: Síntese do Polietileno a partir da polimerização do etileno.



Descoberto na Grã-Bretanha em 1933, o polietileno começou a ser comercializado em 1939; considerado um dos plásticos mais vendidos graças às inúmeras vantagens apresentadas – boa transparência, resistência química e à umidade, leveza e flexibilidade, de fácil processamento, não absorve a umidade do ar (não higroscópico) - o que o torna adequado para uma variedade de aplicações de embalagens (MESQUITA, 2021).

O polietileno é amplamente utilizado na produção de sacolas plásticas, filmes para embalagens de alimentos, garrafas e recipientes para produtos químicos, devido à sua capacidade de proteger os produtos embalados contra contaminantes externos - e, dentre os termoplásticos, é considerado o único não tóxico (MESQUITA, 2021; FERREIRA *et al.*, 2019).

Apesar de suas muitas vantagens, o polietileno também apresenta desafios, especialmente relacionados à sua reciclagem. A reciclagem de polietileno pode ser complicada devido à sua densidade, o que torna o material flutuante em instalações de reciclagem. No entanto, esforços contínuos estão sendo feitos para desenvolver métodos mais eficazes de reciclagem de polietileno e promover práticas de consumo mais sustentáveis (NOTARO, 2022).

1.1.6 Policloreto de Vinila (PVC)

O policloreto de vinila ou PVC (**Figura 7**), é um dos polímeros mais amplamente utilizados na indústria devido às suas propriedades versáteis e sua ampla gama de aplicações. Este material é produzido através da polimerização do monômero de cloreto de vinila e pode ser encontrado em

diversas formas, desde rígidas até flexíveis, dependendo da formulação e do processo de produção (LIEBERZEIT *et al.*, 2022).

Figura 7: Síntese do PVC a partir da polimerização do monômero cloreto de vinila



Uma das características mais distintivas do PVC é sua durabilidade e resistência à corrosão, tornando-o adequado para uma variedade de aplicações onde são necessárias propriedades de proteção contra agentes externos. Além disso, o PVC flexível é amplamente utilizado em uma variedade de produtos, incluindo revestimentos de cabos elétricos, mangueiras, filmes plásticos, tecidos e até mesmo brinquedos (LIEBERZEIT *et al.*, 2022).

O PVC também é utilizado na produção de filmes plásticos e embalagens para uma variedade de produtos, incluindo alimentos, produtos farmacêuticos e cosméticos, devido à sua flexibilidade e capacidade de proteção contra umidade e gases. O mercado de PVC (policloreto de vinila) é um dos segmentos mais significativos da indústria de polímeros, com uma presença abrangente em várias aplicações industriais e de consumo. Entretanto, não obstante às vantagens inerentes ao processo de transformação energética, o controle e tratamento dos produtos e substâncias residuais têm concentrado estudos e críticas sob o ponto de vista ambiental sobre a reciclagem do material (RESENDE, 2021).

A combustão de materiais plásticos de PVC mostra sérios problemas de corrosão de equipamentos e de poluição ambiental decorrentes da transformação do cloro contido em sua composição em produtos nocivos, tais como o cloreto de hidrogênio e dioxinas (LU *et al.*, 2023).

Além das dioxinas, outros compostos da decomposição térmica do PVC, como furanos e ftalatos, têm sido recentemente estudados pelos seus efeitos nocivos e formação de compostos de prolongada persistência no meio ambiente. Estes problemas vêm comprometendo a utilização do PVC em materiais de embalagem e outros materiais, apesar de suas excelentes características de maquinabilidade e baixo custo relativo comparado com outras resinas (JIANG *et al.*, 2023).

1.2 Tipos de Bisfenóis

Os bisfenóis são um grupo de compostos amplamente utilizados na fabricação de produtos plásticos em diversos setores industriais, como na construção civil, eletrônicos, medicina, brinquedos e alimentos. Eles são valorizados por suas diversas propriedades, incluindo dureza e durabilidade, transparência, resistência ao calor e capacidade de atuar como barreira contra microrganismos e oxigênio (HAHLADAKIS *et al.*, 2023; KHANDEPARKAR *et al.*, 2024). No entanto, os bisfenóis, assim como outros aditivos plásticos, têm sido cada vez mais detectados em diferentes matrizes ambientais e biológicas. Devido aos efeitos deletérios comprovados sobre a saúde humana e os ecossistemas aquáticos, esses compostos foram classificados como substâncias de origem sintética e desreguladoras do sistema endócrino (EDC) (CAÑADAS *et al.*, 2021). As propriedades físico-químicas dos bisfenois são apresentadas na **Tabela 1.**

Nome do Composto	Acrônimo	CAS	Peso Molecular (g mol ⁻¹)	Solubilidade ^a (mg L ⁻¹)	log Kow ^a	pKaª	Estrogenic potency ^b	Fórmula
Bisfenol A	BPA	80-05-7	228.3	71	3.32	9,6	1.93E-3; 1E-4°; 8E-5 d	C15H16O2
Bisfenol B	BPB	77-40-7	242.3	44	4.13	10,2	5.93E-3; 1E-4°; 8.6E-4 d	C16H18O2
Bisfenol C	BPC	79-97-0	256.3	26	4.643	-	1.29E-3; 1E-4°	C17H20O2
Bisfenol E	BPE	2081-08-5	214.3	99	3.23	-	7.15E-4	C14H14O2
Bisfenol F	BPF	2081-08-5	200.2	200	2.764	7,55/ 10,80ª	7.19E-4; 6.7E-6°; 9E-6 ^d	C13H12O2
Bisfenol P	BPP	2167-51-3	346.5	0.59	6.564	-	1.18E-3	C24H26O2
Bisfenol S	BPS	80-09-1	250.3	350	2.139	8,2	5.5E-5; 9E-6 ^d	C12H10O4S
Bisfenol Z	BPZ	843-55-0	268.4	14	4.87	-	2.12E-3	C18H20O2
Bisfenol AF	BPAF	1478-61-1	336.2	22	3.975	9,2	7.74E-3	C15H10F6O2
Bisfenol AP	BPAP	1571-75-1	290.4	13	4.331	-	8.03E-4	C20H18O2

T I I	1 D	• 1	1 07 .	<i>,</i> .		• 1 1	· · ·	1	1
l a hela	I Prot	nrieda	dec tici	co_a111m10	rac e atu	VIDADEC	estrogenicas	dog	histennis
Lavua	1.110	pricua		co-quillin		viuauco	configundas	uos	0131011013
	1			1			0		

^a Os dados foram baseados em 25 °C, conforme PubChen. ^b CHEN (2016a). ^c NISHIHARA *et al.* (2000). ^d BLAIR *et al.* (2000).

Fonte: WANG et al. (2020).

Com base nas evidências desses efeitos deletérios, vários países têm adotado restrições ao uso e até mesmo banido o BPA em produtos industrializados, especialmente aqueles destinados ao consumo de crianças e recém-nascidos (MARTÍNEZ-GUIJARRO *et al.*, 2024). O Bisfenol A tem sido o principal objeto de estudo nesse contexto. No entanto, atualmente, diversos compostos análogos têm sido detectados, incluindo, mas não se limitando a, Bisfenol B, Bisfenol C, Bisfenol E, Bisfenol AP, Bisfenol P, Bisfenol Z, Bisfenol F, Bisfenol AF e Bisfenol S. Foi verificado que esses análogos do BPA também têm a capacidade de causar, efeitos de desregulação endócrina; alguns desses compostos são até mais tóxicos e menos biodegradáveis do que o BPA, o que prolonga a persistência dessas substâncias no ambiente (tabela 1) (FRANKOWSKI, 2020).

Embora o BPA seja amplamente estudado e o único a ter algum tipo de controle, é crucial examinar o grupo dos bisfenóis de forma independente para aprofundar nossa compreensão de suas aplicações, seus efeitos no organismo e os impactos específicos na saúde humana.

1.2.1 Bisfenol A

O Bisfenol A (2,2- bis(4-hidroxifenil)propano) apresenta um peso molecular de 228 g/mol com solubilidade em água relativamente menor (120– 300 mg L⁻¹) do que fenol ($8,20 \times 104$ mg L⁻¹) a 25 °C. No entanto, sua solubilidade tende a aumentar quando dissolvido em solventes polares orgânicos ou em soluções aquosas de condições alcalinas. Este fenômeno se deve às suas constantes de dissociação (pKa) que variam de 9,6 a 10,2 (SANTOS, 2021). Sua síntese é ilustrada na **Figura 8**.

Figura 8: Síntese do BPA através da condensação entre duas moléculas de fenol e uma de acetona.



O coeficiente de partição octanol-água (Kow) do BPA é a razão logarítmica da concentração de BPA em n-octanol para água em equilíbrio e temperatura especificada que varia entre 2,2 e 3,4. O baixo valor do Kow indica que o BPA é fortemente hidrofóbico e tem baixo potencial de bioacumulação. Como resultado destas propriedades, o BPA torna-se muito tóxico para o ambiente

aquático e organismos que nele habitam, mesmo em pequenas quantidades (ou seja, $1.000-10.000 \ \mu g$ L⁻¹) (KATARIA, 2022).

A exposição excessiva ao BPA pode ser danosa para os seres humanos, sendo classificado como um disruptor endócrino. Destaca-se sua capacidade de se ligar aos receptores de estrogênio (ER α e ER β), com uma dose mínima efetiva de 10-20 nM, o que pode influenciar o desenvolvimento de doenças relacionadas ao estrogênio, como a infertilidade feminina (DIAS *et al.*, 2024).

A atividade estrogênica do Bisfenol A foi descoberta incidentalmente por pesquisadores da Universidade de Stanford durante um experimento com leveduras. Eles observaram que, após a autoclavagem dos meios de cultura em frascos de Policarbonato, uma atividade estrogênica surgiu. Após diversos testes, ficou evidente que essa atividade não era proveniente da levedura, mas sim do frasco utilizado. A substância foi então purificada e identificada como Bisfenol A. Aproximadamente 2-3 mg L-1 foram detectados em água autoclavada (DODDS e LAWSON, 1936).

O BPA possui uma meia-vida em torno de quatro dias na água e no solo, sendo menor no ar devido à sua baixa volatilidade. Isso o coloca em uma posição ambígua em relação à classificação como poluente orgânico persistente (POP). Apesar de sua meia-vida relativamente curta, que varia entre 4,5 e 15 dias, o BPA é capaz de se acumular no organismo e contribuir para o desenvolvimento de doenças dependentes de hormônios, como câncer de próstata e de mama (JOZKOWIAK *et al.*, 2022). Além disso, o BPA pode causar tumores, estresse oxidativo e danos ao figado devido à disfunção mitocondrial, reação de peroxidação lipídica, inflamação, apoptose e morte celular (CIMMINO *et al.*, 2020; KHAN *et al.*, 2022).

As principais vias de exposição do meio ambiente e consequentemente dos organismos vivos ao BPA ocorrem por meio da ingestão devido à baixa solubilidade do Bisfenol A em água, que está na faixa de 120 a 300 mg L-1 a 25 °C (ARAUJO *et al.*, 2020). Contudo, a absorção do BPA pelo organismo também pode ocorrer através do contato com a pele e da respiração bem como pela mucosa oral (MANZOOR *et al.*, 2022).

Na via dietética, o BPA é encontrado na forma não conjugada, o que causa menos danos em comparação com sua forma livre, encontrada principalmente no papel térmico. Esta forma livre possibilita a concentração de BPA na corrente sanguínea, onde atua de modo biologicamente ativo, podendo ativar os receptores de estrogênio. Isso acontece porque o bisfenol A livre não é transportado para o figado, onde se liga ao ácido glucurônico através da enzima hepática uridina difosfonato glucuronosiltransferase (UGT), formando o glucuronídeo de BPA (BPA-G), uma substância solúvel que permite sua eliminação pela urina em um período de cinco a seis horas (DIAS *et al.*, 2024;

JEŠETA *et al.*, 2021). Em doses orais de 50 a 100 µg/kg de peso corporal, acima do TDI, a eliminação ocorre em 24 horas (DIAS *et al.*, 2024).

Além de afetar o sistema reprodutor, incluindo a indução e alteração da esteroidogênese, o BPA também pode prejudicar as células β pancreáticas, comprometendo a secreção insulínica e a liberação de glucagon. Ele também pode interferir na síntese, metabolismo e transporte de hormônios da tireoide, além de estimular a adipogênese no tecido adiposo. Os efeitos do BPA variam de acordo com a via de exposição, seja por inalação, ingestão ou contato dérmico (AKASH *et al.*, 2020; MANIRADHAN e CALIVARATHAN, 2023).

O Bisfenol A se destaca no mercado mundial devido ao seu amplo uso pela população, sendo empregado principalmente como monômero intermediário na fabricação de policarbonato e resinas epóxi. Esses materiais são utilizados para revestir algumas latas de alimentos de metal devido às suas excelentes propriedades mecânicas, como solubilidade moderada em água, baixa volatilidade e baixa pressão de vapor, proporcionando maior resistência, flexibilidade e estabilidade aos produtos finais (WANG, 2021).

Impulsionado pela demanda das indústrias, o Bisfenol A é usado principalmente (cerca de 95%) na produção de polímeros sintéticos, sendo considerado atualmente uma das substâncias mais utilizadas no mundo (HUELSMANN *et al.*, 2021). Além disso, o BPA está entre os mais compostos altamente produzidos e consumidos globalmente, sendo adicionado a vários produtos, incluindo: vidraças de proteção, lentes ópticas, tampas de garrafas, retardadores de chamas, fungicidas, papel térmico e emborrachados (KATARIA, 2022).

De acordo com o relatório "Relatório e previsão de mercado global de bisfenol A (BPA) 2021–2026", o mercado global de BPA atingiu US\$ 10,92 bilhões em 2020. Devido ao aumento da demanda por BPA na indústria automotiva, a Taxa Composta de Crescimento Anual (CAGR) esperada do mercado de BPA pode ser de 7,8% entre 2021 e 2026. Seu valor de mercado global pode chegar a cerca de US\$ 30,62 bilhões até 2026 (RESEARCH AND MARKETS, 2023).

1.2.2 Bisfenol F

O Bisfenol F (BPF) (**Figura 9**), também conhecido como 4,4'-dihidroxi-2,2-difenilpropano, é um dos análogos mais prevalentes do Bisfenol A (SOARES, 2022). É comumente empregado em uma variedade de produtos, incluindo produtos de higiene pessoal, maquiagens, loções, cremes dentais, notas, folhetos, ingressos, envelopes, notas fiscais e na fabricação de revestimentos para embalagens de alimentos. Isso se deve à sua menor viscosidade e melhor resistência a solventes em comparação

com o BPA (ADHIKARY *et al.*, 2023). No entanto, o uso generalizado do BPF levanta preocupações significativas relacionadas aos seus possíveis impactos ambientais e à saúde humana, devido à poluição ambiental, bioacumulação e lixiviação de materiais de embalagem (SOARES, 2022).





Embora as normas e controles regulatórios atualmente se concentrem apenas no Bisfenol A, o BPF é um desregulador endócrino que afeta negativamente diversos sistemas internos, incluindo os sistemas nervoso, endócrino e reprodutivo (ALHARBI *et al.*, 2022; NGUYEN *et al.*, 2022).

O BPF pode se acumular no organismo e apresenta efeitos estrogênicos e androgênicos, além de impactos adversos na tireoide e em parâmetros fisiológicos e bioquímicos. Foi observada associação entre o BPF e o aumento do tamanho do útero, bem como o aumento do peso dos testículos e das glândulas (MUSTIELES, 2020; GORINI *et al.*, 2020).

O BPF, assim como o BPS, é metabolizado por várias enzimas, incluindo UGTglicosiltransferase, sulfotransferase e glutationa-S-transferase (GST), e também é metabolizado via citocromo P-450 (CYP450), resultando na produção de metabólitos orto e meta-hidroxilados, de maneira semelhante ao BPA (RAMÍREZ *et al.*, 2021; YU *et al.*, 2021). Um estudo recente revelou que larvas de Drosophila melanogaster expostas ao BPF e ao BPS apresentaram aumento da atividade do CYP450, sugerindo a produção de metabólitos altamente oxidativos, capazes de induzir estresse oxidativo (MUSACHIO et al, 2023).

Assim como o BPA, o BPF, quando absorvido oralmente, é distribuído pelo organismo e pode atravessar a barreira placentária para o feto. Ele é subsequentemente desintoxicado por conjugação com ácido glucurônico e sulfato e excretado principalmente como conjugado de sulfato hidrofílico (AKASH *et al.*, 2023). Um estudo conduzido em Wuhan, China, revelou que mulheres grávidas apresentaram as maiores taxas de detecção e concentração de BPF (94,72%, 1,74 µg L⁻¹) em suas amostras de urina em comparação com BPA (79,25%, 0,72 µg L⁻¹) e BPS (90,06%, 0,30 µg L⁻¹) (ZHANG *et al.*, 2019).

Apesar de sua ampla utilização na indústria, a falta de regulamentação adequada resultou em uma atenção limitada sobre o BPF, criando lacunas no conhecimento sobre seus impactos na saúde e no ambiente (PITANGA, 2022). Portanto, é crucial aprofundar a compreensão dos riscos associados à saúde humana e ambiental relacionados ao Bisfenol F (BPF) e promover o desenvolvimento de normas futuras, bem como a implementação de medidas de controle e monitoramento através de pesquisas adicionais.

1.2.3 Bisfenol S

O Bisfenol S (4,4'-Sulfonyldiphenol), emergiu como uma alternativa ao Bisfenol A (BPA) devido à falta de regulamentação do composto. Com uma fórmula química C12H10O4S (**Figura 10**), o Bisfenol S (BPS) consiste em dois grupos hidroxifenil conectados por um grupo sulfonil.

Figura 10: Fórmula Química do Bisfenol S (4,4'-Sulfonildifenol).



O BPS atua como monômero em polímeros sintéticos, como polietersulfona (PES) e polissulfona (PSU), além de resinas epóxi utilizadas em contato com alimentos (SEEWOO *et al.*, 2023). O PES substituiu os policarbonatos à base de bisfenol A em mamadeiras plásticas e as resinas epóxi à base de BPA em latas foram substituídas por BPS (CHANG, 2023). O BPS também é empregado em papéis térmicos e foi identificado em embalagens de alimentos recicladas e em papéis destinados a embalagens de alimentos (CHANG, 2023).

Infelizmente, em termos de propriedades desreguladoras do sistema endócrino, tanto o BPA quanto o BPS possuem potências estrogênicas comparáveis, com uma afinidade de ligação ao receptor de estrogênio muito menor do que o estradiol (LIN *et al.*, 2021). De acordo com An *et al.* (2021), o BPS promove um efeito negativo nos processos de esteatose e obesidade, além de ter um efeito adverso na expressão gênica e ser carcinogênico para os organismos (LIN *et al.*, 2021; AN *et al.*, 2021).

O BPS também é menos degradável ambientalmente em comparação com outros bisfenóis devido a existência do grupo sulfonil no BPS. Como consequência, os níveis de BPS em

biomonitoramento e sedimentos vem aumentando devido à substituição do BPA pelo BPS (FRANKOWSKI *et al.*, 2021).

Apesar das pesquisas existentes sobre o BPS, ainda há uma falta de dados abrangentes e conclusivos sobre seus efeitos a longo prazo tanto em seres humanos quanto em ecossistemas. A complexidade das interações entre o BPS e sistemas biológicos, juntamente com a sua presença cada vez mais disseminada em produtos de consumo e no meio ambiente, destaca a necessidade premente de pesquisas adicionais para avaliar adequadamente os riscos associados ao uso desse composto e para configurar novas políticas regulatórias.

1.2.4 Bisfenol AF

O Bisfenol AF (BPAF) (**Figura 11**) é um composto orgânico fluorado análogo ao bisfenol A no qual as diferenças estruturais entre o BPAF e o BPA são determinadas pela presença de um grupo trifluorometil (CF3) ou metil (CH3), respectivamente.

Figura 11: Fórmula Química do Bisfenol AF (2,2-Bis(4-hidroxifenil)hexafluoropropano)



O Bisfenol AF (BPAF) é amplamente utilizado como reticulador em fluoroelastômeros, eletrônicos, fibras e outras aplicações especiais de polímeros, incluindo fibras plásticas e guias de onda (KE, 2022). Devido ao seu uso generalizado, o BPAF também é utilizado em embalagens para bebidas e alimentos. No entanto, apesar de sua ampla aplicação, há preocupações sobre seus potenciais efeitos adversos à saúde humana devido à sua toxicidade (KE, 2022; LIU *et al.*, 2021).

Uma pesquisa realizada por Huang *et al.* (2021) confirmou que o BPAF exibe efeitos estrogênicos mais potentes através da via do receptor de estrogênio. O BPAF atua de forma diferente do BPA nos receptores hormonais, ativando o receptor relacionado com estrógeno alfa (ERR- α) e desativando o ERR- β , ao contrário do BPA que se liga ao ERR- γ . De fato, o BPAF tem uma afinidade significativamente maior com o ERR- α e o ERR- β do que o BPA (HUANG *et al.*, 2021; LEI *et al.*, 2021).

Um outro estudo recente realizado na China relatou que o BPAF foi detectado em 75% das amostras de urina de mulheres grávidas, com a maior concentração de até 3,31 ng/mL (VARGHESE *et al.*, 2022). Pan *et al.* (2020) relatou a detecção de BPAF em 100% das amostras de plasma materno, plasma do cordão umbilical e placenta de mulheres no sul da China, com concentrações médias de 13,1, 80,4 e 28,4 pg g⁻¹, respectivamente. Além do plasma do cordão umbilical (PAN *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2020), o BPAF foi detectado no leite materno (JIN *et al.*, 2020), implicando a transferência do BPAF das mães para a prole.

Atualmente há grande preocupação com o risco à saúde do BPAF por causa de sua presença generalizada no corpo humano e no meio ambiente, particularmente a potencial persistência ambiental devido à presença de átomos de flúor, que é muito mais eletronegativo e potencialmente reativo do que o grupo CH3 do BPA (RUSCHEL, 2023).

No entanto, poucos estudos abordaram os impactos adversos do BPAF em outros alvos potenciais, como o sistema nervoso e o metabolismo, que foram relatados como suscetíveis à interrupção do BPA na literatura (HAQ *et al.*, 2020).

Embora seja amplamente utilizado em produtos plásticos, dispositivos eletrônicos e fibras ópticas, as pesquisas sobre os potenciais efeitos a longo prazo do Bisfenol AF (BPAF) no meio ambiente e na saúde humana ainda são escassas (CZARNY-KRZYMIŃSKA *et al.*, 2023). A falta de dados abrangentes levanta preocupações sobre a necessidade de mais pesquisas para entender completamente os riscos associados ao BPAF. Essas informações são essenciais para informar e desenvolver regulamentações eficazes para controlar o uso desse composto em embalagens de bebidas e alimentos, visando garantir a segurança à saúde e ao meio ambiente.

1.2.5 Bisfenol C

Bisfenol C, ou 2,2-bis(3-metil-4-hidroxifenil)propano (**Figura 12**), é um composto orgânico utilizado como um substituto comum do BPA na fabricação de polímeros de poliéster como policarbonato, sendo amplamente utilizado em itens diários como garrafas de água, embalagens de alimentos, têxteis entre outros produtos (GRAY *et al.*, 2019; LUCARINI *et al.*, 2020).





o Bisfenol C (BPC) pode ser detectado em bebidas carbonatadas engarrafadas (com a maior concentração de 410 ng L⁻¹) e águas residuais (com a maior concentração de 2560 ng L⁻¹) (LIU *et al.*, 2023). É importante ressaltar que o BPC também foi detectado em amostras humanas, como urina de bebês e crianças pequenas (com a maior concentração de 1,03 μ g g⁻¹ de creatinina) e soro de participantes do sexo feminino (com a maior concentração de 191 ng L⁻¹) (LUCARINI *et al.*, 2020; MILCZAREK-BANACH *et al.*, 2021).

Além disso, o BPC tem potencial efeito na saúde, gerando danos oxidativos, apoptose, malformação espinhal e anormalidades genitais em seres humanos (LIU *et al.*, 2021; GAO *et al.*, 2022). Experimentalmente, o BPC demonstrou atuar como um agonista do receptor de estrogênio e antagonista do receptor de andrógenos em concentrações de ordens de magnitude menores do que outros análogos do bisfenol, incluindo o BPA, potencialmente indicando atividades mais potentes (LIU *et al.*, 2021).

Experimentalmente, o BPC alterou a produção de testosterona no testículo fetal ex vivo de ratos na produção de progesterona, androstenediona, estradiol e testosterona na linhagem celular de adenocarcinoma (GREY *et al.*, 2019). No entanto, a toxicidade do BPC para o desenvolvimento e o seu mecanismo subjacente são pouco estudados (HAN *et al.*, 2022).

A escassez de informações abrangentes suscita preocupações, destacando a necessidade de conduzir mais estudos para uma compreensão completa dos riscos relacionados ao Bisfenol C (BPC). Esses dados são indispensáveis para embasar a elaboração de regulamentações eficazes destinadas a controlar o uso desse composto em embalagens de alimentos e bebidas, com o objetivo de proteger a saúde pública e preservar o meio ambiente.

1.2.6 Bisfenol E

O Bisfenol E (BPE), também conhecido como 1,1-bis (4-hidroxifenil) etano (**Figura 13**), emergiu como um substituto do Bisfenol A (BPA) na produção de plásticos de policarbonato e resinas epóxi, devido às suas propriedades comparáveis (TANI, 2022).

Figura 13: Fórmula Química do Bisfenol E (1,1-bis (4-hidroxifenil) etano)


Assim como o BPA, o BPE atua como um disruptor endócrino, representando potenciais riscos para a saúde humana e o ecossistema (LIU *et al.*, 2021). Sua presença já foi detectada em diversos ambientes, incluindo urina, alimentos, efluentes de esgoto, polímeros odontológicos e papel térmico, com concentrações de até 4 µg g-1 (LIU *et al.*, 2021; ANDUJAR, 2019; DEN BRAVER-SEWRADJ, 2020). Também foi identificado o BPE em águas de nascente, água potável e água engarrafada, embora em concentrações inferiores ao BPA (ZHANG *et al.*, 2019).

Experimentos em ratos machos demonstraram que a exposição ao BPE acelera o início da puberdade e reduz a contagem de espermatozoides, enquanto em peixes-zebra foram registradas malformações morfológicas, como edema pericárdico (PELCH *et al.*, 2019). O BPE pode ser bioacumulado em organismos e sua toxicidade aguda e atividade estrogênica foram relatadas como comparáveis às do BPA (ZHANG *et al.*, 2019).

Um outro estudo realizado por Adegoke *et al.* (2020), revelou concentrações-traço de BPE no soro humano, com efeitos antiandrogênicos observados em testículos humanos, especialmente a uma concentração de 10 µM (ADEGOKE *et al.*, 2020).

Apesar de ter sido adotado como substituto do BPA, o Bisfenol E não recebeu a mesma atenção ou estudo que outros membros da família de bisfenóis. Sendo assim, suas informações são bem escassas quanto ao seu potencial risco a saúde e ao meio ambiente (TANI, 2022). Diante dos riscos potenciais para a saúde humana e o meio ambiente, é crucial direcionar a atenção para a eficiente remoção do BPE do ambiente.

1.2.7 Bisfenol B

O Bisfenol B (2,2-bis(4-hidroxifenil)butano), representado na **Figura 14**, é um análogo do Bisfenol A (BPA) com a distinção de possuir um único grupo metil no carbono central. Ele está atualmente registrado como um aditivo alimentar indireto pela FDA para uso em resinas de contato com alimentos e revestimentos de polímeros (XIAOTONG JI *et al.*, 2023). Recentemente, foi detectado em amostras de alimentos, incluindo bebidas, laticínios, frutos do mar, cereais, carne e frutas (IKHLAS *et al.*, 2019). Além disso, o BPB é utilizado na produção de resinas fenólicas e resinas de policarbonato, sendo preparado a partir do fenol e da metil-etil-cetona (LIGUORI *et al.*, 2020).

A exposição ao Bisfenol B pode ocorrer por meio do contato dérmico, seja por contato com papel térmico ou pelo uso de produtos pessoais, além da inalação nos locais de trabalho e da ingestão de alimentos (BOUSOUMAH *et al.*, 2021). Na China, o BPB foi detectado em diversas amostras de

alimentos e alimentos enlatados, alimentos para bebês e leite (GONZÁLEZ *et al.*, 2020). Também foi frequentemente encontrado no meio ambiente, produtos de higiene pessoal, águas residuais e poeira (CATENZA *et al.*, 2021).

Figura 14: Fórmula Química do Bisfenol B (2,2-bis(4-hidroxifenil)butano).



Entre os bisfenóis, o BPB é um dos menos investigados e detectados, sugerindo suas aplicações especializadas e emissões localizadas (HUANG *et al.*, 2021). Apesar dos dados limitados disponíveis sobre o Bisfenol B, em 5 de maio de 2011, o BPB foi adicionado à lista The Endocrine Disruption Exchange (TEDX) de potenciais "Disruptores Endócrinos" (BAJARD *et al.*, 2021). Wang *et al.* (2021) também revelou que a exposição ao BPB está relacionada a funções reprodutivas masculinas e femininas perturbadas, acúmulo lipídico hepático e efeitos neurotóxicos específicos do sexo (WANG *et al.*, 2021). Os efeitos mais preocupantes do BPB são sua interação com o sistema endócrino, modulando atividades estrogênicas, androgênicas, relacionadas à esteroidogênese, hormônio tireoidiano e outras atividades endócrinas (WANG *et al.*, 2021).

Wu *et al.* (2022) sugeriu em seu estudo que a citotoxicidade e a afinidade de ligação do BPB com o receptor hormonal, como o receptor de estrogênio alfa, são mais fortes do que os do BPA, confirmando que o BPB resulta em efeitos mais tóxicos do que o BPA e exibe uma afinidade de ligação 9 vezes maior com o receptor de estrogênio acoplado à proteína G em relação ao BPA (WU *et al.*, 2022).

É importante destacar também que o BPB ativa fortemente o receptor de estrogênio alfa em células de câncer de mama humano (WU *et al.*, 2022). Um estudo in vivo realizado por Ji *et al.* (2023) mostrou que a exposição ao BPB durante a gravidez está relacionada à endometriose e aumenta o risco de anemia durante a gravidez (JI *et al.*, 2023).

Apesar de seus malefícios a saúde, a escassez de informações detalhadas sobre o Bisfenol B (BPB) evidencia os desafios enfrentados na vigilância e controle da exposição humana a esse composto, especialmente considerando sua presença em variadas fontes alimentares, ambientais e de exposição ocupacional. As recentes descobertas sublinham a necessidade de aprofundar a pesquisa para uma melhor compreensão dos seus efeitos endócrinos e outros impactos na saúde humana.

1.2.8 Bisfenol AP

Bisfenol AP ou 1,1-bis(4-hidroxifenil)-1-feniletano (**Figura 15**) é um importante substituto do bisfenol A, sendo utilizado na produção de plásticos de policarbonato, resinas epóxi, uma variedade de copolímeros e na fabricação de outros produtos diversos (SONG *et al.*, 2019).

Figura 15: Fórmula Química do Bisfenol AP (1,1-bis(4-hidroxifenil)-1-feniletano).



O consumo em larga escala do Bisfenol AP (BPAP) leva inevitavelmente à contaminação ambiental e alimentar e à exposição humana. Há relatos de que o BPAP já está presente em poeira interna, produtos de higiene pessoal, águas superficiais e águas residuais (XIAO *et al.*, 2020; MA *et al.*, 2020). Além disso, o BPAP pode ser liberado dos materiais de embalagem e entrar em bebidas e alimentos quando encontram substâncias ácidas ou alcalinas (YUAN *et al.*, 2020; LI *et al.*, 2024).

O BPAP é um importante desregulador endócrino que causa distúrbios endócrinos devido à exposição prolongada do corpo humano em um ambiente contendo BPAP e afeta negativamente a reprodução e o desenvolvimento humano, as redes neurais, o sistema cardiovascular, o metabolismo e o sistema imunológico (GAMONCHUANG e BURAKHAM, 2021).

1.3 A Indústria da Água Mineral

De acordo com a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), a água mineral natural é definida como:

"Água obtida diretamente de fontes naturais ou por extração de águas subterrâneas, caracterizada pelo conteúdo definido e constante de determinados sais minerais, oligoelementos e outros constituintes considerando as flutuações naturais". A água mineral natural representa a água subterrânea que se forma naturalmente em condições geológicas adequadas em várias profundidades da crosta terrestre e é extraída para a terra por uma ou mais fontes espontaneamente ou por métodos técnicos. É definida com conteúdo mineral, elementos residuais e outros componentes, sendo engarrafada diretamente na fonte e protegida contra quaisquer riscos de contaminação (ZHANG *et al*, 2021b).

A água mineral, representante da água subterrânea que se forma naturalmente em condições geológicas adequadas, é extraída para a terra por uma ou mais fontes, seja de forma espontânea ou por métodos técnicos. Existem diferentes métodos técnicos para extrair água mineral do subsolo. Alguns dos métodos comuns incluem perfuração de poços, captação de nascentes, métodos de drenagem e métodos de extração subterrânea. Esta água é definida por seu conteúdo mineral, elementos residuais e outros componentes, sendo engarrafada diretamente na fonte e protegida contra quaisquer riscos de contaminação (TURHAN, 2021)

No entanto, a presença de contaminantes orgânicos e inorgânicos presentes em matrizes ambientais, inclusive em água subterrânea, assim como ao risco de contaminação através do material de envase podem acontecer (ANDRADE, 2023; CASTELO BRANCO, 2020). Essas condições representam um problema de saúde pública, uma vez que tais compostos não são alvos de controle e monitoramento, sendo a água mineral vendida livremente sem o devido conhecimento da empresa assim como de seus consumidores (ANDRADE, 2023; TURHAN, 2021).

Apesar das preocupações sobre possíveis efeitos negativos devido à possível presença de plastificantes e/ou desreguladores endócrinos que podem estar presentes nas águas minerais engarrafadas, estas continuam a ser amplamente consumidas (PAMPALONI, 2022).

De acordo com o Instituto de Água, Ambiente e Saúde da Universidade das Nações Unidas, o mercado de água engarrafada mundial registrou um crescimento de 73% entre 2010 e 2020, e o consumo está a caminho para aumentar de cerca de 350 bilhões de litros em 2021 para 460 bilhões de litros até 2030 (ONU, 2023).

De acordo com a empresa Tappwater (2024), as maiores marcas de água mineral envasada incluem:

1. Coca-Cola Company (Dasani) é uma empresa multinacional americana de bebidas e fabricante, varejista e comerciante de concentrados e xaropes de bebidas não alcoólicas, com sede em Atlanta, EUA. Suas marcas de água engarrafada incluem Dasani, Ciel, Valpre, Glaceau Smartwater e Vitamin Water ZERO. As vendas totais de água engarrafada em 2022 totalizaram US\$ 4,6 bilhões. O

Greenpeace estima que a Coca-Cola produziu mais de 110 mil milhões de garrafas de plástico em 2022, embora isto inclua todas as bebidas.

2. PepsiCo (Aquafina) é uma empresa multinacional americana de alimentos e bebidas, com sede em Purchase, EUA. Sua principal marca é a Aquafina, vendida globalmente. As receitas de vendas de água engarrafada em 2022 totalizaram US\$ 4,5 bilhões.

3. A Nestlé costumava ser a maior empresa alimentar do mundo, mas vendeu vários dos seus negócios. Nestlé Waters é a divisão de águas da Nestlé. Possui 64 marcas de água engarrafada em vários países. Aproximadamente 7% de todas as vendas da Nestlé são provenientes de água engarrafada. As receitas de vendas apenas de água engarrafada totalizaram US\$ 4,2 bilhões em 2022. Algumas de suas marcas de água mais populares são PureLife (com a maior participação de mercado mundial), Deer Park, Poland Spring, Acqua Panna, San Pellegrino, Perrier, Springs, Water Park, e Linha d'água.

4. A Danone é uma empresa multinacional francesa do setor alimentar com sede em Paris. Sua divisão de água representa cerca de 15% das vendas totais da empresa (US\$ 3,9 bilhões em 2022). As marcas de água mais populares incluem Bonafont e Aqua.

 Hangzhou Wahaha Group Co. Wahaha Water é uma das marcas de água engarrafada mais reconhecidas na China. As receitas anuais de vendas de água engarrafada em 2022 totalizaram US\$ 4,2 bilhões.

Devido à vasta quantidade de água envasada comercializada globalmente, torna-se essencial estabelecer parâmetros mínimos de qualidade para garantir a comercialização desse produto tão crucial. Diante dessa demanda, diversas organizações nacionais e internacionais assumem a responsabilidade pelo controle e normatização da qualidade da água envasada.

1.4 Limites para o Consumo de Bisfenol: Entendendo as Recomendações de Segurança

Atualmente, algumas organizações são responsáveis pelo controle da qualidade de água mineral envasada no mundo, são elas: A Food and Drug Administration dos EUA (USFDA), a Comissão Europeia (EU), e principalmente a Autoridade Europeia para a Segurança dos Alimentos (EFSA), sendo desde 2006, a principal entidade responsável pela avaliação dos padrões internacionais de qualidade dos alimentos.

Ao longo dos anos, a Autoridade Europeia para a Segurança dos Alimentos vem implementando diversas regulamentações em relação ao BPA, conforme **Tabela 2**.

Tabela 2: Histórico dos marcos legais internacionais de controle do BPA nos alimentos.

- 2023 A EFSA publica um parecer científico sobre a reavaliação dos riscos para a saúde pública relacionados à presença de BPA nos alimentos;
 A EFSA e a Agência Europeia de Medicamentos (EMA) publicam conjuntamente um relatório sobre a reavaliação do BPA realizada pela EFSA;
 A EFSA e o Instituto Federal Alemão de Avaliação de Risco (BfR) publicam em conjunto um relatório sobre a reavaliação do BPA realizada pela EFSA;
- 2022 A EFSA realiza uma reunião com a EMA para discutir o projeto de parecer científico da EFSA sobre a reavaliação dos riscos para a saúde pública relacionados à presença de BPA nos alimentos;

São realizadas reuniões técnicas com partes interessadas, Estados-Membros e autoridades competentes internacionais, incluindo o BfR e a *Uinted States Food and Drug Administration* (FDA), para discutir o projeto de parecer científico da EFSA sobre a reavaliação dos riscos para a saúde pública relacionados à presença de BPA em alimentos;

- 2021 A EFSA lança consulta pública sobre o seu projeto de parecer científico sobre a reavaliação dos riscos para a saúde pública relacionados com a presença de BPA nos gêneros alimentícios;
- 2019 Antes de ser aplicada à nova reavaliação do BPA, a metodologia de avaliação do estudo descrita no protocolo de avaliação de risco do BPA de 2017 foi testada em uma seleção de estudos. A fase de testes, seus resultados e o refinamento resultante da metodologia de 2017 são descritos em um relatório científico: Testando a metodologia do protocolo de avaliação do estudo BPA de 2017;
- 2018 Um novo grupo de trabalho de especialistas científicos da EFSA começa a avaliar dados toxicológicos recentes sobre o BPA;
- 2017 Os especialistas da EFSA endossam o protocolo científico para a reavaliação dos perigos do BPA;

A EFSA lança uma consulta pública sobre o projeto de protocolo de avaliação de perigos do BPA. Especialistas da Dinamarca, França, Alemanha, Holanda, Noruega, Suécia e Suíça foram nomeados por seus governos para participar do grupo de trabalho do protocolo, assim como quatro cientistas independentes nomeados pela EFSA;

- 2016 Novos dados confirmam a conclusão anterior da EFSA de que o BPA pode afetar o sistema imunológico em animais, mas as evidências são muito limitadas para tirar conclusões sobre a saúde humana;
- 2015 A EFSA publica uma nova avaliação abrangente da exposição e toxicidade do BPA. Os especialistas da EFSA reduziram o nível de ingestão diária tolerável de 50 microgramas por quilo de peso corporal por dia (μg/kg de peso corporal/dia) para um TDI temporário de 4 μg/kg de peso corporal/dia;
- 2011 A EFSA publica uma declaração sobre o BPA, na sequência de um relatório da Agência Francesa para a Segurança Alimentar, Ambiental e Ocupacional (ANSES);
- ²⁰¹⁰ A EFSA publica uma nova revisão da literatura científica mais recente;
- 2008 A EFSA emite mais pareceres científicos sobre o BPA relacionados com a sua toxicocinética;
- 2006 A EFSA publica sua primeira avaliação de risco do BPA;

Adaptado de: Autoridade Europeia para a Segurança dos Alimentos (EFSA, 2023).

A mais recente recomendação emitida pela EFSA, é o Limite de Ingestão Diária Tolerável (Total Daily Intake - TDI), uma medida utilizada na avaliação de risco de exposição a substâncias químicas, especialmente aquelas presentes em alimentos, água potável, e outros produtos de consumo humano. O TDI é calculado com base na quantidade de uma substância que pode ser ingerida diariamente ao longo da vida sem causar efeitos significativos à saúde (EFSA, 2023).

A EFSA publicou uma reavaliação da segurança do BPA em abril de 2023, reduzindo significativamente seu valor em relação ao estabelecido anteriormente em 2015. Com base em todas as novas evidências científicas avaliadas, os especialistas da EFSA estabeleceram um TDI de 0,2 ng kg⁻¹ de peso corporal por dia, substituindo o valor anterior de 4 μ g kg-1 de peso corporal por dia (EFSA, 2023).

Outra decisão importante foi publicada em 12 de fevereiro de 2018 pela Comissão Europeia, por meio do regulamento 2018/213, reestrutura os requisitos relacionados ao uso e à possível migração de Bisfenol A de materiais em contato com alimentos, estabelecendo o Limite Específico de Migração (Specific Migration Limit - SML). Tal parâmetro estabelece a quantidade máxima

permitida de uma substância específica que pode migrar dos materiais de contato com alimentos para os alimentos em si. Esse limite é definido com base na avaliação do risco à saúde humana e é expresso em miligramas (mg) de substância migrada por quilograma (kg) de alimento (ou simulação de alimento). No caso do Bisfenol A, este valor de SML foi fixado em 0,05 mg kg⁻¹ de alimento (EU, 2018).

No Brasil as principais responsáveis por normatizar a comercialização de alimentos e água mineral envasada é a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) e o Ministério da Saúde. Dentre suas resoluções mais relevantes a respeito da qualidade da água mineral comercializada no país destacam-se:

- RDC n° 41, de 16 de setembro de 2011: Art. 1º Fica proibida a fabricação e importação de mamadeiras para a alimentação de lactentes que contenham a substância bisfenol A [2,2-bis(4-hidroxifenil) propano, CAS 000080-05-7] na sua composição;
 Art. 2º No Anexo II, Apêndice I, item A da Resolução n.105 de 19 de maio de 1999, o texto referente ao limite de migração específica no subitem 11 deve ser substituído por: "Bisfenol A [2,2bis(4-hidroxifenil) propano]: LME = 0,6 mg/kg".
- Resolução RDC nº 173, de 13 de setembro de 2006: Dispõe sobre o Regulamento Técnico de Boas Práticas para Industrialização e Comercialização de Água Mineral Natural e de Água Natural e a Lista de Verificação das Boas Práticas para Industrialização e Comercialização de Água Mineral Natural e de Água Natural;
- Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011: Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.
- Resolução da Diretoria Colegiada RDC Nº 717, de 1° de julho de 2022: Dispõe sobre os requisitos sanitários das águas envasadas e do gelo para consumo humano.

Apesar de diversas normas limitarem ou restringirem o uso do Bisfenol A em alimentos, não existi uma norma que limite a concentração máxima permissível em água mineral envasada. No entanto, como citado por Franse *et al.* (2019), duas variáveis relevantes contribuem para o cálculo de riscos à saúde humana associados a contaminantes presentes na água de consumo são (I) a variação da ingestão hídrica diária em diferentes partes do mundo e (II) o peso corporal que cada indivíduo possui.

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), o padrão de consumo diário de água recomendado é de no mínimo 2,0 L dia⁻¹ para adultos com peso corporal de aproximadamente 70 kg

(VIVAS *et al.*, 2022). Adicionalmente, o Limite Diário de Ingestão (EFSA, 2023) que define a dose tolerável de BPA é de 0,2 ng kg⁻¹ de peso corporal por dia.

Portanto, para um adulto de 70 kg que consome 2,0 L de água por dia, essa água poderia ter uma concentração máxima tolerável de 0.007 μ g L⁻¹ de BPA para se manter dentro do Limite Diário de Ingestão dessa substância. Por outro lado, uma criança de aproximadamente 1 ano de idade, pesando cerca de 10 kg e consumindo em torno de 0,5 L de água por dia (água pura ou utilizada em fórmulas de leite), teria uma concentração máxima tolerável de BPA de 0.004 μ g L⁻¹. Isso implica que uma criança de 10 kg estaria se expondo a uma concentração de BPA aproximadamente duas vezes maior do que um adulto de 70 kg, ambos expostos à mesma quantidade de BPA na água consumida.

Como ainda não existe um limite máximo estabelecido para a concentração de BPA ou seus análogos em água mineral, com base no Limite Específico de Migração tolerável (5 mg kg⁻¹ de alimento) (EU, 2018) sugere-se aqui uma concentração máxima de 50 μ g L⁻¹ de BPA como referência para determinar o limite máximo de concentração tolerável nas amostras analisadas que compõem a presente revisão bibliográfica partindo-se do consumo diário de um adulto de 70 kg.

1.5 Normas de Comercialização da agua mineral no Brasil

De acordo com Meng et al. (2023), tanto o bisfenol quanto outros compostos orgânicos têm a capacidade de migrar facilmente das embalagens plásticas em condições adversas de armazenamento, destacando o tempo e a exposição ao sol como fatores preponderantes nesse processo de lixiviação (MENG *et al.*, 2023). Kaushal (2021) também apresentou dados que indicam que garrafas de água podem ser armazenadas inadequadamente por semanas ou até meses antes do consumo, resultando na liberação de quantidades mais elevadas de contaminantes na água.

No Brasil, a resolução - RDC nº 173, de 13 de setembro de 2006 do Ministério da Saúde, dispõe sobre o Regulamento Técnico de Boas Práticas para a Industrialização e Comercialização de Água Mineral Natural e Água Natural. Neste documento são apresentadas normas de controle de qualidade para água mineral engarrafada, tais como: armazenamento, transporte, rotulagem, entre outros (BRASIL, 2006).

Segundo a Resolução, "Os locais para armazenamento de água mineral natural e água natural devem ser limpos, secos, ventilados, com temperatura adequada e protegidos da luz solar direta para evitar a alteração da água envasada". No entanto, armazenar água engarrafada de

plástico ao ar livre ou exposta à luz solar é uma prática muito comum em mercados de vários países como Iraque e China, incluindo Malásia e Brasil (RAZALI *et al.*, 2021), conforme apresentado na **Figura 16.**

Figura 16: Armazenamento inadequado de embalagens retornáveis de água mineral no Estado do Amapá - Brasil (2018).



Fonte: Site de Notícias SalaesNafes.com²

² Disponível em: < https://selesnafes.com/2018/12/operacao-fiscaliza-condicoes-da-venda-de-aguamineral-no-ap/>. Acesso em 10 mar. 2024.

1.6 Material de Produção das Garrafas de Água Mineral: Potenciais Impactos sobre a Saúde

A avaliação do material de envase na água mineral em relação à concentração de bisfenol é crucial devido ao impacto direto que o tipo de embalagem pode ter na presença desse composto na água. Diferentes materiais de embalagem, como PET (tereftalato de polietileno), PC (policarbonato) e outros plásticos, podem interagir de maneiras distintas com o líquido armazenado, influenciando assim a quantidade de bisfenol que é liberada para a água (SEYHAN *et al.*, 2022).

Em particular, certos plásticos, como o policarbonato, são conhecidos por conter bisfenol A em sua composição. Essa substância pode migrar da embalagem para o conteúdo, especialmente em condições que favorecem a lixiviação, como alta temperatura ou acidez (KHALILI SADRABAD *et al.*, 2023). Portanto, ao escolher o material de envase para água mineral, é essencial considerar não

apenas a segurança do material em si, mas também sua propensão à liberação de bisfenol e outros compostos potencialmente prejudiciais.

Avaliar o material de envase permite identificar embalagens que possam representar um maior risco de contaminação por bisfenol, como aquelas feitas de policarbonato. Além disso, essa análise auxilia na seleção de materiais mais seguros e na implementação de práticas de fabricação e armazenamento que minimizem a exposição do consumidor a esse composto.

Portanto, compreender como o material de envase afeta a concentração de bisfenol na água mineral é essencial para garantir a qualidade e segurança do produto, além de proteger a saúde dos consumidores.

1.7 Mecanismo de Ação do Bisfenol A: Impacto sobre Hormônios Esteroides

O sistema endócrino é responsável por regular predominantemente o corpo humano, produzindo uma variedade de hormônios que são transportados pelo sistema circulatório para células em todo o organismo. Os hormônios esteroides desempenham diversas funções essenciais no corpo humano, incluindo a regulação do metabolismo, o desenvolvimento e crescimento, a regulação da função reprodutiva e a manutenção da homeostase (ALEMANY, 2022).

Os hormônios esteroides presentes nos seres humanos são derivados do colesterol, que, assim como os ácidos graxos, origina-se a partir da acetil-coenzima A (Acetil-CoA), um composto intermediário crucial no metabolismo celular. Esta substância é composta por um grupo acetila de dois carbonos unidos de forma covalente à coenzima A (ALEMANY, 2022).

Entretanto, a síntese do colesterol difere em sua formação. Ela envolve uma série de reações sobre o acetato, que incluem a adição de acetil-CoA, conversão, polimerização e ciclização, culminando na formação do colesterol. Esta estrutura é classificada como esterol (EVTYUGIN *et al.*, 2023). Como ilustrado na **Figura 17**, o colesterol é o principal esterol presente nos tecidos animais.

Figura 17: Fórmula Estrutural do Colesterol.



O colesterol é um tipo de lipídio e possui papel fundamental na síntese de hormônios, bem como na composição de membranas celulares, lipoproteínas, sais biliares e na vitamina D. (STELLAARD, 2022).

Os lipídios possuem função de armazenamento e estrutural, enquanto os hormônios, mais especificamente, apresentam função sinalizadora, funcionando como mensageiros intracelulares (YOON *et al.*, 2021). O órgão no qual ocorre a síntese dos hormônios esteroides varia de acordo com seu tipo: os mineralocorticoides e os glicocorticoides são sintetizados no córtex da glândula suprarrenal e os hormônios sexuais/gonadais são produzidos nas gônadas e na placenta. O ponto em comum é que dependem da entrada de colesterol na célula, onde se converterá inicialmente em pregnenolona (BERG, *et al.*, 2021). Isso pode ser observado na **Figura 18** e **Figura 19** a seguir. A **Figura 18** retrata a conversão do colesterol para pregnenolona, etapa inicial da biossíntese dos hormônios esteroides, enfatizando a região da molécula que se altera conforme as reações. A **Figura 19** apresenta possíveis rotas do do actil-CoA.

Figura 18: Conversão do colesterol para pregnenolona







Fonte: Adaptado de Berg (2021)

O metabolismo dos hormônios pode enfrentar diversos obstáculos, como deficiências e patologias, sendo um deles o encontro com desreguladores endócrinos. Segundo a Environmental Protection Agency - EPA (US EPA, 1997), um desregulador/disruptor endócrino interfere na síntese, secreção, transporte, ligação, ação ou eliminação de um hormônio natural.

Com uma estrutura semelhante ao dietilestilbestrol (DES) (**Figura 20**), o Bisfenol-A é classificado como um desregulador endócrino e possui características estrogênicas, tendo a capacidade de ocupar o sítio de ligação dos receptores estrogênicos ER α e Er β (DIAS *et al.*, 2024).

Figura 20: Estrutura Química do Dietilestilbestrol



O BPA se liga a esses receptores, alterando sua localização e modulando as atividades de transcrição. Apesar de ter uma afinidade menor por esses receptores do que o estradiol ou outros xenoestrogênios ambientais (CIMMINO *et al.*, 2020). Em números, o BPA possui maior afinidade com o ER β , e sua afinidade com o ER α é 10 mil vezes maior que a afinidade do 17- β estradiol por este receptor, 20 mil vezes menor que a do dietilestilbestrol, e de 3 a 700 vezes menor do que a de muitos bifenilos policlorados, compostos orgânicos poluentes presentes no meio ambiente (MAZUREK *et al.*, 2020).

O BPA também foi demonstrado como um potente ativador de receptores de estrogênio não clássicos, como receptores de proteína acoplados a G (GPER) e receptor g relacionado ao estrogênio (ERRg), bem como um ativador para receptor de hormônio tireoidiano e receptor de andrógeno (GALUSZKA *et al.*, 2021).

Chu *et al.* (2018) conduziram uma análise dos efeitos da exposição em baixa dose de bisfenol A na síntese de hormônios da placenta humana. O estudo utilizou células de coriocarcinoma humano expostas a concentrações de 1 a 1000 nM de BPA durante um total de 28 horas, com uma concentração final de 10 μ M. O objetivo foi empregar concentrações que não afetam geralmente a viabilidade celular, avaliada pelo método colorimétrico MTT após diferentes exposições ao BPA, e constatou-se que as células resistiram às concentrações detectáveis de bisfenol em humanos. No entanto, foram observadas alterações na expressão gênica pós-exposição. Os níveis de RNA mensageiro de CYP11A1 e CYP19, assim como os níveis proteicos, diminuíram com o tratamento de BPA, enquanto o gene StAR permaneceu inalterado. Além disso, observaram-se alterações hormonais devido à redução na produção de produtos da esteroidogênese, como progesterona e estradiol, em comparação com as células do grupo controle (não tratado com bisfenol) (CHU *et al.*, 2018).

O equilíbrio dos processos oxidativos e redutores é crucial para a homeostase celular, o desenvolvimento, o crescimento e a sobrevivência, sendo regulado por componentes celulares. O desequilíbrio nesses processos pode levar à geração excessiva de espécies reativas ao oxigênio (ROS), resultando em estresse oxidativo, intimamente ligado à inflamação e associado a doenças imunológicas, metabólicas, envelhecimento, câncer e degeneração neuronal (ZHANG, 2021).

O BPA pode prejudicar a homeostase oxidativa por vias diretas ou indiretas, causando disfunção mitocondrial, aumentando mediadores de oxidação e diminuindo enzimas antioxidantes, alterando vias celulares e induzindo à apoptose (MELI *et al.*, 2020).

A apoptose é um dos principais mecanismos de toxicidade associados aos desreguladores endócrinos (CHEN *et al.*, 2019). O efeito oxidativo causado por poluentes ambientais, incluindo o BPA, é evidenciado pela ativação de espécies reativas ao oxigênio (ROS), confirmada pelo uso de captadores de radicais livres. Por exemplo, a N-acetilcisteína, derivada do aminoácido cisteína e precursora do antioxidante glutationa, pode bloquear o efeito pró-apoptótico do BPA (CHEN *et al.*, 2019).

Devido à mitocôndria ser tanto uma fonte de geração de ROS quanto um alvo dos radicais livres de oxigênio, o acúmulo excessivo de ROS pode diminuir o potencial de membrana mitocondrial (MMP), modificar a permeabilidade da membrana mitocondrial e desencadear a apoptose pela liberação de fatores apoptóticos, como a caspase-3 (proteinase 3 específica do aspartato de cisteinil), Bak1 (antagonista/assassino Bcl-2 recombinante 1), Bax (Bcl-2 -X associado), Bcl-2 (leucemia/linfoma 2 de células B recombinantes) e citocromo C (Cyt C) (YANG *et al.*, 2019; CHEN *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2021).

Wang *et al.* (2021) conduziram um experimento onde cultivaram duas linhagens celulares de neuroblastoma humano por 24 horas em meio contendo soro bovino, penicilina-estreptomicina e sódio piruvatona, tanto na presença quanto na ausência de bisfenóis, EGCG (galato de epigalocatequina, um composto antioxidante fenólico extraído do chá verde) e na combinação de

BPA e EGCG. As células foram expostas a diferentes concentrações de BPA, BPS ou BPB, sendo divididas em quatro grupos: controle (0,1 de dimetilsulfóxido), 10 ou 100 μ M de BPA, 4 ou 8 μ M de EGCG, e o grupo combinado com 10 ou 100 μ M de BPA e 4 ou 8 μ M de EGCG.

A detecção de espécies reativas ao oxigênio foi realizada por meio de ensaios com diacetato de 2,7-diclorofluoresceína, seguido da análise das células por citometria de fluxo para avaliar o MMP (potencial de membrana mitocondrial) e a taxa de apoptose celular. Os resultados indicaram que a exposição ao bisfenol pode aumentar a produção de ROS, diminuir o MMP, induzir maior taxa de apoptose e reduzir a atividade celular, enquanto o EGCG, com sua ação antioxidante, pode mitigar esses efeitos, destacando os impactos adversos do bisfenol por meio de sua atividade oxidativa (WANG *et al.*, 2021).

Além disso, o efeito oxidativo do BPA se manifesta na desregulação do sistema reprodutor masculino, especialmente nos testículos e espermatozoides. A espermatogênese requer ROS para o desenvolvimento, mas os espermatozoides produzem poucas enzimas antioxidantes e geram ROS como subproduto da cadeia de transferência de elétrons nas mitocôndrias. O excesso de ROS pode levar a danos oxidativos, afetando processos do DNA, como transcrição, replicação e condensação da cromatina (SANTIAGO *et al.*, 2021; BALLÓ *et al.*, 2023; CANNARELLA, 2023). O estresse oxidativo é influenciado por condições patológicas e ambientais, como o estilo de vida e a exposição a contaminantes como o BPA, que podem aumentar os níveis de ROS, levando a danos celulares, incluindo nos espermatozoides (SANTIAGO *et al.*, 2021).

No estudo in vitro de Castellini *et al.* (2016), foi confirmado que o BPA induz disfunção mitocondrial apoptótica/pró-oxidativa, afetando a integridade dos espermatozoides. Estes foram expostos a concentrações de 10-800 μ M de BPA por quatro horas, resultando na redução do potencial de membrana mitocondrial, ativação de caspase-9 e caspase-3, diminuição da motilidade e danos oxidativos ao DNA após uma exposição adicional de 20 horas com 300 μ M de BPA (CASTELLINI *et al.*, 2020).

O estudo dos mecanismos de ação do BPA oferece uma visão detalhada dos processos pelos quais este composto pode afetar o organismo humano. Ao analisar suas interações com sistemas hormonais, vias metabólicas e potencial oxidativo, podemos compreender melhor os riscos que o BPA representa para a saúde humana. Essa compreensão é crucial para o desenvolvimento de estratégias de prevenção e mitigação dos efeitos nocivos do BPA e seus análogos, contribuindo para a promoção da saúde e bem-estar da população.

2. OBJETIVOS

Objetivo Geral

A partir de revisão bibliográfica com abordagem sistemática, analisar a concentração de Bisfenóis na água mineral envasada em embalagens confeccionadas a partir de diferentes materiais e relacionar os dados com variáveis relacionadas às condições de armazenamento que potencialmente estão associadas à presença dessas substâncias na água.

Objetivos Específicos

Realizar uma revisão sistemática da literatura científica ao longo de um período de 10 anos (2012-2022) para identificar estudos sobre a presença de Bisfenóis em água mineral envasada em diferentes tipos de materiais;

Comparar as concentrações de Bisfenóis encontradas nos estudos com os limites recomendados por agências internacionais de saúde pública;

Correlacionar as concentrações dos bisfenois encontradas na água e variáveis associadas às condições de armazenamento (tempo de armazenamento, temperatura, exposição à luz, pH, etc);

Identificar lacunas de informação e dados relevantes ausentes nos estudos revisados, especialmente em relação a variáveis consideradas importantes para a presente investigação.

3. METODOLOGIA

3.1 Revisão bibliográfica com abordagem sistemática

Este estudo adotou uma abordagem de revisão sistemática, devido à sua natureza rigorosa e estruturada, visando coletar, analisar e sintetizar as evidências disponíveis sobre uma questão específica de pesquisa. O foco da pesquisa concentrou-se no monitoramento da água mineral envasada quanto à presença de diferentes tipos de Bisfenóis, que incluem: Bisfenol A (2,2-bis(4hidroxifenil) propano), Bisfenol B (2,2-bis(4-hidroxifenil) butano), Bisfenol C (2,2-bis(3-metil-4hidroxifenil)propano), Bisfenol E (1,1-bis (4-hidroxifenil) etano), Bisfenol F (4,4'dihidroxidifenilmetano), Bisfenol P (alpha,alpha'-Bis(4-hydroxyphenyl)-1,4-diisopropylbenzene), Z (1,1-Bis(4-hydroxyphenyl)cyclohexane), Bisfenol AF (2,2-Bis(4-hidroxifenil) Bisfenol hexafluoropropano), Bisfenol AP (1,1-bis(4-hidroxifenil)-1-feniletano) e Bisfenol S (4,4'sulfonilbisfenol). Também foram avaliadas variáveis que poderiam afetar a qualidade da água no que diz respeito à presença de Bisfenóis, incluindo o material de fabricação das embalagens (como diferentes tipos de plástico e vidro), as condições de armazenamento (como temperatura e exposição à luz), o período de armazenamento (em dias) antes da análise da água e o pH da água envasada. Esses dados foram extraídos do texto para uma análise minuciosa e abrangente.

3.2 Seleção das publicações - critérios de elegibilidade

No decorrer de 2022, a revisão foi realizada por meio de uma busca na plataforma de pesquisa SCOPUS. Durante essa busca, o campo selecionado foi "Título do Artigo, Resumo, Palavras-chave". As palavras-chave empregadas foram "Bottled" e "water" e "bisphenol", resultando em um total de 115 resultados encontrados.

Em seguida, foi aplicado um segundo critério de elegibilidade, desta vez levando em conta o ano de publicação, resultando na exclusão de artigos publicados antes de 2012. Um terceiro critério considerou também o tipo de artigo, priorizando artigos de pesquisa que apresentavam dados primários obtidos experimentalmente, com a exclusão de artigos de revisões.

Finalmente, a seleção foi aprimorada por meio de uma leitura detalhada dos artigos, buscando aqueles que estivessem alinhados ao tema proposto e que fornecessem dados relevantes sobre as condições de armazenamento. Isso foi feito para avaliar as principais variáveis relacionadas à alteração na qualidade da água envasada, como a liberação de bisfenóis da embalagem, considerando

aspectos como o tempo e a temperatura de armazenamento, o pH inicial da água e o material utilizado na fabricação da embalagem.

Para confirmar os dados de concentração dos analitos de interesse, conforme informados pelos artigos, foram avaliadas outras variáveis relevantes, tais como limites de detecção e quantificação do método analítico empregado, métodos de extração e preparo da amostra, cartucho utilizado, técnica empregada na análise, desvio padrão, valores de recuperação dos analitos, entre outros.

Ao final da etapa de seleção dos artigos elegíveis para a pesquisa, 57 artigos foram considerados elegíveis para este estudo (**Figura 21**).

Figura 21: Fluxograma da busca e seleção dos artigos com base no diagrama PRISMA.



3.3 Compilação de Dados e Informações: Aplicação da Estatística Descritiva

Dos 57 artigos elegíveis, as devidas informações e dados foram coletados e organizados em uma planilha Microsoft Office Excel, onde as colunas referem-se às variáveis e as linhas, referem-se à cada amostra analisada. Foram identificadas e incluídas as principais variáveis experimentais e seus respectivos valores, como concentração dos compostos, tempo de armazenagem, pH, temperatura de armazenagem, LOD (Limite de Detecção do Método), LOQ (Limite de Quantificação do Método), entre outros.

A tabela elaborada no software Microsoft Excel, contou com **599 linhas (entradas) e 21** colunas (variáveis) (vide APÊNDICE A). Como cada linha representa uma amostra/concentração determinada, nos casos em que os artigos apresentavam vários conjuntos de dados, foram inseridas várias linhas na tabela por artigo.

Para os artigos que reportaram concentrações inferiores ao limite de detecção (LOD), adotouse o cálculo de LOD/2, conforme proposto na literatura (FAŸS *et al.*, 2020). Nos casos em que os artigos apresentaram apenas as concentrações máxima e mínima de Bisfenol, utilizou-se a média entre os valores para os cálculos. O mesmo procedimento foi aplicado a outros valores que não foram expressos como um único dado, como o pH, que em muitos casos foi apresentado apenas com seus valores máximo e mínimo.

Em situações em que os artigos não incluíram todos os dados avaliados na tabela, apenas deixamos em branco os valores ausentes. No entanto, todos os outros dados foram empregados nos testes estatísticos realizados.

Após a criação da tabela, as informações foram salvas em um arquivo do tipo .*csv* e os programas "R" (www.r-project.com) e software comercial Minitab ® foram utilizados para realizar as análises estatísticas.

Com relação às variáveis quantitativas, estatísticas descritivas foram calculadas considerando tanto distribuição normal (ex: média, desvio padrão, erro padrão, etc.) quanto distribuição não paramétrica/normal (ex: mediana, quartis, etc.). Entretanto, tendo em vista que a maioria dos dados referentes às variáveis quantitativas não seguem distribuição normal, pois a distribuição dos valores apresentados não foi simétrico em torno de sua média, para efeito de comparação entre grupos foram aplicadas preferencialmente análises estatísticas não-paramétricas. Para avaliar a relevância estatística das diferenças entre as variáveis quantitativas, empregou-se tanto o teste de comparação entre as medianas de Mood quanto o teste de correlação de Pearson.

O teste de Mood, também conhecido como teste de mediana, é um teste não paramétrico utilizado para avaliar se duas amostras independentes têm mediana igual. Ele é especialmente útil quando se deseja verificar se a associação entre as variáveis é consistente em diferentes estratos de uma terceira variável controladora.

Por outro lado, o teste de correlação de Pearson é um método estatístico usado para medir o grau de associação linear entre duas variáveis contínuas. Ele avalia a direção e a força da relação entre as variáveis, onde um valor próximo de +1 indica uma correlação positiva perfeita, um valor próximo de -1 indica uma correlação negativa perfeita, e um valor próximo de 0 indica ausência de correlação linear.

O valor-p gerado por esse teste auxilia na decisão de rejeitar ou não a hipótese nula em favor da hipótese alternativa. Ele representa a probabilidade de obter um coeficiente de correlação tão extremo quanto o observado, considerando que a hipótese nula seja verdadeira. Essa probabilidade é calculada com base na distribuição do coeficiente de correlação de Pearson sob a hipótese nula.

As análises das associações foram baseadas em intervalos de confiança de 95% em que as variáveis que no modelo final apresentaram valor de p < 0,05 foram consideradas independentemente associadas ao evento. Com base nos testes realizados, os valores encontrados foram classificados em dois grupos: os com significância estatística (p < 0,05) e os sem significância estatística (p > 0,05).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Distribuição de Amostras por Ano e por Publicação

Após a realização dos devidos critérios de elegibilidade e da compilação de dados, um total de 599 amostras analisadas de água mineral contidas nos 57 artigos foram organizadas por ano de publicação no período coberto pela presente pesquisa (2012-2022). A **Figura 22** mostra o número de amostras/dados por ano de publicação.



Figura 22: Número de amostras de água mineral analisadas (N) por ano de publicação.

As 57 publicações que constituíram a revisão sistemática foram numeradas para identificação. A **Figura 23** apresenta o número de amostras em cada uma das 57 publicações (*articles*) incluídas no presente estudo, sendo que o artigo identificado como Nº 47 possuía o maior número de amostras (N=92) e os 16 artigos que possuíam o menor número de amostras analisadas possuíam 1 amostra/cada.



Figura 23: Artigos científicos incluídos no estudo (1 a 57) com o número de amostras analisadas em cada um deles (eixo y).

4.2 Origem geográfica das publicações incluídas

Os 57 artigos avaliados tratavam como tema principal, a qualidade da água mineral envasada proveniente 26 países. A **Figura 24**, ilustra a distribuição percentual de amostras do total de 599 amostras de água analisadas, sendo a Itália o país que apresentou maior numero amostral.

Do total de amostras analisadas, aproximadamente 21% eram provenientes de água mineral comercializada na Itália, 18% na China, 14,5% no Irã, 13,5% na Tailândia. Os demais países contribuíram cada um com no máximo 6 % das amostras analisadas, sendo que o Brasil contribuiu com aproximadamente 8% das amostras. A **Figura 25** ilustra a distribuição geográfica das publicações, sendo a China o país com maior número de publicações.



Figura 24: Distribuição das amostras de água mineral analisadas por país de origem da publicação.

Figura 25: Distribuição proporcional dos artigos publicados por país, no período de 2012 a 2022



Fonte: O autor

4.3 Tipos de bisfenóis analisados nas amostras de água

O BPA foi o bisfenol mais investigado (459 amostras de um total de 599 amostras analisadas equivalendo a aprox. 77%), seguido pelo BPAF (52 amostras 8,7%), BPE (23 amostras 3,8%), BPS (19 amostras 3,2%), BPF (18 amostras 3,0%), BPAP (13 amostras 2,2%), BPB (8 amostras 1,3%) e

BPZ (3 amostras 0,5%), BPP (2 amostras 0,3%), BPC (1 amostra 0,16%) e BPM (1 amostra 0,16%) (Figura 26 e Tabela 3).

Figura 26. Tipo de Bisfenol (dentre os 11 citados) investigados nas 599 amostras de água (2 BPP + 1 BPC + 1 BPM=4 identificados como um grupo no gráfico em cor verde).



Amostras Analisadas por Substância

Tabela 3. Número de amostras (N total=599) e concentrações (ng L⁻¹) de cada tipo de bisfenol encontrado em água mineral.

Substância	Ν	N *	Média	SE	StDev.	Mín.	Q1	Mediana	Q3	Máx.
BPA	459	0	19.965	4.246	90.958	0	5	15	1340	980.000
BPAF	52	0	196,7	47,1	340,0	0,8	0,8	17,5	286,8	1.544,7
BPE	23	0	63,4	34,6	166,2	0,4	0,4	6,3	43,1	779,5
BPS	19	0	8,52	3,52	15,36	0,25	1,15	1,15	10,04	51,45
BPF	18	0	46,1	18,3	77,5	0,8	7,5	16,1	53,3	327,4
BPAP	13	0	2,160	0,786	2,833	0,370	0,370	0,370	4,970	7,400
BPB	8	0	34,4	23,4	66,1	0,5	1,5	3,5	42,9	192,4
BPZ	3	0	3,49	1,42	2,46	1,09	1,09	3,37	6,00	6,00
BPP	2	0	4,46	1,54	2,18	2,91	*	4,46	*	6,00
BPC	1	0	0,4900	*	*	0,4900	*	0,4900	*	0,4900
BPM	1	0	2,8400	*	*	2,8400	*	2,8400	*	2,8400

Legenda: N:Número Amostral; N*:Dados Faltantes; SE: Erro Padrão; StDev: Desvio Padrão; Min.: Valor Mínimo; Q1: Quartil Inferior; Q3: quartil superior.

4.4 Material de confecção da embalagem vs presença de bisfenóis na água mineral envasada

As **Figuras 27** e **Figura 28** apresentam as concentrações de BPA encontradas nas diferentes embalagens de água envasada no presente estudo.

Figura 27: Concentrações de BPA detectadas em amostras de água mineral mantidas em embalagens confeccionadas com diferentes materiais. **(a)** número de amostras nas diferentes faixas de concentração; **(b)** percentual de amostras nas diferentes faixas concentração.



(a)

(b)



Figura 28: BPA em água mineral envasada em diferentes tipos de materiais separadamente. Embalagens de: (a) e (b) PET; (c) e (d) material não informado (n.i.); (e) e (f) PC; (g) e (h) PP.



(a)

60









(e)





1	```
1	A۱
L	21
ľ	D /







De um total de 459 amostras com análise de BPA, 10 (2,2% sendo todas as 10 em garrafas PET) não informavam os teores de BPA; 46 (10,0%) apresentavam teores superiores ou iguais a 25.000 ng L⁻¹ e; 413 amostras (90%) apresentavam teores inferiores a 25.000 ng L⁻¹.

Ocorre que para um adulto de 70 kg que consome no mínimo 2 L de água diariamente, o valor de 25.000 ng L⁻¹ ou superior estaria muito acima do Limite de Ingestão Diária Tolerável (Total Daily Intake - TDI) que é 0,2 ng kg⁻¹ de peso corporal por dia, conforme estabelecido pela EFSA (EFSA, 2023). Para obedecer tal limite e mantendo o volume de água consumido diariamente em 2 L, a concentração máxima de BPA na água deveria ser de apenas 7 ng L⁻¹. Somente 136 amostras (29,6%) das 459 amostras estavam com valores de BPA inferiores a este limite; 10 amostras (2,2%) não informavam os teores de bisfenol e 323 amostras (70,3%) estavam acima do limite. Sendo assim, é notável o risco à saúde humana para adultos de 70 kg, sendo tal risco aumenta, a medida que reduzimos o peso corpóreo para adolescentes e crianças (EFSA, 2023). Exemplificando: para uma criança de 10 kg, o limite de dose diária tolerável de ingestão de BPA seria de 2 ng de BPA por dia, o que implica que uma criança com esse peso que ingere em torno de 0,5 L de água por dia, exigiria que a água apresentasse uma concentração ≤ 4 ng L⁻¹ de BPA.

A Tabela 4 apresenta as estatísticas descritivas para concentrações encontradas para todos os bisfenóis (Tabela 4a) ou para apenas BPA (Tabela 4b) em água mineral engarrafada com diferentes materiais.

Apesar da baixa frequência (6,3%) de amostras acima do Limite Específico de Migração (EU, 2018) aceitável de BPA (50.000 ng L^{-1}) é importante ressaltar que outras vias de contaminação por BPA além da água, tais como a ingestão de alimentos contaminados, por exemplo devem elevar esse valor ingerido.

Embora a presença de BPA na água mineral envasada em garrafas de PET (COSTA, 2021), a fonte exata desse contaminante na água mineral em embalagens de PET permanece incerta, tendo em vista que, a princípio, bisfenóis não fazem parte da composição do PET.

As concentrações de BPA e seus análogos (BFAF, BFAP, BPC, BPE, BPS e BPZ) nas garrafas PET variaram de < LOD a 980.000 ng L⁻¹ (**Tabela 4a**). Como a variável concentração não segue distribuição normal, o mais adequado é referir-se à mediana e não à média.

		• • • •						, , , , , , , , , , , , , , , , , , ,		
Material	Ν	N*	Média	SE	StDev	Mín	Q1	Mediana	Q3	Máx
PET	398	10	18.869	4.650	93.916	<lod< td=""><td>4</td><td>15</td><td>366</td><td>980.000</td></lod<>	4	15	366	980.000
n.i.	89	0	12.964	4.842	45.678	<lod< td=""><td>3</td><td>50</td><td>209</td><td>200.000</td></lod<>	3	50	209	200.000
PC	79	0	840	251	2.232	<lod< td=""><td>1</td><td>7</td><td>440</td><td>12.116</td></lod<>	1	7	440	12.116
PP	15	0	135,9	91,9	355,9	15,0	15,0	15,0	15,0	1340,0
PE	3	0	10,23	5,66	9,81	1,26	1,26	8,72	20,70	20,70
Glass	3	0	18.657	11.403	19.751	4.340	4.340	10.440	41.190	41.190
PVC	2	0	100.000	90000	127279	10000	*	100.000	*	190000

Tabela 4a. Estatísticas descritivas para as concentrações (ng L⁻¹) de **BPA e seus análogos** detectadas em água mineral envasada nas garrafas de distintos materiais (N=599).

n.i. = conc de BPA não informada; N^* = dados faltantes; **Em negrito** = Acima do Limite Específico de Migração (EU, 2018) de BPA de 50.000 ng kg⁻¹ para alimentos transformados para 50.000 ng L⁻¹ de água, valor este usado como referência para determinar o limite máximo de concentração aceitável nas amostras de água.

Com exceção da mediana de concentração de todos os bisfenóis em embalagens de PC (7 ng L⁻¹), as medianas de concentração em todas as outras embalagens estão acima do valor aceitável para um adulto de 70 kg que consuma 2 L de água por dia, considerando-se a nova legislação estabelecida pela Autoridade Europeia para a Segurança dos Alimentos (EFSA, 2023), que define o Limite de Ingestão Diária Tolerável de BPA em 0,2 ng kg⁻¹ de peso corporal por dia. No caso do BPA isoladamente (**Tabela 4b**), as medianas das concentrações de BPA em todas as embalagens estão acima desse valor. Quando analisamos apenas BPA em embalagens também de PC, a mediana da

concentração de BPA foi de 136 ng L⁻¹, valore este que equivale a 20 vezes o Limite Diário de Ingestão tolerável (ESFA, 2023).

Tabela 4b. Estatísticas descritivas para as concentrações (ng L⁻¹) de **BPA** detectadas em água mineral envasada nas garrafas de distintos materiais (N=469).

Material	Ν	N*	Média	SE Média	StDev	Min	Q1	Mediana	Q3	Max
PET	310	10	24.794	6.083	107.103	< LOD	5	15	4.110	980.000
n.i.	67	0	17.217	6.357	52.036	< LOD	17	92	344	200.000
PC	49	0	1353	388	2.718	< LOD	13	136	1484	12.116
PP	15	0	135,9	91,9	355,9	15,0	15,0	15,0	15,0	1.340,0
PE	3	0	10,23	5,66	9,81	1,26	1,26	8,72	20,70	20,70
Glass	3	0	18.657	11.403	19.751	4.340	4.340	10.440	41.190	41.190
PVC	2	0	100.000	90.000	127.279	10.000	*	100.000	*	190.000

n.i. = conc de BPA não informada; N^* = valor não informado; **Em negrito** = Acima do Limite Específico de Migração (EU, 2018) de BPA de 50.000 ng kg⁻¹ para alimentos transformados para **50.000 ng L⁻¹** de água, valor este usado como referência para determinar o limite máximo de concentração aceitável nas amostras de água.

Das 599 observações, 49 amostras eram provenientes de embalagens de policarbonato (PC), representando cerca de 8% das amostras analisadas.

Vale ressaltar que as concentrações de BPA em diferentes marcas de água engarrafada por PC variaram significativamente, provavelmente devido a diferentes materiais que constituem as embalagens de PC, incluindo em alguns casos, material reciclado (WANG *et al.*, 2020), algo que não foi analisado no presente estudo, por total falta de informação nos artigos incluídos na revisão.

Um aspecto revelado pela revisão é que o segundo grupo mais numeroso de amostras com quantificação de BPA (67 amostras, equivalendo a 11,2% do total) (**Tabela 4b**) era proveniente de publicações que não informavam o tipo de material que constituía as embalagens (n.i.) sendo que neste grupo, os teores de BPA variaram de <LOD a 200.000 ng L⁻¹. A ausência da importante informação acerca da composição da embalagem impediu interpretação adequada desses resultados.

A **Tabela 5** apresenta o resultado do teste de comparação entre as medianas (teste de Mood) das concentrações de BPA em garrafas constituídas de PET e de PC que foram os materiais com o maior número de amostras de água analisadas. Houve diferença significativa (p < 0,05) entre as medianas dos 2 grupos, sendo que os teores de BPA em garrafa de PC são bem superiores. Considerando que o PC contém BPA na sua composição, tal resultado já era esperado.

Material	Mediana	N <=	N >	Q3 – Q1	95% CI
		Mediana geral	Mediana geral		Mediana
PET	15,0	185	125	4105,20	(15; 15)
PC	135,8	12	37	1.471,26	(25; 627, 534)
Geral	15,0				

Tabela 5. Teste de Mood: Comparação entre conc. de BPA (ng L⁻¹) na água: garrafas de PC e PET.

Obs: 95,0% *CI para mediana (PC) – mediana (PET): (10;579,916)*

Hipóte	se nula	Ho: As medianas das populações são iguais H1: As medianas das populações não são iguais				
Hipóte	se alternativa					
DF	Chi-Square	P-Valor				
1	21,16	0,000				

4.5 Fatores contribuintes para a contaminação por bisfenóis da água mineral envasada

Os fatores adversos que podem interferir na qualidade final do produto, especialmente quando se trata de água mineral engarrafada, são de grande importância. A embalagem em que a água é armazenada desempenha um papel crucial nesse processo, e condições inadequadas de armazenamento podem agravar a migração de componentes da embalagem para o produto, afetando sua qualidade e segurança (RUSSO *et al.*, 2022).

Segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), o fenômeno pelo qual componentes do material da embalagem são transferidos para os alimentos é denominado migração (Brasil, 2001). Essa migração ocorre devido à interação entre o material da embalagem e o alimento acondicionado, e é influenciada por uma série de fatores físico-químicos.

Entre os fatores que podem potencializar o processo de migração, destacam-se: (a) as características do produto, como seu pH, (b) período de armazenamento, (c) temperatura de armazenamento, (d) exposição à luz solar e aos raios UV e (e) material utilizado na confecção da embalagem (RUSSO *et al.*, 2022). Estes fatores podem influenciar significativamente a quantidade de componentes da embalagem que migram para a água mineral, afetando assim sua qualidade e segurança para o consumo (PRIOVOLOS e SAMANIDOU, 2023).

Portanto, entender e controlar esses fatores é essencial para garantir a qualidade e a segurança da água mineral engarrafada, bem como para cumprir os regulamentos e padrões de segurança alimentar estabelecidos pelas autoridades reguladoras. É fundamental que as indústrias de água mineral e embalagens adotem práticas adequadas de fabricação e armazenamento para minimizar o

risco de contaminação e assegurar a integridade do produto final (RUSSO *et al.*, 2022; PRIOVOLOS e SAMANIDOU, 2023).

4.5.1 Tempo de armazenamento e concentração de bisfenóis na água envasada

Avaliar o tempo de armazenamento da água mineral em relação à sua concentração de bisfenol é de suma importância por várias razões cruciais. Em primeiro lugar, o tempo de armazenamento pode influenciar diretamente na lixiviação de bisfenol das embalagens para a água. Ao longo do tempo, especialmente em condições de armazenamento prolongado, ocorre uma maior interação entre o bisfenol presente nas embalagens plásticas e a água, o que pode levar a uma liberação gradual do composto para o líquido (PRIOVOLOS e SAMANIDOU, 2023). Consequentemente, quanto mais tempo a água permanecer armazenada, maior pode ser a concentração de bisfenol detectada.

Além disso, o tempo de armazenamento também pode afetar a estabilidade do bisfenol nas embalagens. Em embalagens mais antigas ou submetidas a períodos prolongados de armazenamento, o bisfenol pode degradar-se, resultando em uma liberação adicional do composto para a água (VILARINHO *et al.*, 2019; KHALILI SADRABAD *et al.*, 2023). Portanto, é importante compreender como o tempo de armazenamento pode influenciar tanto a liberação quanto a estabilidade do bisfenol nas embalagens de água mineral.

Outro ponto relevante é que o tempo de armazenamento pode ser um indicador do potencial de contaminação por bisfenol ao longo da vida útil do produto (VILARINHO *et al.*, 2019). Se a concentração de bisfenol aumentar significativamente com o tempo de armazenamento, isso pode sugerir a necessidade de revisão das práticas de fabricação, embalagem ou armazenamento para reduzir a exposição dos consumidores a esse composto potencialmente prejudicial (MANZOOR *et al.*, 2022).

Além disso, entender a relação entre o tempo de armazenamento e a concentração de bisfenol na água mineral é fundamental para desenvolver estratégias de mitigação e controle eficazes. Isso pode incluir a implementação de práticas de armazenamento otimizadas, a seleção de materiais de embalagem mais seguros ou a revisão dos processos de produção para reduzir a exposição ao bisfenol (TUMU *et al.*, 2023).

Em resumo, a avaliação do tempo de armazenamento da água mineral em relação à sua concentração de bisfenol é essencial para compreender os fatores que influenciam a presença desse composto, identificar potenciais riscos à saúde e desenvolver estratégias de controle para garantir a segurança e a qualidade do produto para os consumidores. A **Figura 29** mostra o tempo de armazenamento (em

dias) das diferentes amostras analisadas no presente estudo. A grande maioria das amostras teve período de armazenamento inferior a 20 dias.



Figura 29: Número total de amostras de água mineral envasada analisadas e tempo de armazenamento (de 0 a 480 dias).

A **Figura 30a** refere-se à concentração de todos os bisfenóis quantificados na água mineral por tempo de armazenamento (em dias), armazenadas na sombra. As **Figuras 30b e 30c** apresentam as concentrações de BPA em garrafas de PET e em garrafas de PC respectivamente também por tempo de armazenamento.



Figura 30a: Níveis medianos (ng L⁻¹) de **todos os bisfenóis** em água mineral em função do tempo de armazenamento em **todas as embalagens** (na sombra).

Figura 30b: Níveis medianos (ng L⁻¹) de BPA em função do tempo de armazenamento (dias) em embalagens de PC.




Figura 30c: Níveis medianos (ng L⁻¹) de BPA em função do tempo de armazenamento (dias) em

Conforme dados da literatura, a princípio, o tempo de armazenamento pode estar correlacionado diretamente com o aumento da concentração de bisfenol na água engarrafada da embalagem (VILARINHO *et al.*, 2019).

Os resultados na **Tabela 6** foram obtidos através do teste de Pearson e indicam que tanto nas embalagens de PET quanto de PC houve uma correlação positiva estatisticamente significativa (p < 0,05) entre o tempo de armazenamento e o teor de BPA na água. Embora a presença de BPA na água mineral envasada em garrafas de PET (COSTA, 2021), a fonte exata desse contaminante na água mineral em embalagens de PET permanece incerta, tendo em vista que, a princípio, bisfenóis não fazem parte da composição do PET. Hipóteses para explicar tal presença incluem a possibilidade:

- do BPA ser introduzido na água através das tampas das garrafas PET (cujo material de fabricação é o polietileno de alta e baixa densidade (PEAD e PEBD) e poliestireno (PE) (DA SILVA COSTA *et al.*, 2021);
- do BPA estar presente em PET reciclado utilizado na fabricação das garrafas (GINTER-KRAMARCZYK *et al.*, 2022) ou;
- 3. da água mineral já estava originalmente contaminada por esse contaminante tão amplamente encontrado em diferentes matrizes aquosas (COSTA, 2021).

Variável 1	Variável 2	Material	P-valor	Correlação
BPA (ng L ⁻¹)	Armazenamento (dias)	PET	<2.2 x 10 ⁻¹⁶	0.7480727
BPA (ng L ⁻¹)	Armazenamento (dias)	РС	<2.2 x 10 ⁻¹⁶	0.9864656

Tabela 6. Teste de correlação de Pearson (Concentração de BPA x Tempo de Armazenamento).

4.5.2 Incidência de luz e concentração de bisfenois na água mineral envasada

A avaliação da exposição à luz solar da água mineral em relação à sua concentração de bisfenol é importante, devido ao potencial impacto da radiação ultravioleta (UV) na liberação e estabilidade desse composto nas embalagens. A exposição à luz solar pode desencadear reações fotoquímicas nas moléculas de bisfenol presentes nas embalagens plásticas, resultando em uma maior liberação do composto para a água mineral. Além disso, a exposição à luz solar pode acelerar a degradação do bisfenol, convertendo-o em produtos de degradação que podem ser igualmente prejudiciais à saúde (SUN *et al.*, 2021; FANG *et al.*, 2020).

Esses produtos secundários podem ter propriedades químicas diferentes do bisfenol original, tornando-se mais ou menos tóxicos e mais difíceis de detectar ou quantificar. Portanto, a exposição à luz solar pode afetar não apenas a concentração total de bisfenol na água mineral, mas também sua composição química e potencial impacto na saúde (FANG *et al.*, 2020).

As embalagens de água mineral expostas à luz solar podem sofrer alterações físicas, como aquecimento excessivo, deformação ou desgaste, o que pode aumentar a probabilidade de liberação de bisfenol para a água. Compreender como a exposição à luz solar afeta a concentração de bisfenol na água mineral é crucial para avaliar os riscos à saúde associados ao consumo desses produtos (LIN *et al.*, 2020).

A degradação fotooxidativa dos recipientes plásticos para alimentos ou bebidas pela radiação UV também é uma preocupação significativa. Essa degradação pode ocorrer através da formação de radicais livres, cisão da cadeia, reticulação e reações oxidativas secundárias, resultando em alterações nas propriedades mecânicas e redução do peso molecular do polímero (SUN *et al.*, 2021).

A exposição excessiva à radiação UV pode levar ao amarelecimento e fragilização dos recipientes plásticos, contribuindo para a formação de microplásticos. A deterioração dos materiais de embalagem pela radiação UV é uma rota potencial de contaminação de alimentos e bebidas, especialmente quando esses produtos são armazenados ao ar livre por longos períodos (SHOUSHTARIAN e NEGAHBAN-AZAR, 2020). A degradação fotooxidativa dos materiais da embalagem desempenha um papel crucial na contaminação por bisfenol em alimentos e bebidas (REMYA *et al.*, 2023).

A análise da exposição à luz solar da água mineral também é importante para garantir a conformidade com os regulamentos e padrões de qualidade estabelecidos pelas autoridades regulatórias. Muitos órgãos governamentais estabelecem diretrizes específicas para o armazenamento e transporte de produtos sensíveis à luz, incluindo água mineral engarrafada, com o objetivo de minimizar os riscos à saúde e garantir a segurança dos consumidores (TARAFDAR *et al.*, 2022).

A **Figura 31** mostra as condições de armazenamento das garrafas de água mineral em relação à incidência de luz.

Figura 31: Condições de armazenamento (em relação à incidência da luz) das garrafas que deram origem às amostras analisadas.



Do total de 599 amostras analisadas, 352 (59%) são provenientes de garrafas mantidas na sombra (sem incidência da luz solar); 163 (27%) das amostras estavam em garrafas cujas condições de armazenamento não foram informadas (n.i.) nos artigos estudados e; somente 84 (14%) das amostras encontravam-se em garrafas mantidas sob a incidência da luz solar.

A Figura 32a e Figura 32b mostra a concentração de BPA na água em função do material da embalagem e da incidência (ou não) de luz solar e tempo de armazenamento. A Tabela 7 apresenta o resultado do Teste de Mood (comparação entre as medianas) para teores de BPA em garrafas armazenadas na sombra e sob a ação da luz solar. Embora numericamente os teores de BPA na água envasada em garrafas de PC armazenados sob a incidência da luz sejam aprox. 4 vezes superiores, sugerindo que a luz ajuda a liberar BPA da embalagem de PC, o teste não indica que essa diferença é estatisticamente significativa. O número relativamente baixo de amostras e o poder reduzido do teste não-paramétrico aplicado (Mood) provavelmente afetaram o resultado.

Figura 32a: Níveis de BPA analisado em água mineral em embalagens de PET armazenadas no escuro ou sob a incidência da luz solar e tempo de armazenamento (dias). * tempo de armazenamento não informado.





Figura 32b: Níveis de **BPA** em **embalagem de PC** armazenadas no escuro ou sob incidência da luz solar em diferentes tempos de armazenamento. * Tempo de armazenamento não informado.

Tabela 7. Teste de Mood (comparação entre as medianas): Bisfenol (ng L⁻¹) em garrafas de Policarbonato (N=48).

	Mediana			Q3-Q1	95% Mediana CI		
Condições		N <=Mediana	N > Mediana				
Armazen.		geral	geral				
Sombra	4,7	27	22	608,02	(1,15; 121,691)		
Luz solar 25,0		12	17	203,93	(0,268396; 25)		
Mediana ge	eral 7,2						
95,0% CI I	para mediana (Sdw) – mediana (Sun): (-23,85;8,72	2477)			
Hipótese nu	ula	Ho: As me	dianas das popula	ções são igu	ais		
Hipótese al	ternativa	H1: As me	dianas das popula	ções não são	iguais		
DF C	Chi-Quadrado	P-Valor					
1	1,37	0,241					

4.5.3 Temperatura de armazenamento e concentração de bisfenóis na água envasada

Avaliar a temperatura de armazenamento da água mineral em relação à sua concentração de bisfenol é importante, devido ao impacto significativo que a temperatura pode ter na liberação e estabilidade desse composto nas embalagens (SAWADOGO *et al.*, 2023). Em condições de temperatura mais elevada, as moléculas de bisfenol tornam-se mais energeticamente ativas, aumentando a probabilidade de quebra das ligações químicas que as mantêm ligadas às moléculas da embalagem. Isso pode resultar em uma maior liberação de bisfenol para o líquido armazenado, aumentando assim a concentração do composto na água mineral (ZHANG *et al.*, 2024).

Além disso, temperaturas mais altas podem acelerar a degradação do bisfenol, levando à formação de produtos de degradação potencialmente tóxicos, que podem ser prejudiciais à saúde dos consumidores (TARAFDAR *et al.*, 2022).

Por outro lado, temperaturas mais baixas podem retardar a liberação e degradação do bisfenol, proporcionando uma maior estabilidade ao composto nas embalagens plásticas. No entanto, mesmo em temperaturas mais baixas, a liberação de bisfenol ainda pode ocorrer, embora em uma taxa mais lenta (TARAFDAR *et al.*, 2022). Compreender como a temperatura de armazenamento afeta a concentração de bisfenol na água mineral permite avaliar os riscos à saúde associados ao consumo desses produtos. Considerando que muitas embalagens de água mineral são armazenadas em condições variáveis de temperatura, tanto durante o transporte quanto nos pontos de venda e armazenamento dos consumidores, a análise da temperatura de armazenamento da água mineral é crucial para garantir a conformidade com os regulamentos e padrões de qualidade estabelecidos pelas autoridades regulatórias. Dessa forma, é possível proteger a saúde e segurança dos consumidores, assegurando a qualidade e segurança do produto. A **Figura 33** apresenta as temperaturas de armazenamento de todas as amostras.



Figura 33: Temperaturas médias de armazenamento das águas minerais envasadas.

Como mencionado previamente, a temperatura pode exercer considerável influência na lixiviação do bisfenol contido na embalagem do produto (TARAFDAR *et al.*, 2022). Assim, a avaliação da temperatura é crucial para a análise. No presente estudo, 48 artigos não apresentavam a temperatura de armazenamento. Nos casos em que o armazenamento ocorreu em temperatura ambiente, foi considerado o valor de 25°C a fim de verificar as situações reais de armazenamento das amostras. De maneira geral, a temperatura não foi uma variável que influenciou a concentração de bisfenol (p>0,05).

Para investigar a existência de uma correlação entre temperatura de armazenamento e material de embalagem, foram conduzidas duas análises considerando os principais materiais de envase (PET e PC). Como indicado pelo teste de Pearson (p > 0,05) (**Tabela 8**), não foi observada correlação significativa entre temperatura de armazenamento das embalagens de PET, de PC ou embalagens de composição não informada (n.i.) e a concentração de bisfenol. Devido ao fato de que o PET é o material mais utilizado na fabricação de embalagens para água mineral, é provável que a maioria das amostras de n.i. sejam compostas por PET, uma vez que esta é a embalagem mais frequentemente investigada.

Variável 1	Variável 2	Embalagem	P-valor	Correlação
Concentração do	Temperatura de			
Bisfenol	Armazenamento	PET	0.9721	-0.00236
Concentração do	Temperatura de			
Bisfenol	Armazenamento	n.i.	0.9656	-0,00234
Concentração do	Temperatura de			
Bisfenol	Armazenamento	PC	0.7971	0.03728

Tabela 8. Teste de Pearson (Concentração do Bisfenol x Temperatura de Armazenamento).

4.5.4 pH da água mineral analisada e concentração de BPA na água envasada

Avaliar o pH da água mineral em relação à sua concentração de bisfenol é crucial por diversos motivos fundamentais. Primeiramente, o pH da água pode influenciar diretamente na liberação de bisfenol das embalagens para o líquido (GINTER-KRAMARCZYK *et al.*, 2022). Ambientes com pH mais ácido tendem a promover uma maior lixiviação de bisfenol das embalagens plásticas, o que pode resultar em concentrações mais elevadas do composto na água mineral (CANTONI *et al.*, 2021). Por outro lado, pHs mais alcalinos podem afetar a estabilidade do bisfenol nas embalagens, influenciando sua capacidade de se ligar à superfície interna da embalagem e, consequentemente, sua liberação para a água (CANTONI *et al.*, 2021; LI *et al.*, 2024).

Além disso, o pH da água pode alterar as características químicas do bisfenol, podendo levar à formação de produtos de degradação ou complexos químicos que podem afetar sua concentração e biodisponibilidade (TARAFDAR *et al.*, 2022). Portanto, compreender a relação entre o pH da água e a concentração de bisfenol é essencial para uma avaliação abrangente dos fatores que influenciam a presença desse composto na água mineral.

Outro aspecto relevante é que o pH da água pode impactar na sua interação com outros componentes presentes na embalagem, como aditivos ou revestimentos. Esses materiais podem reagir de maneira diferente em diferentes faixas de pH, o que pode influenciar indiretamente na liberação de bisfenol para a água (EGHBALJOO *et al.*, 2022).

Além disso, a análise do pH da água é importante para garantir a conformidade com os padrões regulatórios de qualidade da água potável. Muitas autoridades regulatórias estabelecem limites para o pH da água potável com base em considerações de saúde pública e qualidade do produto (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2022).

Em suma, avaliar o pH da água mineral em relação à sua concentração de bisfenol é essencial para compreender os mecanismos que influenciam a presença desse composto na água, identificar potenciais riscos à saúde e desenvolver estratégias de controle e monitoramento para garantir a qualidade e segurança do produto para os consumidores. A **Tabela 9** abaixo apresenta os valores de pH informados. De um total de 599 amostras, somente 136 continham informação acerca do pH da água. A **Figura 34** apresenta os valores de pH das 136 amostras para as quais tal variável foi informada na publicação, em um total de 599 amostras, o que representa apenas 22,7% do total.

Tabela 9. Estatística descritiva para pH das amostras analisadas.

				Erro	Desvio					
Variável	Ν	N*	Média	Padrão	Padrão	Mín.	Q1	Mediana	Q3	Máx.
рН	136	463	6,739	0,113	1,32	2,70	6,40	7,05	7,50	10,00

Figura 34. pH informado de 136 amostras de água mineral de um total de 599 amostras analisadas.



Khalili Sadrabad (2023) verificou em seus experimentos que em embalagens de policarbonato (PC), apresentavam maior liberação de BPA na água em soluções de pH mais baixo (KHALILI SADRABAD *et al.*, 2023). No entanto, na presente revisão, apenas um estudo com garrafa de PC envolvendo 4 amostras apresentou valores de pH informado (neutro 7,0) e, portanto, não foi possível investigar correlação entre essas 2 variáveis.

Quanto às embalagens PET, para as quais há disponível um número suficiente de amostras, através da aplicação do Teste de correlação de Pearson, foi observado correlação negativa (-0.4288817) entre os valores de pH e a concentração de BPA nas amostras (**Tabela 10**).

Tabela 10. Teste de Pearson: Correlação entre pH e concentração de BPA na água-garrafas PET.

Variável 1	Variável 2	Material	P-valor	Coeficiente de correlação (r)
BPA (ng L^{-1})	pН	PET	0.001512	-0.4288817

Considerando que o PET não contém BPA em sua composição, como mencionado anteriormente, a única hipótese de que o pH influencia no aumento da concentração de BPA seria a possibilidade de liberação de BPA a partir da tampa das garrafas, onde poderia haver BPA. Com a acidificação da água, haveria uma maior instabilidade química no material da tampa, o que permitiria a lixiviação do analito em meio ácido (GINTER-KRAMARCZYK et al., 2022).

4.6 Métodos analíticos aplicados para detecção/quantificação dos bisfenóis

Para detecção e quantificação dos bisfenóis em água mineral é essencial empregar métodos sensíveis e seletivos em suas análises quantitativas (WANG *et al.* 2020). Tanto a cromatografia gasosa quanto a cromatografia líquida são opções eficazes para analisar bisfenóis em água mineral, mas o método de cromatografia líquida mostra-se mais eficiente sobre a cromatografia gasosa devido a uma série de fatores técnicos e práticos (MARTÍN-POZO *et al.*, 2022).

Primeiramente, a natureza química do bisfenol favorece sua interação com a fase estacionária líquida, tornando a cromatografia líquida (CL) mais eficiente na separação e quantificação desse composto (HUELSMANN *et al.*, 2021). A polaridade do bisfenol promove uma melhor retenção em colunas cromatográficas líquidas, resultando em picos cromatográficos mais nítidos e resolução aprimorada. Além disso, a sensibilidade e a seletividade da CL são particularmente vantajosas para a análise de bisfenol, especialmente em amostras complexas, como alimentos e bebidas (CHEN *et al.*, *et al.*

2022). A CL oferece uma ampla gama de detectores sensíveis e seletivos, como espectrometria de massa, fluorescência e UV-visível, permitindo a detecção precisa e quantificação do bisfenol em concentrações muito baixas (KARRAT e AMINE 2021). Outro aspecto relevante é a versatilidade da CL, que permite a análise de uma variedade de matrizes de amostras, desde líquidos até sólidos, com diferentes níveis de complexidade, sendo crucial quando se trata de amostras de alimentos e bebidas, que podem conter uma série de interferentes que precisam ser separados e identificados (KHAN et al., 2022). Além disso, a CL oferece a vantagem de ser menos suscetível a problemas de volatilização e degradação térmica, que são comuns na cromatografia gasosa, garantindo maior estabilidade e precisão nos resultados da análise (LAAJIMI *et al.,* 2022).

Isso justifica o motivo pelo qual o número de amostras que utilizaram cromatografia líquida foi maior do que aquelas que utilizaram cromatografia gasosa. O método analítico mais prevalente em fase líquida foi o HPLC-MS/MS, conhecido como Cromatografia Líquida Acoplada à Espectrometria de Massas Sequencial. Essa técnica é altamente sensível e poderosa, permitindo a identificação, quantificação e caracterização de compostos em amostras complexas. A HPLC-MS/MS combina a cromatografia líquida de alta performance (HPLC), que separa os componentes da amostra, com a espectrometria de massas em tandem (MS/MS), que identifica e quantifica os compostos com base em suas características de massa e carga (LÓPEZ-FERNÁNDEZ *et al.*, 2020). Essa abordagem é amplamente utilizada em diversas áreas, como ciências ambientais, farmacêutica, toxicologia e análise de alimentos, devido à sua capacidade de fornecer informações detalhadas sobre a composição química das amostras (LAAJIMI *et al.*, 2022).

Em segundo lugar dentre os métodos de cromatografia líquida utilizados, o uso da cromatografia líquida de alta performance (HPLC) acoplada à detecção UV (HPLC-UV) para a análise de bisfenol em água é uma escolha comum devido a várias razões. Primeiramente, é uma técnica altamente sensível, capaz de detectar bisfenol em concentrações muito baixas na água, garantindo uma análise precisa mesmo em níveis traços. Além disso, oferece excelente seletividade, possibilitando a identificação precisa do bisfenol em meio a uma variedade de compostos presentes na amostra. A combinação da sensibilidade e seletividade do HPLC-UV torna-o uma escolha confiável para análises quantitativas de bisfenol em água, sendo amplamente utilizada em laboratórios de controle de qualidade e pesquisa ambiental (KALOGIOURI *et al.*, 2021).

Apesar da Cromatografia líquida ser melhor para análise de bisfenol em água, foi constatado um alto número de amostras que utilizaram a cromatografia em fase gasosa com espectrometria de massas CG-MS. A escolha de usar cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (GC- MS) para analisar bisfenol em água pode ser motivada por várias razões. Primeiramente, a GC-MS é altamente sensível, o que significa que pode detectar o bisfenol mesmo em concentrações muito baixas na água. Além disso, oferece uma excelente seletividade, permitindo a identificação precisa de bisfenol em meio a uma matriz complexa de compostos presentes na água (KIEJZA et al., 2022). A GC-MS também proporciona uma excelente resolução cromatográfica, separando eficientemente o bisfenol de outros compostos na amostra. Sua rapidez na análise é outra vantagem, sendo mais rápida do que outras técnicas analíticas, o que é útil para análises rápidas e eficientes de grandes quantidades de amostras de água. Além disso, em alguns casos, a preparação da amostra para análise por GC-MS pode ser mais simples e direta do que para outras técnicas analíticas, economizando tempo e recursos (KIEJZA *et al.*, 2022).

A meticulosa seleção dos métodos analíticos é crucial para assegurar resultados confiáveis e precisos, o que por sua vez contribui para a qualidade e credibilidade dos dados obtidos na pesquisa sobre bisfenóis. Em geral, os métodos analíticos empregados para a detecção e quantificação dessas substâncias foram apropriados e pertinentes para a realização dessa análise.

A **Tabela 11** apresenta o número de citações de cada método analítico utilizado nas publicações que constituíram o presente estudo.

Tabela 11: Número de Amostras por método analítico de determinação dos bisfenóis nas amostras que constituíram o presente estudo.

Cromatografia	Método analítico	Número de Amostras
Em fase gasosa	GC-MS	130
	HPLC-MS/MS	112
	HPLC-UV	81
	UHPLC-MS/MS	68
	HPLC-MS	40
Em fase líquida	HPLC-FLD	26
	UHPLC-ESI-QTOF	10
	LC-MS	6
	HPLC-PDA	5
	UPLC-UV	4
	HPLC-DAD	2
	LC-MS/MS	1

Legenda:

GC-MS: Cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas

HPLC-DAD: Cromatografia Líquida de Alta eficiência (HPLC, detector DAD)

HPLC-FLD: cromatografia líquida de alta eficiência com detecção por fluorescência

HPLC-MS: Cromatografia Líquida Acoplada à Espectrometria de Massas HPLC-MS/MS: Cromatografia Líquida Acoplada à Espectrometria de Massas Sequencial HPLC-PDA: Cromatografia líquida de alta performance com detector de arranjo de diodos HPLC-UV: Cromatografia líquida de alta eficiência com detector UV LC-MS: Cromatografia Líquida Acoplada à Espectrometria de Massas LC-MS/MS: Cromatografia Líquida Acoplada à Espectrometria de Massas Sequencial UHPLC-ESI-QTOF: Cromatografia líquida de ultra alta performance, ionização por electrospray e um analisador de tempo de voo quadrupolo UHPLC-ME/MS: cromatografia líquida de ultra alta performance com espectrometria de massa em tandem

UPLC-UV: cromatografia líquida de ultra performance com detecção UV.

4.7 Preparo das amostras aplicados para detecção/quantificação dos bisfenóis

Apesar da relevância dos métodos analíticos empregados, a etapa de preparação da amostra, que antecede a análise instrumental, permanece em fase ativa de pesquisa e desenvolvimento. Especificamente no contexto da análise de água mineral, as técnicas de extração mais comuns em amostras com baixas concentrações incluem a extração líquido-líquido (ELL) e a extração em fase sólida (SPE) (BADAWY *et al.*, 2022). A Microextração em Fase Líquida (LPME) se destaca como um método poderoso e eficiente para o preparo de amostras, sendo utilizado para a separação de matrizes e a pré-concentração de analitos antes da análise instrumental. Dentre os diversos métodos disponíveis, destacam-se a microextração em fase líquida com solvente comutável (SSLPME), a microextração em fase líquida de fibra oca baseada em solvente eutético profundo (DES-HF-LPME), a extração em fase sólida com impressão molecular (MISPE) e a extração magnética em fase sólida (MSPE). Essas técnicas representam abordagens eficazes e versáteis para a preparação de amostras em análises químicas e ambientais (FARAJZADEH et al., 2020).

Entre os métodos de extração utilizados, a extração em fase sólida (SPE) é um processo de extração que tem sido preferido para a determinação de analitos orgânicos e inorgânicos. Isso se deve a sua eficiência na extração do bisfenol da matriz aquosa, concentrando-o para facilitar sua detecção, mesmo em concentrações muito baixas. Além disso, a SPE oferece seletividade, permitindo a remoção de interferentes indesejados da amostra, o que aumenta a precisão e a confiabilidade dos resultados analíticos (BADAWY *et al.,* 2022). Sua aplicabilidade em uma ampla variedade de amostras e sua capacidade de ser automatizada também contribuem para sua popularidade na

preparação de amostras para análise de bisfenol em água (FARAJZADEH et al., 2020). A Tabela 12 informa o número de amostras processadas pelos diferentes métodos utilizados nas publicações.

Método de Extração	Amostras
SPE	288
ELL	17
MEPS	11
SBSE	10
SLPME	5
SPME	4
d-µ-SPE	3
MSPE	3
PT-SPE	3
MIP-SPE	1

Tabela 12. Número de amostras e método utilizado para extração/preparo.

Legenda:

SPE: Extração em fase sólida

ELL: Extração Líquido-Líquido

MEPS: microextração por adsorvente empacotado

SBSE: Extração sortiva em barra de agitação

SLPME: Microextração em Fase Líquida Única

SPME: Microextração em Fase Sólida

d-µ-SPE: Extração em fase sólida micro dispersiva

MSPE: extração em fase sólida magnética

PT-SPE: Extração em fase sólida micro na ponteira da pipeta

MIP-SPE: Extração em fase sólida por Polímeros de Impressão Molecular

4.8 Falta de Informação e Limitações de Estudo

O número de artigos investigando o bisfenol na água engarrafada cresceu na última década. Entretanto, muitos desses estudos ainda carecem de informações cruciais. De um total de 599 conjuntos de dados analisados, 89 não incluíram informações sobre o material da garrafa, uma variável essencial para avaliar a possível contaminação por aditivos plásticos na água. Além disso, observou-se uma predominância significativa de garrafas de PET em comparação com outros materiais de envase, como PC, PE, PP e vidro, o que inviabilizou análises estatísticas adequadas para a maioria dos materiais de embalagem devido à falta de dados.

Outra limitação crítica foi a escassez de informações sobre o tempo e a temperatura de armazenamento das amostras. Dos experimentos analisados, 84 não especificaram se as amostras foram armazenadas à sombra ou ao sol, enquanto 92 não forneceram informações sobre a temperatura de armazenamento. Além disso, em 285 experimentos, não foi relatado o tempo de armazenamento das amostras na embalagem, e a maioria dos autores não considerou a data de envase ao comparar com o tempo de armazenamento, iniciando a contagem apenas após a compra do produto.

Também se observou que o tempo de armazenamento das embalagens plásticas foi relativamente curto na maioria das amostras, com poucas analises realizando comparações com diferenças de apenas 20 dias. A fonte de contaminação da água engarrafada em embalagens de plástico livre de bisfenol ainda não está claramente definida, mas já foram apresentadas algumas hipóteses do porquê isso acontece.

A falta de dados sobre os principais análogos do BPA também foi notável. Embora 435 das amostras tenham fornecido informações sobre o BPA, representando quase 80% do total, os demais análogos foram menos abordados, com distribuição irregular entre as amostras restantes.

Informações importantes, como o pH das amostras, também foram frequentemente ausentes nos artigos analisados, com 463 amostras não fornecendo esses dados. Além disso, apenas um estudo apresentou o pH de amostras de água envasadas em galões de policarbonato.

Quanto aos parâmetros analíticos, houve uma falta significativa de dados sobre a recuperação analítica do preparo de amostra utilizando padrão de referência, o desvio padrão da concentração do composto, o limite de quantificação e de detecção do método, bem como informações sobre o método de extração utilizado em várias amostras. Essas lacunas comprometem a avaliação abrangente dos resultados e a comparação entre as pesquisas.

5. CONCLUSÕES

A revisão sistemática conduzida no presente estudo sobre bisfenóis (BPA e seus análogos) em água mineral envasada destacou fatores relacionados ao armazenamento que potencialmente influenciam a qualidade da água quanto à presença de bisfenol, especialmente em embalagens de PET e de PC, as mais comuns na análise estatística devido ao número suficiente de amostras disponíveis.

Foi encontrada uma correlação negativa estatisticamente significativa entre os valores de pH e a concentração de BPA nas amostras em garrafas de PET, indicando que águas com pH mais ácido podem apresentar maiores concentrações de bisfenol.

Além disso, correlações positivas significativas foram observadas entre o tempo de envase/armazenamento do produto e os teores de BPA na água, sugerindo que quanto maior o tempo de armazenamento, maior a contaminação por bisfenol, tanto em garrafas PET quanto em PC.

A presença da luz (possibilidade de fotodegradação, tanto do plástico liberando bisfenol, quanto do bisfenol presente na água) e a temperatura de armazenamento não apresentaram correlações estatisticamente significativas, apesar da sugestão de sua relevância em estudos anteriores.

Em relação ao material da embalagem, a análise estatística revelou valores medianos de concentração de BPA em embalagens de PC muito acima dos demais materiais, indicando uma concentração cerca de nove vezes maior do que em embalagens PET. Recomenda-se evitar o consumo de água mineral armazenada em embalagens de policarbonato, algo comum em alguns países.

Os resultados compilados também revelaram concentrações de BPA em diversas amostras que levantam preocupações sobre potenciais problemas de saúde, especialmente considerando as diretrizes recentes de 2023 estabelecidas pela Autoridade Europeia para a Segurança dos Alimentos. A exposição contínua ao bisfenol ao longo da vida através do consumo de água mineral pode representar riscos significativos à saúde, destacando a necessidade de mais pesquisas para investigar essa possibilidade e a migração de contaminantes plásticos para a água.

Observou-se também uma falta de informações relevantes em muitos artigos, o que dificulta uma análise mais abrangente dos resultados. Isso inclui dados sobre pH, tempo e condições de armazenamento, material da garrafa, entre outros.

Diante desses achados, destaca-se a urgência de regulamentações mais assertivas na indústria de águal mineral para proteção da saúde pública. Os resultados deste estudo contribuem para um

entendimento mais completo do problema e estabelecem bases para futuras investigações e aprimoramento das práticas de monitoramento e controle. A busca por soluções eficazes para mitigar a contaminação por bisfenol em água mineral deve ser uma prioridade contínua para garantir a qualidade e segurança desse recurso essencial.

6. RECOMENDAÇÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

Para futuras pesquisas, recomenda-se concentrar as atenções em alguns aspectos relvantes para avanço do entendimento e mitigação de riscos associados à contaminação de água mineral envasada por bisfenóis.

A origem do BPA encontrado em embalagens de PET que teoricamente não conteriam tal bisfenol na sua composição merece investigação detalhada.

É fundamental a inclusão de informações cruciais nas publicações sobre o tema, ausentes em muitas publicações analisadas no presente estudo (ex: material da embalagem; prática de reciclagem do material plástico da embalagem; tempo de exposição e condições de exposição quanto à incidência de luz solar, pH da água; limites de detecção e de quantificação do método analítico aplicado, etc).

A avaliação da eficácia de regulamentações existentes ou propostas para limitar a presença de bisfenol em embalagens de água é crucial para proteger a saúde pública. Explorar alternativas de embalagem mais seguras e ambientalmente sustentáveis, bem como promover a conscientização pública sobre os riscos associados à exposição ao bisfenol com redução de embalagens plásticas são passos essenciais para garantir a qualidade e a segurança da água de consumo humano.

REFERÊNCIAS

ABRE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMBALAGEM. **Estudo Abre Macroeconômico da Embalagem e Cadeia de Consumo.** São Paulo. 2022. Disponível em: http://www.abre.org.br/setor/dados-de-mercado/. Acesso em 10 mar. 2024.

PAL, A. K. et al. Additive manufacturing technology of polymeric materials for customized products: recent developments and future prospective. **RSC advances**, v. 11, n. 58, p. 36398-36438, Nov. 2021. DOI: 10.1039/D1RA04060J. Disponível em: https://pubs.rsc.org/en/content/articlehtml/2021/ra/d1ra04060j. Acesso em 06 mar. 2024.

HÄRTH, M. et al. Molecular structure and rheological properties of a poly (ethylene terephthalate) modified by two different chain extenders. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 138, n. 13, p. 50110, Set. 2020. DOI: https://doi.org/10.1002/app.50110. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/app.50110. Acesso em 11 jan. 2024.

GARRISON, M. D. et al. BPA-free high-performance sustainable polycarbonates derived from nonestrogenic bio-based phenols. **Green Chemistry**, v. 23, n. 20, p. 8016-8029, Ago. 2021. DOI: DOI: https://doi.org/10.1039/D1GC01500A. Disponível em: https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2021/gc/d1gc01500a/unauth. Acesso em 11 jan. 2024.

SEYHAN, G. et al. The effect of different storage conditions on the migration of chemicals from polyethylene terephthalate and polycarbonate bottles to water. **Experimed**, v. 12, n. 2, p. 74-79, Ago. 2022. DOI: https://doi.org/10.26650/experimed.1104796. Disponível em: https://dergipark.org.tr/en/pub/experimed/article/1104796. Acesso em 11 jan. 2024.

MADANI, A.; RASHEDINIA, M. An overview of the migration status of bisphenol A from different food containers and packages. **Nutrition & Food Science**, v. 14, n. 4, p. 30-41, Mai. 2024. DOI: https://doi.org/10.1108/NFS-03-2024-0105. Disponível em: https://www.emerald.com/insight/content/doi/10.1108/NFS-03-2024-0105/full/html. Acesso em 11 jan. 2024.

TSIRONI et al. The future of polyethylene terephthalate bottles: Challenges and sustainability. **Packaging Technology and Science,** v. 35, n. 4, p. 317-325, Jan. 2022. DOI: https://doi.org/10.1002/pts.2632. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/pts.2632. Acesso em 12 jan. 2024.

MENG, W. et al. Guanyong. Plastic packaging-associated chemicals and their hazards–an overview of reviews. **Chemosphere**, p. 138795, Ago. 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138795. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653523010627. Acesso em 12 Jan. 2024.

KAUSHAL, S. S. et al. Freshwater salinization syndrome: From emerging global problem to managing risks. **Biogeochemistry**, v. 154, p. 255-292, Abr. 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/s10533-021-00784-w. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s10533-021-00784-w#citeas. Acesso em 12 Jan. 2024.

LIEBERZEIT, P. et al. Polyvinyl chloride modifications, properties, and applications. **Polymers for Advanced Technologies,** v. 33, n. 6, p. 1809-1820, Mar. 2022. DOI: https://doi.org/10.1002/pat.5656. Disponível https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/pat.5656. Acesso em 14 Jan. 2024.

JIANG, Xinyao; ZHU, Bing; ZHU, Maiyong. An Overview on Recycling of Waste Poly (Vinyl Chloride). **Green Chemistry**, Ago. 2023. DOI: https://doi.org/10.1039/D3GC02585C. Disponível em: https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2023/gc/d3gc02585c. Acesso em 14 Jan. 2024.

LU, L. et al. Chemical recycling technologies for PVC waste and PVC-containing plastic waste: A review. **Waste Management**, v. 166, p. 245-258, Jul. 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.05.012. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X23003537. Acesso em 14 Jan. 2024.

ZHENG, K. et al. Porous bioactive glass micro-and nanospheres with controlled morphology: Developments, properties and emerging biomedical applications. **Materials horizons**, v. 8, n. 2, p. 300-335, Nov. 2020. DOI: https://doi.org/10.1039/D0MH01498B. Disponível em: https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2021/mh/d0mh01498b. Acesso em 15 Jan. 2024.

BARAKAT, S. et al. Risk factors for eating disorders: findings from a rapid review. **Journal of eating disorders**, v. 11, n. 1, p. 8, Jan. 2023. DOI: https://doi.org/10.1186/s40337-022-00717-4. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1186/s40337-022-00717-4. Acesso em 16 Jan. 2024.

DELBARI, S. et al. Glass Waste Circular Economy-Advancing to High-Value Glass Sheets Recovery using Industry 4.0 and 5.0 technologies. **Journal of Cleaner Production**, v. 462, n.7, p. 142629, Jul. 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142629. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652624020778. Acesso em 14 Jan. 2024.

ADHIKARY, K. et al. Insights into the Adverse Effects of Bisphenol A on the Environment and Human Health. International **Academic Publishing House.** v.2, n.81, p.313-336. Mai. 2023. DOI: 10.52756/boesd.2023.e02.021. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Krishnendu-Adhikary-

4/publication/378067683_Insights_into_the_Adverse_Effects_of_Bisphenol_A_on_the_Environme nt_and_Human_Health/links/65c4e6a11e1ec12eff7c153f/Insights-into-the-Adverse-Effects-of-Bisphenol-A-on-the-Environment-and-Human-Health.pdf. Acesso em 15 Jan 2024.

AHMAD, I. et al. Exploring novel insights into the molecular mechanisms underlying Bisphenol Ainduced toxicity: A persistent threat to human health. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 108, n.2, p. 104467, Jun. 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.etap.2024.104467. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1382668924001078. Acesso em 15 Jan. 2024.

AKASH, M. S. H. et al. Bisphenol A-induced metabolic disorders: From exposure to mechanism of action. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 77, p. 103373, Jul. 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.etap.2020.103373Get rights and content. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1382668920300491. Acesso em 13 Jan 2024.

em:

AKASH, M. S. H. et al. Toxicological evaluation of bisphenol analogues: preventive measures and therapeutic interventions. **RSC advances**, v. 13, n. 31, p. 21613-21628, Jul. 2023. DOI: 10.1039/D3RA04285E. Disponível em: https://pubs.rsc.org/en/content/articlehtml/2023/ra/d3ra04285e. Acesso em 17 Jan. 2024.

ALEMANY, M. The roles of androgens in humans: biology, metabolic regulation and health. **International journal of molecular sciences**, v. 23, n. 19, p. 11952, Out. 2022. DOI: ttps://doi.org/10.3390/ijms231911952. Disponível em: https://www.mdpi.com/1422-0067/23/19/11952. Acesso em 13 Jan. 2024.

ALMEIDA, D. E. de O. **Cristalização e morfologia dos sistemas PBT/PCL e PC/PCL**. 2019. 99f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia de Materiais) – Engenharia de Materiais e Metalúrgica, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2019. Disponível em: https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/25173. Acesso em 05 mar. 2024.

ALVES, I. C. B. L. S. Estratégia de Desenvolvimento de uma Solução Circular de Embalagem Alimentar: um Estudo do Mercado e do Consumidor. 2020. 139 p. Dissertação (Mestrado em Economia e Gestão do Ambiente) – Faculdade de Economia – Universidade de Porto, Porto, 2020. AN, Haiyan et al. Disrupted metabolic pathways and potential human diseases induced by bisphenol S. Environmental Toxicology and Pharmacology, v. 88, p. 103751, 2021.

ANDRADE, H. N. **Compostos emergentes em efluentes sanitários antes e durante a pandemia da sars-cov-2: detecção, eficiência de remoção e avaliação do risco ecológico**. 2023. 99 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Centro Multidisciplinar de Pau dos Ferros, Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Pau dos Ferros.

ANDUJAR N *et al.* Bisphenol A Analogues in Food and Their Hormonal and Obesogenic Effects: A Review. **Nutrients,** Granada, v. 6, n. 11, p. 2136, Sep. 2019. DOI 10.3390/nu11092136 . Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31500194/. Acesso em 10 mar. 2024.

ANM - Agência Nacional de Mineração. **Anuário Mineral Brasileiro (AMB)** - Água mineral, 2020. Disponível em: https://dados.gov.br/dados/conjuntos-dados/anuario-mineral-brasileiro-amb. Acesso em: 01 Jan 2023.

ARAUJO, F. G. *et al.* Desenvolvimento e validação de metodologia por UPLC-MS/MS para determinação de produtos farmacêuticos, produtos de cuidados pessoais e desreguladores endócrinos na bacia hidrográfica do rio Guandu-RJ. 2020. 189 p. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Química - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

BLAIR, R. M. *et al.* The estrogen receptor relative binding affinities of 188 natural and xenochemicals: structural diversity of ligands. **Toxicological Sciences**, Arkansas, v. 54, n. 1, p. 138-153, Mar. 2000. DOI https://doi.org/10.1093/toxsci/54.1.138. Disponível em: https://academic.oup.com/toxsci/article/54/1/138/1670624?login=false. Acesso em: 05 mar. 2024.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, dez. 2011, Seção 1, p.39-46.(a). Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html. Acesso em 31 dez. 2023.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução-RDC. N 41, de 16 de setembro de 2011. Dispõe sobre a proibição de uso de bisfenol A em mamadeiras destinadas a alimentação de lactentes e dá outras providencias. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, set. 2011. Seção 1, nº 180. p. 54. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2011/res0041_16_09_2011.html. Acesso em 07 Jan 2023.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil,** Brasília, mai. 2011. Disponível em: https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=114770. Acesso em 10 mar 2024.

BRASIL. Resolução RDC nº 173, de 13 de setembro de 2006. Dispõe sobre o Regulamento Técnico de Boas Práticas para Industrialização e Comercialização de Água Mineral Natural e de Água Natural e a Lista de Verificação das Boas Práticas para Industrialização e Comercialização de Água Mineral Natural e de Água Natural – ANVISA. **Diário Oficial da União**, Brasília, set. 2006. Disponível em: https://macae.rj.gov.br/midia/uploads/RDC%20173-06.pdf. Acesso em 10 mar. 2024.

BRITO, J. Z.; TRINDADE, C. A. **Compósitos madeira-plástico: tecnologia associada à sustentabilidade.** 2023. 15 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande.

BRITO, L. S. **Embalagens percebidas: implicações do design no consumo de alimentos.** 2019. 88 p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente) - Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia, Manaus, Universidade Federal do Amazonas.

CAÑADAS, R. et al. Occurrence of common plastic additives and contaminants in mussel samples: Validation of analytical method based on matrix solid-phase dispersion. **Food Chemistry**, v. 349, p. 129169, 2021.

CANNARELLA, R. et al. Temporal decline of sperm concentration: Role of endocrine disruptors. **Endocrine**, v. 79, n. 1, p. 1-16, Jan. 2023. DOI: https://doi.org/10.1007/s12020-022-03136-2. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s12020-022-03136-2#citeas. Acesso em 12 Jan. 2024.

CASTELO BRANCO, N. M. Antimicrobianos como poluentes emergentes: uma abordagem crítica acerca dos aspectos jurídicos, sociais e ambientais à luz da legislação brasileira. 2020. 132 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto Nacional de Controle de Qualidade em Saúde, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2020.

CATENZA, C. J. et al. A targeted review on fate, occurrence, risk and health implications of bisphenol analogues. **Chemosphere**, v. 268, p. 129273, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129273. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653520334706. Acesso em 13 Jan. 2023.

CHANG, S.H. **Modifications of Quantum Dot-Based Probes for Environmental Sensing**. 2023. 173 p. Tese (Doutorado em Química Analítica) - Université Paris-Saclay, National Yang Ming Chiao Tung University, Taipei, 2023. CHEN, D. *et al.* Bisphenol Analogues Other Than BPA: Environmental Occurrence, Human Exposure, and Toxicity—A Review. Environmental Science & Technology, Guangzhou, v. 50, n. 11, p. 5438–5453, jun. 2016a. DOI https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05387. Disponível em: https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.5b05387. Acesso em 06 mar. 2024.

CHEN, W. *et al.* Simultaneous determination of 20 trace organic chemicals in waters by solid-phase extraction (SPE) with triple-quadrupole mass spectrometer (QqQ-MS) and hybrid quadrupole Orbitrap high resolution MS (Q-Orbitrap-HRMS). **Chemosphere**, Wuhan, v. 163, p. 99–107, nov. 2016b. DOI 10.1016/j.chemosphere.2016.07.080 . Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004565351630978X. Acesso em 08 mar. 2024.

CHEN, G. et al. Multi-residue determination of bisphenol analogues in organism tissues by ultra-high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1682, p. 463489, Out. 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chroma.2022.463489. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0021967322006811. Acesso em 14 Jan 2024.

CHU, P.W. et al. Low-dose bisphenol A activates the ERK signaling pathway and attenuates steroidogenic gene expression in human placental cells. **Biology of Reproduction**, v. 98, n. 2, p. 250-258, Fev. 2018. DOI: 10.1093/biolre/iox162. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29228121/. Acesso em 18 Mar. 2023.

CIMMINO, I. *et al.* Potential mechanisms of bisphenol A (BPA) contributing to human disease. **International journal of molecular sciences,** Naples, v. 21, n. 16, p. 5761, Ago. 2020. DOI 10.3390/ijms21165761. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32796699/. Acesso em 08 mar. 2024.

COSTA, R. S. Validação de um método para análise de bisfenol A e ftalatos em água potável usando a cromatografia líquida de alta eficiência com detecção por arranjo de diodos (HPLC-DAD). 2021. 63 p. Dissertação (Mestrado em Química) - Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021.

CZARNY-KRZYMIŃSKA, Karolina; KRAWCZYK, Barbara; SZCZUKOCKI, Dominik. Bisphenol A and its substitutes in the aquatic environment: Occurrence and toxicity assessment. **Chemosphere**, v. 315, p. 137763, 2023.

DA SILVA COSTA, R. *et al.* Potential risk of BPA and phthalates in commercial water bottles: a minireview. **Journal of Water and Health**, Fortaleza, v. 19, n. 3, p. 411-435, abr. 2021. DOI https://doi.org/10.2166/wh.2021.202. Disponível em: https://iwaponline.com/jwh/article/19/3/411/81381/Potential-risk-of-BPA-and-phthalates-in-commercial. Acesso em 08 mar. 2024.

DARBRE, P. D. Chemical components of plastics as endocrine disruptors: Overview and commentary. **Birth Defects Research**, Reading, v. 112, n. 17, p. 1300-1307, out. 2020. DOI 10.1002/bdr2.1778. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32720473/. Acesso em 08 mar 2024.

SABET, M. The impact of graphene oxide on the mechanical and thermal strength properties of polycarbonate. **Journal of Elastomers & Plastics,** v. 55, n. 4, p. 511-525, Fev. 2023. DOI: https://doi.org/10.1177/00952443231160236. Disponível em: https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/00952443231160236. Acesso em 14 Dez. 2023.

DE SOUZA, E. M. *et al.* Análise do efeito da adição de fibra de polipropileno a concretos convencionais. **Revista Terra & Cultura: Cadernos de Ensino e Pesquisa,** Londrina, v. 38, n. especial, p. 370-405, Mar. 2022.

DEN BRAVER-SEWRADJ *et al.* Substitution of bisphenol A: a review of the carcinogenicity, reproductive toxicity, and endocrine disruption potential of alternative substances. **Critical reviews in toxicology**, Bilthoven, v. 50, n. 2, p. 128-147, feb. 2020. DOI 10.1080/10408444.2019.1701986. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32031044/. Acesso em 10 mar. 2024

DEY, Ayan et al. Challenges and possible solutions to mitigate the problems of single-use plastics used for packaging food items: A review. **Journal of Food Science and Technology**, v. 58, n. 9, p. 3251-3269, Set. 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/s13197-020-04885-6. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s13197-020-04885-6#citeas. Acesso em 18 Dez 2023.

DIANIN, A. On condensation products by ketones with phenols. Journal of the Russian Physical Chemistry Society, Moscou, v. 23, n. 5, p.488–517. Dec.1891.

DIAS G. et al. Hormônios Esteroides E A Influência Do Bisfenol-A. **Enciclopedia Biosfera**, v. 21, n. 47, p. 136-160, Mar 2024. DOI: 10.18677/EnciBio_2024A12. Disponível em: http://www.conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/5757. Acesso em 14 Jan 2024.

DODDS, E. C.; LAWSON, W. Synthetic strogenic agents without the phenanthrene nucleus. **Nature**, London, v. 137, n. 3476, p. 996-996, Jun. 1936.

EFSA - European Food Safety Authority, Report Re-evaluation of the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs. **EFSA Journal**, London, 21(4), 6857, abr. 2023. DOI https://doi.org/10.2903/j.efsa.2023.6857. Disponível em: https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/6857. Acesso em 08 mar. 2024.

EGHBALJOO, H. et al. Advances in plant gum polysaccharides; Sources, techno-functional properties, and applications in the food industry-A review. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 222, p. 2327-2340, 2022.

EU - EUROPEAN COMMISSION. Regulation 2018/213/CE. Regulation of the European Parliament and of the Council of 12 February 2018 on the use of bisphenol A in varnishes and coatings intended to come into contact with food and amending Regulation (EU) No 10/2011 as regards the use of that substance in plastic food contact materials. **Official Journal of the European Union**, feb. 2018. Disponível em: https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2018/213/oj. Acesso em 10 mar. 2024.

EVARIST E.M.; BE, C. Levels of Phthalate Acid Esters in Drinking Water Bottled in PET (Polyethylene Terephthalate) and PC (Polycarbonates) Bottles-stored under Different Storage Conditions in Mwanza City, Tanzania. **Chemical Science International Journal**, v. 33, n. 2, p. 11-24, 2024.

EVTYUGIN, D. et al. Advances and Challenges in Plant Sterol Research: Fundamentals, Analysis, Applications and Production. Molecules, p. 6526, Set. 2023. DOI: v. 28, n. 18, https://doi.org/10.3390/molecules28186526. https://www.mdpi.com/1420-Disponível em: 3049/28/18/6526. Acesso em 14 Jan 2024.

FANG, Z. et al. A critical review on remediation of bisphenol S (BPS) contaminated water: Efficacy and mechanisms. **Critical reviews in environmental science and technology,** v. 50, n. 5, p. 476-

522, Jan. 2020. DOI: https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1629802. Disponível em https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643389.2019.1629802. Acesso em 10 Jan 2023.

FARAJZADEH, M. A. et al. Air-assisted liquid-liquid microextraction; principles and applicationswith analytical instruments. TrAC Trends in Analytical Chemistry, v. 122, p. 115734, Jan. 2020.DOI:https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.115734.Disponívelem:https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165993619304236.Acesso em 22 Dez. 2023.

FAŸS, F. *et al.* Is there an optimal sampling time and number of samples for assessing exposure to fast elimination endocrine disruptors with urinary biomarkers? **Science of The Total Environment,** Strassen, v. 747, p. 141185, dec. 2020. DOI https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141185. Disponível

https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720347148?via%3Dihub. Acesso em 08 mar. 2024.

FERREIRA, D. et al. Embalagens verdes: conceitos, materiais e aplicações. Revista Americana deEmpreendedorismo e Inovação, Palmas. v. 1, n. 2, p. 12. Nov. 2019. DOIhttps://doi.org/10.33871/26747170.2019.1.2.2780.Disponívelem:https://periodicos.unespar.edu.br/index.php/raei/article/view/2780. Acesso em 08 mar. 2024.

FILARDI, T. *et al.* Bisphenol A and phthalates in diet: an emerging link with pregnancy complications. **Nutrients**, v. 12, n. 2, p. 525, Jan. 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/nu12020525. Disponível em: https://www.mdpi.com/2072-6643/12/2/525. Acesso em 13 Jan 2023.

FORTUNA, A. L. L. Impactos ambientais dos plásticos: biopolímeros como alternativa para a redução do acúmulo de embalagens flexíveis de polipropileno no meio ambiente. 2020. 124 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) - Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

FRANKOWSKI, Robert et al. Biodegradation and photo-Fenton degradation of bisphenol A, bisphenol S and fluconazole in water. **Environmental Pollution**, v. 289, p. 117947, Nov. 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117947. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749121015293. Acesso em 11 Jan 2023.

FRANKOWSKI, Robert et al. Removal of bisphenol A and its potential substitutes by
biodegradation. Applied Biochemistry and Biotechnology, v. 191, p. 1100-1110, Jan. 2020. DOI:
https://doi.org/10.1007/s12010-020-03247-4.Disponívelem:
em:
https://link.springer.com/article/10.1007/s12010-020-03247-4#citeas. Acesso em 12 Jan. 2023.

FRANSE, C. B. *et al.* Factors associated with water consumption among children: a systematic review. **International Journal of Behavioral Nutrition and Physical Activity**, Rotterdam, v. 16, n. 1, p. 1-14, aug. 2019. DOI 10.1186/s12966-019-0827-0 . Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31409359/. Acesso em 08 mar. 2024.

FREITAS, J. C. Avaliação ecotoxicológica dos anti-histamínicos cetirizina e loratadina para zooplâncton. 2020. [Trabalho de Conclusão de Curso - Graduação em Ciências Biológicas]. Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, Sergipe.

GALUSZKA, Anna et al. Abundance of estrogen receptors involved in non-canonical signaling in the dog testis. **Animal Reproduction Science**, v. 235, p. 106888, Dez 2021. DOI:

10.1016/j.anireprosci.2021.106888. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34839117/. Acesso em 19 Jan. 2023.

GINTER-KRAMARCZYK, D. *et al.* Influence of temperature on the quantity of bisphenol A in bottled drinking water. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Poznan, v. 19, n. 9, p. 5710, may 2022. DOI 10.3390/ijerph19095710. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/35565103/. Acesso em 08 mar 2024.

GORINI, F. et al. Bisphenols as environmental triggers of thyroid dysfunction: clues and
evidence. International journal of environmental research and public health, v. 17, n. 8, p. 2654,
Abr. 2020. DOI: 10.3390/ijerph17082654. Disponível em:
https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32294918/. Acesso em 23 Jan 2023.

GRAY, L. E. *et al.* A conflicted tale of two novel AR antagonists in vitro and in vivo: Pyrifluquinazon versus bisphenol C. **Toxicological Sciences**, Alabama, v. 168, n. 2, p. 632-643, apr. 2019. DOI 10.1093/toxsci/kfz010. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30649549/. Acesso em 08 mar. 2024.

GREBITUS, C. *et al.* Sustainable bottled water: How nudging and Internet Search affect consumers' choices. **Journal of Cleaner Production**, v. 267, p. 121930, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121930. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652620319776. Acesso em 23 Dez 2023.

HAHLADAKIS, J. N. *et al.* An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. **Journal of hazardous materials,** Leeds, v. 344, p. 179-199, feb. 2018. DOI https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030438941730763X. Acesso em 08 mar. 2024.

HAQ, F. et al. Bisphenol A-induced oxidative stress, immune response and genotoxicity: a review of literature. **Environmental Science and Pollution Research**, 27(27), 33893-33903. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.07.050.Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30213494/. Acesso em 22 Jan 2023.

HUELSMANN, R. D. et al. Determination of bisphenol A: Old problem, recent creative solutions based on novel materials. **Journal of Separation Science**, v. 44, n. 6, p. 1148-1173, Out. 2021. DOI: 10.1002/jssc.202000923. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/33006433/. Acesso em 18 Ago 2023.

IBWA (International Bottled Water Association). **Bottled water packaging has the lowest** environmental footprint of all packaged drinks. 2018. Disponível em: Acesso em: 08 Mai 2022">https://bottledwater.org/packaging/> Acesso em: 08 Mai 2022.

IKHLAS *et al.* In vitro study to evaluate the cytotoxicity of BPA analogues based on their oxidative and genotoxic potential using human peripheral blood cells. **Toxicology in Vitro**, Aligarh, v. 60, n. 20, p. 229–236. oct. 2019. DOI 10.1016/j.tiv.2019.06.001. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31173877/. Acesso em 11 mar. 2024.

IRINEU, C. P. Influência de carga mineral talco na degradação térmica e nas propriedades dos compósitos de polipropileno utilizados na indústria automotiva. 2022. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena, 2022.

JI, X. et al. Maternal Bisphenol B Exposure and Mammary Gland Development of Offspring: A Time-Series Analysis. **Environment & Health,** v. 1, n. 4, p. 278-290, Set. 2023. DOI: 10.1289/ehp.1306734. Disponível em: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3764091/. Acesso em 21 Jan. 2023.

JOZKOWIAK, M. et al. Endocrine disrupting chemicals in polycystic ovary syndrome: the relevant role of the theca and granulosa cells in the pathogenesis of the ovarian dysfunction. **Cells**, v. 12, n. 1, p. 174, Dez. 2022. DOI: 10.3390/cells12010174. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/36611967/. Acesso em 12 Jan 2024.

KALOGIOURI et al. A green molecular imprinted solid-phase extraction protocol for bisphenol A monitoring with HPLC-UV to guarantee the quality and safety of walnuts under different storage conditions. **Journal of separation science,** v. 44, n. 8, p. 1633-1640, Abr. 2021. DOI: https://doi.org/10.1002/jssc.202001199. Disponivel em: https://analyticalsciencejournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jssc.202001199. Acesso em 17 Jan 2024.

KARRAT: AMINE. Solid-phase extraction combined with a spectrophotometric method for determination of Bisphenol-A in water samples using magnetic molecularly imprinted polymer. 106496. Microchemical Journal, Set. 2021. v. 168. p. DOI: https://doi.org/10.1016/j.microc.2021.106496. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0026265X21005804. Acesso em 12 Jan. 2023.

KE, Xiang. Bisphenol A and its analogues: Environmental pollution. In: Advances in Energy Materials and Environment Engineering. CRC Press. p. 690-695. Ago. 2022. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126707. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32289607/. Acesso em 12 Jan. 2023.

KHALILI SADRABAD, E. et al. Bisphenol A release from food and beverage containers–A review. **Food science & nutrition**, v. 11, n. 7, p. 3718-3728, Jul. 2023. DOI: 10.1002/fsn3.3398. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/37457148/. Acesso em: 12 Jan. 2023.

KHAN, S. R. *et al.* Inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES): a powerful analytical technique for elemental analysis. **Food Analytical Methods**, p. 1-23, Nov. 2022. DOI:10.1007/s12161-021-02148-4. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/355858260_Inductively_Coupled_Plasma_Optical_Emiss ion_Spectrometry_ICP-OES_a_Powerful_Analytical_Technique_for_Elemental_Analysis. Acesso em 17 Jan. 2023.

KHANDEPARKAR, Apoorv Sameer et al. Eco-friendly innovations in food packaging: A sustainable revolution. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**, v. 39, p. 101579, Abr. 2024. DOI:10.1016/j.scp.2024.101579. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/380151146 Eco-

friendly innovations in food packaging A sustainable revolution. Acesso em 19 Jan 2023.

LAAJIMI, Hela et al. Experimental methods in chemical engineering: Gas chromatography—GC. **The Canadian Journal of Chemical Engineering**, v. 100, n. 11, p. 3123-3144, Mar. 2022. DOI: https://doi.org/10.1002/cjce.24395. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/cjce.24395. Acesso em 18 Jan 2023.

LEI, B. et al. Molecular mechanism study of BPAF-induced proliferation of ERα-negative SKBR-3 human breast cancer cells in vitro/in vivo. **Science of the Total Environment,** v. 775, p. 145814, Fev. 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145814. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/33621883/. Acesso em 28 Jan 2023.

LI, Yage et al. Leaching of chemicals from microplastics: A review of chemical types, leaching mechanisms and influencing factors. **Science of The Total Environment**, v. 906, p. 167666, Out. 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.167666. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/37820817/. Acesso em 20 Jan 2023.

LIN, J. et al. M88/PS/Vis system for degradation of bisphenol A: Environmental factors, degradation pathways, and toxicity evaluation. **Chemical Engineering Journal**, v. 382, p. 122931, Fev. 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122931. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894719323411. Acesso em 18 Jan 2024.

LIU, J. et al. Bisphenol C induces developmental defects in liver and intestine through mTOR signaling in zebrafish (Danio rerio). **Chemosphere**, v. 322, p. 138195, Mai. 2023. doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.138195. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/36822516/. Acesso em 12 Jan. 2023.

LIU, X. *et al.* Bisphenol-C is the strongest bifunctional ER α -agonist and ER β -antagonist due to magnified halogen bonding. **PloS one**, Fukuoka, v. 16, n. 2, p. e0246583, feb. 2021. DOI 10.1371/journal.pone.0246583. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/33561155/. Acesso em 08 mar. 2024.

LÓPEZ-FERNÁNDEZ, Olalla et al. Determination of polyphenols using liquid chromatographytandem mass spectrometry technique (LC–MS/MS): A review. **Antioxidants**, v. 9, n. 6, p. 479, Jun. 2020. DOI: 10.3390/antiox9060479. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32498428/. Acesso em 12 Jan 2023.

LUCARINI, F. *et al.* Exposure to new emerging bisphenols among young children in Switzerland. **International journal of environmental research and public health,** Lausanne, v. 17, n. 13, p. 4793, jul. 2020. DOI 10.3390/ijerph17134793. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32635338/. Acesso em 08 mar. 2024.

BADAWY, M. E. et al. A review of the modern principles and applications of solid-phase extraction techniques in chromatographic analysis. **Analytical Sciences**, v. 38, n. 12, p. 1457-1487, Out. 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s44211-022-00190-8. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s44211-022-00190-8#citeas. Acesso em 11 Jan. 2023.

MANZOOR, Muhammad Faisal et al. An insight into bisphenol A, food exposure and its adverse effects on health: A review. Frontiers in nutrition, v. 9, p. 1047827, Nov. 2022. DOI: 10.3389/fnut.2022.1047827. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/36407508/. Acesso em 17 Mar. 2023.

MARTÍN-POZO, L. et al. Methods of bisphenol A detection by gas chromatography and mass spectrometry (GC-Ms) in human breast milk and foodstuff. In: Emerging Contaminants in the **Environment. Elsevier.** p. 465-493. Jan. 2022. DOI: 10.1016/B978-0-323-85160-2.00008-1. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/357996415_Methods_of_bisphenol_A_detection_by_gas_chromatography_and_mass_spectrometry_GC-Ms_in_human_breast_milk_and_foodstuff. Acesso em 12 Jan. 2023.

MARTÍNEZ-GUIJARRO, Karell et al. Assessment of bisphenols in children's toy and baby products in the Middle East. **Emerging Contaminants**, p. 100374, Set. 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.emcon.2024.100374. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405665024000751. Acesso em 13 Jan 2023.

MAZUREK, Anna Helena et al. Application of Various Molecular Modelling Methods in the Study
of Estrogens and Xenoestrogens. International Journal of Molecular Sciences, v. 21, n. 17, p. 6411,
Set. 2020. DOI: 10.3390/ijms21176411. Disponível em:
https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7504198/. Acesso em 12 Jan. 2023.

MERCEA, P. Physicochemical processes involved in migration of bisphenol A from polycarbonate. **Journal of Applied Polymer Science**, Munich, v. 112, n. 2, p. 579-593, apr. 2009. DOI 10.1002/app.29421. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/230127289_Physicochemical_Processes_Involved_in_Mi gration_of_Bisphenol_A_from_Polycarbonate. Acesso em 08 mar. 2024.

MESQUITA, M. S. Potencial de migração de antioxidantes de embalagem de polietileno para os alimentos e a relação com a saúde humana: uma revisão sistemática. 2021. 207 p. Tese (Doutorado em Ciências) - INSTITUTO NACIONAL DE CONTROLE DE QUALIDADE EM SAÚDE, FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ, Rio de Janeiro, 2021.

MILCZAREK-BANACH *et al.* The content of selected bisphenols in human fluids. Journal of Analytical Toxicology, 45(2), p.138-142, 2021.

MUNCKE, J. Endocrine disrupting chemicals and other substances of concern in food contact materials: an updated review of exposure, effect and risk assessment. **The Journal of steroid biochemistry and molecular biology**, Cham, v. 127, n. 1-2, p. 118-127, oct. 2011. DOI https://doi.org/10.1016/j.jsbmb.2010.10.004. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960076010003444?via%3Dihub. Acesso em 08 mar. 2024.

MUSACHIO, E. A. S. et al. Safer alternatives? Bisphenol F and Bisphenol S induce oxidative stress in Drosophila melanogaster larvae and trigger developmental damage. **Food and Chemical Toxicology**, v. 175, p. 113701, Mai 2023. DOI: 10.1016/j.fct.2023.113701. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/36863561/. Acesso em 12 Jan 2023.

MUSTIELES, Vicente et al. Bisphenol A and its analogues: A comprehensive review to identify and prioritize effect biomarkers for human biomonitoring. **Environment international**, v. 144, p. 105811, Aug. 2020. DOI: 10.1016/j.envint.2020.105811. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32866736/. Acesso em 12 Jan. 2023.

NISHIHARA, T. *et al.* Estrogenic activities of 517 chemicals by yeast two-hybrid assay. **Journal of Health Science**, Osaka, v. 46, n. 4, p. 282–298, aug. 2000. DOI 10.1248/jhs.46.282. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/216691807_Estrogenic_activity_of_517_chemicals_by_y east_two-hybrid_assay. Acesso em 08 mar. 2024.

NOTARO, T. G. Fatores determinantes da adoção de resina reciclada de polietileno pelas empresas no Brasil. 2022. 122 p. Dissertação (Mestrado em Administração de Empresas) - ESCOLA DE ADMINISTRAÇÃO DE EMPRESAS DE SÃO PAULO, FUNDAÇÃO GETULIO VARGAS, São Paulo, 2022.

ONU, 2023. Instituto de Água, Ambiente e Saúde da Universidade das Nações Unidas. (s.d.). Estatísticas globais de consumo de água engarrafada. Recuperado de [https://news.un.org/pt/story/2023/04/1812862.

PAN, J. et al. Prenatal exposure to bisphenol AF and its analogs in maternal plasma and birth outcomes: A cross-sectional study in China. **Environment International**, 137, 105519. Jul. 2020. DOI: 10.1016/j.envpol.2023.122295. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/37532216/. Acesso em 12 Mar. 2023.

PELCH K. *et al.* A scoping review of the health and toxicological activity of bisphenol A (BPA) structural analogues and functional alternatives. **Toxicology**, Fairfax, v. 424, n. 5, p. 152235, aug. 2019. DOI 10.1016/j.tox.2019.06.006. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31201879/. Acesso em 11 mar. 2024.

PITANGA, Â. F. Disruptores Endócrinos: Uma Jornada Temática Referenciada Na Pedagogia 5cs: Criticidade, Conhecimento Científico, Criatividade, Colaboração E Cidadania. Experiências em Ensino de Ciências, Aracajú, v. 17, n. 1, p. 243-261, abr. 2022.

PRIOVOLOS, I.; SAMANIDOU, V. Bisphenol A and its analogs migrated from contact materials into food and beverages: an updated review in sample preparation approaches. **Journal of Separation Science**, v. 46, n. 12, p. 2300081, Mar. 2023. DOI: https://doi.org/10.1002/jssc.202300081. Disponível https://analyticalsciencejournals onlinelibrary wiley com/doi/10.1002/jssc.202300081 Acesso em:

https://analyticalsciencejournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jssc.202300081. Acesso em: 12 Jan 2023.

RAHMAN, M.S. et al. Drivers of owning more BPA. **Journal of Hazardous Materials**, v. 417, p. 126076, Set. 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126076. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389421010402. Acesso em: 12 Jan. 2023.

RAMOS, A. R. *et al.* LOGÍSTICA REVERSA–O ESTUDO DE CASO APLICADO A GARRAFAS DE VIDRO DA INDÚSTRIA CERVEJEIRA ARTESANAL. **Revista de Administração, Espírito Santo do Pinhal - SP,** Espírito Santo do Pinhal, v. 21, n. 25, jul. 2021.

RAZALI, N. A. S. *et al.* The effects of storage temperature and time on the levels of phthalates in commercial PET-bottled water. **Malaysian J Anal Sci**, Selangor, v. 25, p. 508-520, jun. 2021. DOI: 10.17113/ftb.55.04.17.5128. Disponível em: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5848201/. Acesso em 12 Jan. 2023.

RESEARCH AND MARKETS. **Global Bisfenol A (BPA) Market Report and Forecast 2023-2028.** Disponível em: https://www.researchandmarkets.com/reports/5438494/global-bisfenol-a-bpamarket-report-and. Acesso em: 10 jan. 2024.

RESENDE, E. O. J. Estudo de caso das tecnologias do centro de reciclagem do Distrito Federal em comparação com a Nova Zelândia em uma visão ampla e crítica. 2021. 131 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Química Tecnológica) — Instituto de Química, Universidade de Brasília, Brasília.

RUSCHEL, P. M. C. Microplásticos de poliamida e 17β-estradiol em sistemas aquosos: estudo de competição nas interações na presença de matéria orgânica. 2023. 48 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Química Industrial) - Instituto de Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

RYU D.Y. et al. Bisphenol-A disturbs hormonal levels and testis mitochondrial activity, reducing
male fertility. Human Reproduction Open, v. 2023, n. 4, p. hoad044, 2023. DOI:
10.1093/hropen/hoad044.Disponívelem:
em:
https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC10681812/. Acesso em 12 Jan 2023.

SANTOS, C. A. **Síntese de nano-híbrido magnético à base de grafeno e ferrita de cobalto como catalisador heterogêneo na degradação de bisfenol A por eletro-Fenton.** 2021. 111 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2021.

SARAIVA, B. M. Encapsulação do Óleo Essencial de Lavandim e sua Incorporação em Filmes Bioativos para Aplicação na Indústria Alimentar. 2023. 91 p. Dissertação (Mestrado em Química Industrial) – Faculdade de Ciências – Uiversidade Beira Interior, Covilhã, 2023.

SAWADOGO, B. et al. Transfer of Bisphenol A and Trace Metals from Plastic Packaging to Mineral Water in Ouagadougou, Burkina Faso. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 20, n. 20, p. 6908, Out. 2023. DOI: 10.3390/ijerph20206908. Disponivel em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/37887646/. Acesso em 12 Jan 2023.

SEEWOO, B. J. et al. The plastic health map: A systematic evidence map of human health studies on plastic-associated chemicals. **Environment International**, v. 181, p. 108225, Nov. 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108225. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412023004981. Acesso em 12 Jan 2023.

SHOUSHTARIAN, F.; NEGAHBAN-AZAR, M. Worldwide regulations and guidelines for agricultural water reuse: a critical review. **Water,** v. 12, n. 4, p. 971, Mar. 2020. DOI:10.3390/w12040971. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/340400565_Worldwide_Regulations_and_Guidelines_for Agricultural Water Reuse A Critical Review. Acesso em 12 Jan 2023.

SOARES, F. A. A. **Efeitos de disrupção endócrina dos substitutos do Bisfenol A (Bisfenol F e Bisfenol S) na artéria umbilical humana**. 2022. 123 p. Dissertação (Mestrado em Bioquímica) - Faculdade de Ciências - Universidade da Beira Interior, Covilhã, 2022.

SONG, P. *et al.* Bisphenol S (BPS) triggers the migration of human non-small cell lung cancer cells via upregulation of TGF-β. **Toxicology in Vitro**, v. 54, p. 224-231, Mai. 2019. DOI:

10.1016/j.tiv.2018.10.005. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30292839/. Acesso em: 12 Jan. 2023.

SUN, P. *et al.* Sorption and leaching behaviors between aged MPs and BPA in water: the role of BPA binding modes within plastic matrix. **Water research**, v. 195, p. 116956, Mai. 2021. DOI: 10.1016/j.watres.2021.116956. Disponivel em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/33676178/. Acesso em 12 Jan 2023.

TANI, A. A. **Estudo teórico da remoção de Bisfenol A da água via microbiana**. 2022. 51 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) - Centro de Tecnologia e Geociências - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

TAPP Water. 2024. **How many people consume bottled water globally?** Disponível em: <<u>https://tappwater.co/blogs/blog/how-many-people-consume-bottled-water-globally></u>. Acesso em: 10 jan 2024.

TARAFDAR, A. et al. The hazardous threat of Bisphenol A: Toxicity, detection and remediation. Hazardous Materials, 423, 127097, Set. 2022. Journal of v. p. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.127097. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34488101/. Acesso em 18 Jan. 2023.

TOKULA, Blessing Enyojo et al. Agro-waste based adsorbents as sustainable materials for effective adsorption of Bisphenol A from the environment: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 388, p. 135819, 2023.

VARGHESE, S. et al. (2022). Maternal exposure to bisphenol AF during pregnancy and birth outcomes: A prospective cohort study in China. **Environment International,** 158, 106918. Dez. 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.08.055. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412018307414. Acesso em 12 Jan 2023.

VIVAS, M. P. M. *et al.* Method development using chemometric tools for determination of endocrine-disrupting chemicals in bottled mineral waters. **Food Chemistry**, Salvador, v. 370, p. 131062, feb. 2022. DOI https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2021.131062. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308814621020689. Acesso em 10 mar 2024.

VOM SAAL, Frederick S.; VANDENBERG, Laura N. Update on the health effects of bisphenol A: overwhelming evidence of harm. **Endocrinology**, v. 162, n. 3, p. bqaa171, 2021. DOI: 10.1210/endocr/bqaa171. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/33516155/. Acesso em 12 Jan. 2023.

WANG, H. *et al.* Bisphenol analogues in Chinese bottled water: quantification and potential risk analysis. **Science of The Total Environment,** Singapore, v. 713, p. 136583, jan. 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.136583. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31955091/. Acesso em 10 mar. 2024.

WANG, X. *et al.* Effects of flame retardants on ovarian function. **Reproductive Toxicology**, v. 102, p. 10-23, Abr. 2021. DOI: 10.1016/j.reprotox.2021.03.006. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/33819575/. Acesso em 12 Jan 2023.

WESTRUP, J. L. Remoção de compostos desreguladores endócrinos (EDC) empregando microfibra polimérica obtida por eletrofiação. 2020. 198 p. Tese (Doutorado em Engenharia Quimica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Química. Programa de Pós-Graduação em Química, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.

WNUCZEK, K. *et al.* Synthesis and Spectroscopic Analyses of New Polycarbonates Based on Bisphenol A-Free Components. **Polymers**, Lublin, v. 13, n. 24, p. 4437, dec. 2021. DOI https://doi.org/10.3390/polym13244437. Disponível em: https://www.mdpi.com/2073-4360/13/24/4437. Acesso em 10. Mar. 2024.

WU, X. et al. Bisphenol A analogs induce cellular dysfunction in human trophoblast cells in a thyroid hormone receptor-dependent manner: in silico and in vitro analyses. Environmental Science & Technology, v. 56, n. 12, p. 8384-8394, Set. 2022. DOI: 10.1021/acs.est.1c08161. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/35666658/. Acesso em 12 Jan 2023.

XIAO, C. *et al.* Hazards of bisphenol A (BPA) exposure: A systematic review of plant toxicology studies. **Journal of Hazardous Materials,** Wuxi, v. 384. N. 12, p. 121488, feb. 2020. DOI https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121488. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389419314426?via%3Dihub. Acesso em 10 mar. 2024.

ZHANG, F. et al. Panoramic View of Interface-Related Thermo-oxidative Aging of Carbon Fiber-Reinforced Epoxy Composites. **Macromolecules**, Abr. 2024. DOI: 10.1021/acs.macromol.4c00383. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/380144962_Panoramic_View_of_Interface-Related_Thermo-oxidative_Aging_of_Carbon_Fiber-Reinforced_Epoxy_Composites. Acesso em 12 Jan 2024.

ZHANG, H., et al. Detection of bisphenol A and its analogs in human milk from the Yangtze River Delta region, China: Implications for human exposure. **Environment International**, 141, 105791. Jan. 2020. DOI: 10.1007/s11356-019-07111-9. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31838679/. Acesso em 12 Jan 2023.

ZHANG, J. et al. Small molecules regulating reactive oxygen species homeostasis for cancer therapy. **Medicinal Research Reviews**, v. 41, n. 1, p. 342-394, 2021a. DOI: 10.1002/med.21734. Disponivel em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32981100/. Acesso em 18 fev 2024.

ZHANG, W. et al. Exposure to bisphenol a substitutes and gestational diabetes mellitus: a prospective cohort study in China. **Frontiers in endocrinology**, v. 10, p. 262, Abr. 2019. DOI: 10.3389/fendo.2019.00262. Disponível em: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6503732/. Acesso em 12 Jan 2023.

ZHANG, Y. ET AL. Geological and Hydrogeological Controls on the Occurrence and Distribution of Mineral Waters: A Case Study. **Water.** (2021b). DOI:10.1306/07211413147. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/272399021_Geological_and_hydrological_controls_on_w ater_coproduced_with_coalbed_methane_in_Liulin_eastern_Ordos_basin_China. Acesso em 18 jan 2023.

ZULKIFLI, Sarah et al. Bisphenol A and its effects on the systemic organs of children. **European journal of pediatrics**, v. 180, n. 10, p. 3111-3127, Abr. 2021. DOI: 10.1007/s00431-021-04085-0. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/33893858/. Acesso em 19 Jan 2023.

APÊNDICE A

Autor	Ano	País	Substância	Material da Garrafa	Condições de Armazenamento	Temperatura média (° C)	Armazenamento (dias)	pH (Médio)	Concentração (ng/L)	Método de Análise	Extração	Cartucho	Volume de injeção (mL)	Volume de extração (mL)	Clean-up	Recuperação Média (%)	Desvio padrão (%)	LOD ng/L	LOQ ng/L
Bayatloo, Nojavan	2022	Iran	BPA	n.i.	n.i.				1100.0	HPLC-DAD	MSPE	NI	0.02	10.00	MeOH	99.50	5.80	60.00	180.00
Vivas et al.	2022	Brazil	BPA	РР	Sdw	50.0	7		1340.0	LC-MS	d-?-SPE	C18 HLB® OASIS	0.05	100.00	Methanol	88.00	0.09	32.70	109.00
Colin et al.	2014	France	BPA	PC	Sdw	25.0			4210.0	LC-MS	SPE				methanol	123.00		8.33	25.00
Colin et al.	2014	France	BPA	PC	Sdw	25.0			1660.0	LC-MS	SPE				methanol	123.00		8.33	25.00
Colin et al.	2014	France	BPA	PC	Sdw	25.0			250.0	LC-MS	SPE				methanol	123.00		8.33	25.00
Colin et al.	2014	France	BPA	PC	Sdw	25.0			70.0	LC-MS	SPE				methanol	123.00		8.33	25.00
Colin et al.	2014	France	BPA	PC	Sdw	25.0			440.0	LC-MS	SPE				methanol	123.00		8.33	25.00
Colin et al.	2014	France	BPA	PC	Sdw	25.0			350.0	LC-MS	SPE				methanol	123.00		8.33	25.00
Jing et al.	2020	China	BPA	n.i.	n.i.	25.0			100.0	HPLC-FLD	ETA-SHS- ME-SFO		0.01	5.00	sodium octanoate	75.60	0.06	200.00	700.00
Jing et al.	2020	China	BPA	n.i.	n.i.	25.0			100.0	HPLC-FLD	ETA-SHS- ME-SFO		0.01	5.00	sodium octanoate	72.00	0.06	200.00	700.00
Jing et al.	2020	China	BPA	n.i.	n.i.	25.0			100.0	HPLC-FLD	ETA-SHS- ME-SFO		0.01	5.00	sodium octanoate	75.00	0.01	200.00	700.00
Gupta et al.	2017	USA	BPA	n.i.	n.i.				220.0	LC-TOF-MS						100.00	3.45	10.00	
Gupta et al.	2017	USA	BPA	n.i.	n.i.				150.0	LC-TOF-MS						100.00	3.45	10.00	
Gupta et al.	2017	USA	BPA	n.i.	n.i.				190.0	LC-TOF-MS						100.00	3.45	10.00	
Wang et al.	2019	China	BPA	n.i.	n.i.				500.0	SERS						110.00	5.00	2.80	3.30
Liu et al.	2019	China	BPA	n.i.	Sdw	25.0			4300.0	HPLC-PDA					Methanol:Deio niz water (75:25)	96.30	0.41	3.60	10.90
Ayazi et al.	2022	Iran	BPA	n.i.	n.i.				0,0514	HPLC-FD	TFME	PVA/PVP/PES	NA	20.00	(75.25)	90.00	0.05	300.00	1000.00
Ayazi et al.	2022	Iran	BPA	n.i.	n.i.				0,0277	HPLC-FD	TFME	PVA/PVP/PES	NA	20.00		90.00	0.05	300.00	1000.00
Ayazi et al.	2022	Iran	BPA	n.i.	n.i.				0,0167	HPLC-FD	TFME	PVA/PVP/PES	NA	20.00		90.00	0.05	300.00	1000.00
Bodur et al.	2020	Turkey	BPA	n.i.	Sdw	4.0			222.5	GC-MS	SSLPME	SS-LPME-ID		15.00	sodium hydroxide	99.40	0.01	51.70	172.30
Bodur et al.	2020	Turkey	BPA	n.i.	Sdw	4.0			169.7	GC-MS	SSLPME	SS-LPME-ID		15.00	sodium hydroxide	100.00	0.01	51.70	172.30
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				60.3	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				16.5	HPLC-UV	MSPE	Fe 30 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				18.7	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				81.3	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				31.0	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				89.7	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				96.4	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				82.5	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				90.4	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				88.5	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				83.3	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				14.0	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				83.0	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				38.2	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				72.8	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				10.4	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				26.5	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				99.2	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				16.9	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Zadeh et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	n.i.				91.7	HPLC-UV	MSPE	Fe 3O 4/GO NC	0.02	2.00	10% v/v acetic acid in methanol	100.84	4.48	2.50	
Struzina et al.	2022	Canada	BPA	n.i.	Sdw	-20.0			0.8	GC-HRMS	SPE	Oasis HLB	0.00	4.00	Methanol	107.75	4.60	1.61	
Struzina et al.	2022	Canada	BPAF	n.i.	Sdw	-20.0			0.8	GC-HRMS	SPE	Oasis HLB	0.00	4.00	Methanol	107.75	4.60	1.61	
Struzina et al. 2022	Canada	BPF	n.i.	Sdw	-20.0		0.8	GC-HRMS	SPE	Oasis HLB	0.00	4.00	Methanol	107.75	4.60	1.61			
----------------------	--------	------	------	-----	-------	--	--------	-----------	-----	--------------	------	--------	----------	--------	------	---------	----------		
Struzina et al. 2022	Canada	BPS	n.i.	Sdw	-20.0		0.8	GC-HRMS	SPE	Oasis HLB	0.00	4.00	Methanol	107.75	4.60	1.61			
Russo et al. 2022	Italy	BPE	PET	Sdw	25.0		88.4	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		811.6	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPE	PET	Sdw	25.0		11.7	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPB	PET	Sdw	25.0		192.4	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		512.4	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPE	PET	Sdw	25.0		43.1	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		1544.7	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPF	PET	Sdw	25.0		30.3	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		48.9	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		57.4	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPF	PET	Sdw	25.0		9.1	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPE	PET	Sdw	25.0		5.6	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		4.3	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		639.5	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		322.4	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		180.0	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPB	PET	Sdw	25.0		21.8	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		110.1	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPF	PET	Sdw	25.0		14.1	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPE	PET	Sdw	25.0		16.0	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		50.6	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPB	PET	Sdw	25.0		2.6	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		54.6	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPF	PET	Sdw	25.0		8.0	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPE	PET	Sdw	25.0		9.2	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		4.3	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPF	PET	Sdw	25.0		63.1	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		62.5	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPF	PET	Sdw	25.0		42.0	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPE	PET	Sdw	25.0		67.9	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		28.9	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPB	PET	Sdw	25.0		3.9	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		863.5	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		1.0	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPE	PET	Sdw	25.0		23.2	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		19.0	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		866.4	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		165.2	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPB	PET	Sdw	25.0		1.2	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		27.5	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		4.3	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		
Russo et al. 2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		582.8	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol			3165.00	10545.00		

Russo et al.	2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		51.6	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		37.7	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		942.6	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		4.3	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPF	PET	Sdw	25.0		327.4	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		485.9	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPE	PET	Sdw	25.0		164.0	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		204.5	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		373.4	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		26.8	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		345.6	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		35.2	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		46.2	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		109.6	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPF	PET	Sdw	25.0		18.2	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		12.8	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		871.9	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		85.4	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		19.8	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPF	PET	Sdw	25.0		9.6	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		30.6	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPF	PET	Sdw	25.0		6.2	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		25.4	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPF	PET	Sdw	25.0		77.3	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPE	PET	Sdw	25.0		779.5	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		68.2	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		67.8	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPF	PET	Sdw	25.0		127.4	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		329.2	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPF	PET	Sdw	25.0		11.6	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		56.7	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		52.1	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		716.0	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPAF	PET	Sdw	25.0		15.2	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		1050.0	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPF	PET	Sdw	25.0		29.4	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPE	PET	Sdw	25.0		223.3	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPA	PET	Sdw	25.0		900.0	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPS	PET	Sdw	25.0		1.8	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPS	PET	Sdw	25.0		11.8	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPS	PET	Sdw	25.0		51.5	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
Russo et al.	2022	Italy	BPS	PET	Sdw	25.0		10.0	LC-UV-FLD	SPE	200mg-Strata		200.00	Methanol		3165.00	10545.00
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sdw	8.0	1	11.3	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol			
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sdw	18.0	1	10.3	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol			

er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sun	28.0	1		10.3	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczył	2022	Poland	BPA	PET	Sun	38.0	1		5.2	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczył	2022	Poland	BPA	PET	Sun	48.0	1		7.8	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczył	2022	Poland	BPA	PET	Sdw	8.0	1		7.9	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczył	2022	Poland	BPA	PET	Sdw	18.0	1		10.2	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczył	2022	Poland	BPA	PET	Sun	28.0	1		1.6	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sun	38.0	1		8.0	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sun	48.0	1		18.5	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sdw	8.0	1		5.0	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sdw	18.0	1		9.1	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sun	28.0	1		10.5	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sun	38.0	1		6.9	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sun	48.0	1		15.0	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sdw	8.0	1		6.5	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sdw	18.0	1		13.1	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sun	28.0	1		18.0	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sun	38.0	1		7.0	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sun	48.0	1		7.0	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sdw	8.0	1		11.5	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sdw	18.0	1		12.5	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczyk	2022	Poland	BPA	PET	Sun	28.0	1		9.7	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczył	2022	Poland	BPA	PET	Sun	38.0	1		6.1	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
er-Kramarczył	2022	Poland	BPA	PET	Sun	48.0	1		10.6	LC-MS/MS	SPE	C-18	1.00	500.00	Methanol				
hakraborty et	2022	India	BPA	PET	n.i.				118.1	GC-MS	SPE	C18	0,001		methanol	100.00	0.01	7.00	
hakraborty et	2022	India	BPA	PET	n.i.				4.9	GC-MS	SPE	C18	0,001		methanol	100.00	0.01	7.00	
hakraborty et	2022	India	BPA	PET	n.i.				3.5	GC-MS	SPE	C18	0,001		methanol	100.00	0.01	7.00	
Beduk et al.	2022	Saudi Arabia	BPA	n.i.	n.i.				344.5	LSG-MIP						106.50	3.36	3.97	
Beduk et al.	2022	Saudi Arabia	BPA	n.i.	n.i.				302.4	LSG-MIP						101.10	0.48	3.97	
Beduk et al.	2022	Saudi Arabia	BPA	n.i.	n.i.				302.4	LSG-MIP						103.10	3.54	3.97	
Bhogal et al.	2021	India	BPA	n.i.	Sun	100.0	1		360.0	HPLC-PDA	dt-MMIP- SPE		0.02		MeOH/HAc	97.15	0.05	40.00	
Li et al.	2021	China	BPZ	n.i.	n.i.				3.4	LC-MS/MS	SPE	HLB cartridges (Oasis [®] HLB, 60 mg, 3 cc: Waters, USA)	0.30	3.00	ethyl acetate	105.00	0.10	0.40	
Li et al.	2021	China	BPAP	n.i.	n.i.				3.9	LC-MS/MS	SPE	HLB cartridges (Oasis [®] HLB, 60 mg, 3 cc: Waters, USA)	0.30	3.00	ethyl acetate	81.00	0.10	0.50	
Li et al.	2021	China	BPAF	n.i.	n.i.				1.0	LC-MS/MS	SPE	HLB cartridges (Oasis [®] HLB, 60 mg, 3 cc: Waters, USA)	0.30	3.00	ethyl acetate	92.00	0.10	0.50	
Li et al.	2021	China	BPP	n.i.	n.i.				2.9	LC-MS/MS	SPE	HLB cartridges (Oasis [®] HLB, 60 mg, 3 cc: Waters, USA)	0.30	3.00	ethyl acetate	94.00	0.10	0.30	
Li et al.	2021	China	BPM	n.i.	n.i.				2.8	LC-MS/MS	SPE	HLB cartridges (Oasis [®] HLB, 60 mg, 3 cc: Waters, USA)	0.30	3.00	ethyl acetate	105.00	0.10	0.50	
Li et al.	2021	China	BPS	n.i.	n.i.				0.3	LC-MS/MS	SPE	HLB cartridges (Oasis [®] HLB, 60 mg, 3 cc: Waters, USA)	0.30	3.00	ethyl acetate	91.00	0.10	0.50	
Li et al.	2021	China	BPF	n.i.	n.i.				1.5	LC-MS/MS	SPE	HLB cartridges (Oasis [®] HLB, 60 mg, 3 cc: Waters, USA)	0.30	3.00	ethyl acetate	91.00	0.10	0.40	
Li et al.	2021	Turkey	BPA	n.i.	n.i.				1.2	PGA/PGE	NA		NA	NA		97.00		0.37	1.24
Gorduk	2020	Indonesia	BPA	n.i.	n.i.				0.3	CPE/TiO2 NRs	NA		NA	NA		100.48	0.01	0.08	
Bodur et al.	2020	Turkey	BPA	n.i.	Sun				192.1	GC-MS	BSLPME	DCM (74.2 µL)/DCE (125.8 µL) and ACT (1.56 mL)			ethanol	100.30	3.50	0.30	1.00
Bodur et al.	2020	Turkey	BPA	n.i.	Sun				198.0	GC-MS	BSLPME	DCM (74.2 µL)/DCE (125.8 µL) and ACT (1.56 mL)			ethanol	100.00	2.40	0.30	1.00
Gorji et al.	2019	Iran	BPA	n.i.	n.i.			6.5	70.0	HPLC-UV	SBSE		0.02		acetonitrile	95.00	9.35	20.00	60.00
Sheng et al.	2018	China	BPA	n.i.	n.i.				10.0	HPLC- MS/MS	NA	MPMs (Magnetic Polystyrene Microspheres)		10.00	PBS	97.70		20.00	
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	20.0	10	7.3	2.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%			13.00	42.00

neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	20.0	10	7.5	2.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	40.0	10	7.3	6.6	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	40.0	10	4.1	6.6	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	40.0	10	6.8	6.6	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	40.0	10	6.5	6.6	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	40.0	10	7.7	6.6	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	40.0	10	6.8	6.6	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	40.0	10	6.9	6.6	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	40.0	10	6.0	6.6	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	40.0	10	4.5	6.6	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	20.0	10	4.1	2.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	40.0	10	7.5	6.6	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	20.0	10	6.8	2.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	20.0	10	6.5	2.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	20.0	10	7.7	2.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	20.0	10	6.8	2.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	20.0	10	6.9	2.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	20.0	10	6.0	2.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
neck-Hahn et	2018	South Africa	BPA	PET	Sdw	20.0	10	4.5	2.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	Methanol 10%		13.00	42.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		4.9	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		6.1	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		6.7	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	РР	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	РР	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	РР	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	РР	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PE	Sun	37.4	0		20.7	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		3.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		27.3	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00
Chailurkit et a	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10		15.0	HPLC- MS/MS			0.005				30.00	70.00

Chailurkit et al	2017	Thailand	BDA	PET	Sun	37.4	10	15.0	HPLC-		0.005			30.00	70.00
Chailuskit at al	2017	Theilend	DIA	DET	Sun	27.4	10	0.0	MS/MS HPLC-		0.005			30.00	70.00
Chailuskit at al	2017	Theilend	DDA	PET	Sun	37.4	10	15.0	MS/MS HPLC-		0.005			30.00	70.00
Chailunkit et al	2017	Thailand	BPA	PEI	Sun	37.4	10	15.0	MS/MS HPLC-		0.005			30.00	70.00
	2017	Inailand	BPA	PEI	Sun	37.4	10	15.0	MS/MS HPLC-		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10	15.0	MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10	15.0	MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10	15.0	MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10	15.0	MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0	15.0	MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	РР	Sun	37.4	10	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	РР	Sun	37.4	10	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PP	Sun	37.4	10	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	РР	Sun	37.4	10	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PE	Sun	37.4	10	8.7	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	10	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	15.0	HPLC-		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	15.0	HPLC-		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0	15.0	HPLC-		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	15.0	HPLC-		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	15.0	HPLC-		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	0.5	MS/MS HPLC-		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	15.0	MS/MS HPLC-		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	15.0	MS/MS HPLC-		0.005			30.00	70.00
Chailushit et al	2017	Thanand	DRA	PET		37.4	30	15.0	MS/MS HPLC-		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Theil (DPA	PEI	Sun	37.4	20	15.0	MS/MS HPLC-		0.005			30.00	70.00
Chail dia	2017	1 natiand	BPA	PET	Sun	5/.4	30	15.0	MS/MS HPLC-		0.005			30.00	70.00
chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	15.0	MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	7140.0	MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	15.0	MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	0	0.1	MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PET	Sun	37.4	30	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00
Chailurkit et al	2017	Thailand	BPA	PP	Sun	37.4	30	15.0	HPLC- MS/MS		0.005			30.00	70.00

MS/MS		/0.00
Chailurkit et al 2017 Thailand BPA PP Sun 37.4 30 15.0 HPLC- 0.005	30.00	70.00
Chailurki et al 2017 Thailand BPA PP Sun 37.4 30 15.0 HPLC- HPLC	30.00	70.00
Chailurkit et al 2017 Thailand BPA PE Sun 37.4 30 L3 HPLC- HPLC- HPLC- HPLC- HPLC- 0.005	30.00	70.00
Dialukit et al 201 Dialukit et al 201 MSMS Dialukit et al 201 Dialukit et al 201 MSMS Dialukit et al 201 Dialukit et al Dialukit et al Dialuki	30.00	70.00
Theiluki et al 2017 Theiland BPA PET Sun 37.4 30 150 HPLC- 0.005	30.00	70.00
Theilude's et al. 2017 Theilude DBA DET Sun 27.4 20 15.0 HPLC- 0.005	30.00	70.00
Chamana Carl 2017 Tanina DFA TET Sun 27.4 30 15.0 MS/MS 0000	30.00	70.00
Challunce at 2017 Inaliana BPA PET Sun 37.4 30 15.0 MS/MS 0.003	30.00	70.00
Chalurki et al 2017 Inaliand BPA PEI Sun 37.4 0 15.0 MS/MS 0.000	30.00	70.00
Chalurki et al 2017 Inaliand BPA PEI Sun 37.4 30 15.0 MS/MS 0.000	30.00	70.00
Charlurket et al 2017 Inatiand BPA PET Sun 37.4 30 18.5 MS/MS 0.005	30.00	70.00
Chailurki et al 2017 Thailand BPA PET Sun 37.4 0 1.0 MS/MS 0.005	30.00	70.00
Rowell et al. 2016 Qatar BPA PC Sun 32.1 12 1700.0 Or of a constraint of a con	0.50	
Rowell et al. 2016 Qatar BPA PET Sun 32.1 12 0.3 Office_conse OTOC MEPS Image: Construction of the construction of th	0.50	
Rowell et al. 2016 Qatar BPA PET Sun 32.1 12 0.3 CH CO-LOF MEPS	0.50	
Rowell et al. 2016 Qatar BPA PET Sun 32.1 12 0.3 Unrec-ess QTOF MEPS	0.50	
Rowell et al. 2016 Qatar BPA PET Sun 32.1 12 0.3 Office-esc QTOF MEPS	0.50	
Rowell et al. 2016 Qatar BPA PET Sun 32.1 12 0.3 UHPLC-ESL QTOF MEPS	0.50	
Rowell et al. 2016 Qatar BPA PET Sun 32.1 12 0.3 UHPLC-ESL QTOF MEPS	0.50	
Rowell et al. 2016 Qatar BPA PET Sun 32.1 12 0.3 UHPLC-ESL- QTOF MEPS	0.50	
Rowell et al. 2016 Qatar BPA PET Sun 32.1 12 0.3 UHPLC-FSL- QTOF MEPS	0.50	
Rowell et al. 2016 Qatar BPA PET Sun 32.1 12 0.3 UHPLC-ESL QTOF MEPS	0.50	
Ayazi e Matin 2016 Iran BPA PET n.i. 5500.0 HPLC-UV SBSE 0.02 10.00 chloroform 97.00 7.80	300.00	
Ayazi e Matin 2016 Iran BPA PET n.i. 10000.0 HPLC-UV SBSE 0.02 10.00 chloroform 97.00 7.80	300.00	
Ayazi e Matin 2016 Iran BPA PET n.i. 16300.0 HPLC-UV SBSE 0.02 10.00 chloroform 97.00 7.80	300.00	
Ayazi e Matin 2016 Iran BPA PET n.i. 27600.0 HPLC-UV SBSE 0.02 10.00 chloroform 97.00 7.80	300.00	
Ayazi e Matin 2016 Iran BPA PET n.i. 21500.0 HPLC-UV SBSE 0.02 10.00 chloroform 97.00 7.80	300.00	
Ayazi e Matin 2016 Iran BPA PET n.i. 14700.0 HPLC-UV SBSE 0.02 10.00 chloroform 97.00 7.80	300.00	
Ayazi e Matin 2016 Iran BPA PET n.i. 9300.0 HPLC-UV SBSE 0.02 10.00 chloroform 97.00 7.80	300.00	
Ayazi e Matin 2016 Iran BPA PET n.i. 30100. HPLC-UV SBSE 0.02 10.00 chloroform 97.00 7.80	300.00	
Ayazi e Matin 2016 Iran BPA PET n.i. 19600.0 HPLC-UV SBSE 0.02 10.00 chloroform 97.00 7.80	300.00	
Saini et al. 2015 India BPA PET n.i. 40.0 7.0 0.02 HPLC-UV MEPS MEPS C-18 0.01 acetonitrile 97.50 0.06	0.04	0.12
Brennan et al. 2014 Ireland BPA PC n.i. 67.4 GC-MS ELL 0.0002		
Vivas et al. 2022 Brazil BPA PP Sdw 50.0 1 502.0 LC-MS d-2-SPE C18 HLB® OASIS 0.05 100.00 Methanol 81.00 9.20	32.70	109.00
Vivas et al. 2022 Brazil BPA PP Sdw 25.0 0 16.4 LC-MS d-2-SPE C18 HLB® OASIS 0.05 100.00 Methanol 98.00 9.20	32.70	109.00
Altannak et al 2015 Kuwait BPA PET n.i. 45.0 4 4.0 5900.0 UPLC-UV NI NI 0.01 1.00 103.50	400.00	1000.00
Altannak et al 2015 Kuwait BPA PET n.i. 45.0 4 4.0 200.0 UPLC-UV NI NI 0.01 1.00 103.50	400.00	1000.00
Altannak et al 2015 Kuwait BPA PET n.i. 45.0 1 4.0 200.0 UPLC-UV NI NI 0.01 1.00 103.50	400.00	1000.00
Altannak et al 2015 Kuwait BPA PET n.i. 45.0 1 4.0 5000.0 UPLC-UV NI NI 0.01 1.00 103.50	400.00	1000.00
Zang et al. 2015 China BPA n.i. Sdw 4.0 * GC-MS MSPE NI 1.00 Methanol 97.80 3.10	10.00	30.00
Daini e Nassi 2014 Lebanon BPA PC Sun 3 100.0 HPLC-FLD SPE C18 0.02 20.00 1/% formic acid in acotomicita	50.00	
Data in example BPA PC Sun 3 0.3 HPLC-FLD SPE C18 0.02 20.00 l/m account	50.00	
Data in Accounting Data in Account of the second of the seco	50.00	
Dhaini e Nassi 2014 Lebano BPA PC Sun 3 25.0 HPLC-FLD SPE C18 0.02 20.00 ^{1/3} / ₁₀ contracted	50.00	

Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		25.0	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		0.1	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		25.0	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		0.1	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		25.0	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		25.0	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		0.1	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		0.2	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		0.2	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		0.1	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		25.0	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		25.0	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		25.0	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		0.1	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		0.1	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nassi	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		0.2	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nass	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		25.0	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Dhaini e Nassi	2014	Lebanon	BPA	PC	Sun		3		1.4	HPLC-FLD	SPE	C18	0.02	20.00	1% formic acid in acetonitrile			50.00	
Guart et al.	2014	Spain	BPA	PC	Sdw	21.1	0		12116.0	GC-MS	SPE	200 mg Oasis HLB							
Guart et al.	2014	Spain	BPA	PC	Sdw	21.1	365		11137.0	GC-MS	SPE	200 mg Oasis HLB							
Guart et al.	2014	Spain	BPA	PET	Sdw	21.1	0		116.5	GC-MS	SPE	200 mg Oasis HLB							
Guart et al.	2014	Spain	BPA	PET	Sdw	21.1	365		428.0	GC-MS	SPE	200 mg Oasis HLB							
Deng et al	2014	China	BPA	n.i.	n.i.			4.4	510.0	HPLC-UV			1.00	200.00		94.00	4.20		
Deng et al	2014	China	BPA	n.i.	n.i.			4.4	320.0	HPLC-UV			1.00	200.00		92.00	4.20		
Deng et al	2014	China	BPA	n.i.	n.i.			4.4	440.0	HPLC-UV			1.00	200.00		96.00	4.20		
Colin et al.	2013	France	BPA	PC	Sdw	25.0	4		2140.0	LC-MS			4.00	4.00	Methanol	98.00		25.00	100.00
Colin et al.	2013	France	BPA	PET	Sdw	25.0	4		12.5	LC-MS			4.00	4.00	Methanol	98.00		25.00	100.00
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		102.0	HPLC-MS	SPE	mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.8	HPLC-MS	SPE	Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		1.8	HPLC-MS	SPE	mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		1.6	HPLC-MS	SPE	Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	Licentorut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00	<u> </u>	0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		1.3	HPLC-MS	SPE	Licentout EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00	<u> </u>	0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00	<u> </u>	0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00	<u> </u>	0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	etnyl acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00	<u> </u>	0.73
Maggioni et al	2013	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	Licnroiut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	etnyl acetate/methan ol (1:1)	98.50	9.00		0.73
1		1								UDLC MS	CDE	Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylana (PP)	0.02	1.00	ethyl acetate/methan	08 50	0.00	1	0.72

Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		1.5	HPLC-MS	SPE	Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP) tubes	0.02	1.00	ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		1.4	HPLC-MS	SPE	Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		2.7	HPLC-MS	SPE	Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		1.5	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		2.0	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		1.1	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.8	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	tubes Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Maggioni et al 20	13	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0	5		0.4	HPLC-MS	SPE	Lichrolut EN 200 mg and 3 mL polypropylene (PP)	0.02	1.00	ol (1:1) ethyl acetate/methan	98.50	9.00		0.73
Ryu et al. 202	20	China	BPA	n.i.	Sdw	25.0		7.0	1270.0	HPLC-UV	MSPE	MWCNTs-Fe3O4?MnO2		10.00	Methanol	99.20	5.55	0.09	0.17
Santhi et al. 20	12 1	Malaysia	BPA	PET	n.i.	25.0	0		3.3	GC-MS	SPE	C18	1.00	6.00	acetone:hexane (1:1)	84.00	5.10	0.40	1.30
Santhi et al. 20	12 1	Malaysia	BPA	PET	Sun	50.0	3		11.3	GC-MS	SPE	C18	1.00	6.00	acetone:hexane (1:1)	84.00	5.10	0.40	1.30
Souza et al. 20	12	Brazil	BPA	PET	Sdw	4.0	0	3.0	14.5	GC-MS	SPE	500 mg, SupelcleanTM ENVIT	1.00	1.00	EtOAc/MeOH (60:40	83.50	6.00	29.00	44.00
Souza et al. 20	12	Brazil	BPA	PET	Sdw	25.0	60		14.5	GC-MS	SPE	500 mg, SupelcleanTM ENVIT	1.00	1.00	EtOAc/MeOH (60:40	83.50	6.00	29.00	44.00
quez-Hidalgo (20)	22 0	Colombia	BPA	n.i.	n.i.			8.3	110673.0	GC-MS		C18							
Dévier et al. 20	13	France	BPA	PET	Sun	40.0	10	7.0	5.0	GC-MS	SPME	C18 (200 mg, 3 mL)	0.005	500.00	Dichlorometha ne-methanol (80:20)	100.00			10.00
Dévier et al. 20	13	France	BPA	PET	Sun	40.0	10	7.0	5.0	GC-MS	SPME	C18 (200 mg, 3 mL)	0.005	500.00	Dichlorometha ne-methanol (80:20)	100.00			10.00
Elobeid et al. 20	12	Saudi Arabia	BPA	PET	Sdw	25.0		7.5	4.2	GC-MS	ELL		0.001	1.00	(80.20)	86.50			
Elobeid et al. 20	12	Saudi Arabia	BPA	PET	Sdw	25.0		7.1	3.5	GC-MS	ELL		0.001	1.00		86.50			
Elobeid et al. 20	12	Saudi Arabia	BPA	PET	Sdw	25.0		7.6	3.2	GC-MS	ELL		0.001	1.00		86.50			
Elobeid et al. 20	12	Saudi Arabia	BPA	PET	Sdw	25.0		7.2	3.1	GC-MS	ELL		0.001	1.00		86.50			
Elobeid et al. 20	12	Saudi Arabia	BPA	PET	Sdw	25.0		7.5	4.8	GC-MS	ELL		0.001	1.00		86.50			
Elobeid et al. 20	12	Saudi Arabia	BPA	PET	Sdw	25.0		7.4	5.1	GC-MS	ELL		0.001	1.00		86.50			
Elobeid et al. 20	12	Saudi Arabia	BPA	PET	Sdw	25.0		8.0	4.2	GC-MS	ELL		0.001	1.00		86.50			
Elobeid et al. 20	12	Saudi Arabia	BPA	PET	Sun	40.0		7.5	7.9	GC-MS	ELL		0.001	1.00		86.50			
Elobeid et al. 20	12	Saudi Arabia	BPA	PET	Sun	40.0		7.1	8.6	GC-MS	ELL		0.001	1.00		86.50			
Elobeid et al. 20	12	Saudi Arabia	BPA	PET	Sun	40.0		7.6	6.3	GC-MS	ELL		0.001	1.00		86.50			
Elobeid et al. 20	12	Saudi Arabia	BPA	PET	Sun	40.0		7.2	6.2	GC-MS	ELL		0.001	1.00		86.50			
Elobeid et al. 20	12	Saudi Arabia	BPA	PET	Sun	40.0		7.5	7.2	GC-MS	ELL		0.001	1.00		86.50			
Elaboid at al 20	12	Saudi	BPA	PET	Sun	40.0		7.4	7.4	GC-MS	ELL		0.001	1.00		86.50			

Elobeid et al. 2012	Saudi Arabia	BPA	PET	Sun	40.0	8	8.8	GC-MS	ELL		0.001	1.00		86.50			
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PET	Sdw	25.0		15.6	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PET	Sdw	25.0		16.5	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PET	Sdw	25.0		16.1	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPE	PET	Sdw	25.0		6.3	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.73	2.42
Elobeid et al. 2020	China	BPE	PET	Sdw	25.0		6.1	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.73	2.42
Elobeid et al. 2020	China	BPE	PET	Sdw	25.0		7.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.73	2.42
Elobeid et al. 2020	China	BPE	PET	Sdw	25.0		0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.73	2.42
Elobeid et al. 2020	China	BPE	PET	Sdw	25.0		0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.73	2.42
Elobeid et al. 2020	China	BPE	PET	Sdw	25.0		0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.73	2.42
Elobeid et al. 2020	China	BPE	PET	Sdw	25.0		0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.73	2.42
Elobeid et al. 2020	China	BPE	PET	Sdw	25.0		0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.73	2.42
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PET	Sdw	25.0		34.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPE	PET	Sdw	25.0		0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.73	2.42
Elobeid et al. 2020	China	BPE	PET	Sdw	25.0		0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.73	2.42
Elobeid et al. 2020	China	BPE	PET	Sdw	25.0		0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.73	2.42
Elobeid et al. 2020	China	BPAF	PET	Sdw	25.0		4.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al. 2020	China	BPAF	PET	Sdw	25.0		4.9	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al. 2020	China	BPAF	PET	Sdw	25.0		4.7	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al. 2020	China	BPAF	PET	Sdw	25.0		4.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al. 2020	China	BPAF	PET	Sdw	25.0		4.9	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al. 2020	China	BPAF	PET	Sdw	25.0		0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al. 2020	China	BPAF	PET	Sdw	25.0		0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PET	Sdw	25.0		44.9	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPAF	PET	Sdw	25.0		0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al. 2020	China	BPAF	PET	Sdw	25.0		0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al. 2020	China	BPAF	PET	Sdw	25.0		0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al. 2020	China	BPAF	PET	Sdw	25.0		0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al. 2020	China	BPAP	PET	Sdw	25.0		0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al. 2020	China	BPB	PET	Sdw	25.0		0.5	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.98	3.27
Elobeid et al. 2020	China	BPZ	PET	Sdw	25.0		1.1	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	2.17	7.22
Elobeid et al. 2020	China	BPS	PET	Sdw	25.0		1.2	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	2.30	7.67
Elobeid et al. 2020	China	BPC	PET	Sdw	25.0		0.5	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.98	3.27
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PC	Sdw	25.0		1394.3	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PET	Sdw	25.0		12.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PC	Sdw	25.0		2833.1	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PC	Sdw	25.0		6452.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PC	Sdw	25.0		1452.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PC	Sdw	25.0		818.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PC	Sdw	25.0		135.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PC	Sdw	25.0		641.6	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PC	Sdw	25.0		576.0	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PC	Sdw	25.0		151.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al. 2020	China	BPA	PC	Sdw	25.0		768.7	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27

Elobeid et al.	2020	China	BPS	PC	Sdw	25.0			1.2	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	2.30	7.67
Elobeid et al.	2020	China	BPA	PET	Sdw	25.0			24.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al.	2020	China	BPS	PC	Sdw	25.0			1.2	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	2.30	7.67
Elobeid et al.	2020	China	BPS	PC	Sdw	25.0			1.2	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	2.30	7.67
Elobeid et al.	2020	China	BPS	PC	Sdw	25.0			1.2	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	2.30	7.67
Elobeid et al.	2020	China	BPS	PC	Sdw	25.0			10.6	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	2.30	7.67
Elobeid et al.	2020	China	BPS	PC	Sdw	25.0			1.2	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	2.30	7.67
Elobeid et al.	2020	China	BPS	PC	Sdw	25.0			1.2	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	2.30	7.67
Elobeid et al.	2020	China	BPS	PC	Sdw	25.0			8.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	2.30	7.67
Elobeid et al.	2020	China	BPS	PC	Sdw	25.0			1.2	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	2.30	7.67
Elobeid et al.	2020	China	BPS	PC	Sdw	25.0			1.2	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	2.30	7.67
Elobeid et al.	2020	China	BPAP	PC	Sdw	25.0			0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.74	2.45
Elobeid et al.	2020	China	BPA	PET	Sdw	25.0			16.5	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al.	2020	China	BPAP	PC	Sdw	25.0			0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.74	2.45
Elobeid et al.	2020	China	BPAP	PC	Sdw	25.0			0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.74	2.45
Elobeid et al.	2020	China	BPAP	PC	Sdw	25.0			0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.74	2.45
Elobeid et al.	2020	China	BPAP	PC	Sdw	25.0			0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.74	2.45
Elobeid et al.	2020	China	BPAP	PC	Sdw	25.0			7.0	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.74	2.45
Elobeid et al.	2020	China	BPAP	PC	Sdw	25.0			7.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.74	2.45
Elobeid et al.	2020	China	BPAP	PC	Sdw	25.0			0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.74	2.45
Elobeid et al.	2020	China	BPAP	PC	Sdw	25.0			0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.74	2.45
Elobeid et al.	2020	China	BPAP	PC	Sdw	25.0			0.4	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.74	2.45
Elobeid et al.	2020	China	BPAF	PC	Sdw	25.0			0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al.	2020	China	BPA	PET	Sdw	25.0			16.3	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al.	2020	China	BPAF	PC	Sdw	25.0			4.9	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al.	2020	China	BPAF	PC	Sdw	25.0			4.7	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al.	2020	China	BPAF	PC	Sdw	25.0			0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al.	2020	China	BPAF	PC	Sdw	25.0			0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al.	2020	China	BPAF	PC	Sdw	25.0			0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al.	2020	China	BPAF	PC	Sdw	25.0			0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al.	2020	China	BPAF	PC	Sđw	25.0			0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al.	2020	China	BPAF	PC	Sdw	25.0			0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al.	2020	China	BPAF	PC	Sđw	25.0			0.8	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	1.56	5.20
Elobeid et al.	2020	China	BPA	PET	Sdw	25.0			15.7	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Elobeid et al.	2020	China	BPA	PET	Sdw	25.0			15.7	GC-MS	SPE	Oasis HLB SPE	1.00	1.00	C4H8O2 (3mL) e MeOH(3mL)	94.10	8.20	0.68	2.27
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	0	7.4	0.0	HPLC- MS/MS	SPE								
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	0	6.4	0.0	HPLC- MS/MS	SPE								
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	0	7.1	0.0	HPLC- MS/MS	SPE								
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	0	5.3	0.0	HPLC- MS/MS	SPE								
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	0	6.5	0.0	HPLC- MS/MS	SPE								
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	14	6.2	8640.0	HPLC- MS/MS	SPE								
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	14	4.9	9340.0	HPLC- MS/MS	SPE								
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	14	5.9	10100.0	HPLC- MS/MS	SPE								
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	14	4.2	13420.0	HPLC- MS/MS	SPE								

Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	14	4.8	8590.0	HPLC- MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	28	5.9	10340.0	HPLC- MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	28	3.4	11950.0	HPLC- MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	28	4.3	13590.0	HPLC- MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	28	2.7	15480.0	HPLC-	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sun	25.0	28	3	9720.0	HPLC-	SPE					
Daffi et al	2021	Nigeria	BPA	PET	Sdw	25.0	0	7.4	0.0	MS/MS HPLC-	SPE					
Dani et al.	2021	Nigeria	BFA	TEI	Suw	25.0		7.4	0.0	MS/MS HPLC-	art					
Dani et al.	2021	Nigeria	BPA	PEI	Sdw	25.0	0	6.4	0.0	MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sdw	25.0	0	7.1	0.0	MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sdw	25.0	0	5.25	0.0	MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sdw	25.0	0	6.52	0.0	MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sdw	25.0	14	7.12	3610.0	HPLC- MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sdw	25.0	14	6.17	3920.0	HPLC- MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sdw	25.0	14	6.72	4100.0	HPLC- MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sdw	25.0	14	4.57	5400.0	HPLC- MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sdw	25.0	14	6.34	3460.0	HPLC- MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sdw	25.0	28	6.97	4140.0	HPLC- MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sdw	25.0	28	5.93	4490.0	HPLC- MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sdw	25.0	28	6.45	4950.0	HPLC- MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sdw	25.0	28	4.17	6790.0	HPLC- MS/MS	SPE					
Daffi et al.	2021	Nigeria	BPA	PET	Sdw	25.0	28	6.07	4310.0	HPLC- MS/MS	SPE					
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	39	7.38	130000.0	HPLC-UV				95.00	#########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	31	7.56	100000.0	HPLC-UV				95.00	########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	59	7.32	80000.0	HPLC-UV				95.00	########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	39	7.46	150000.0	HPLC-UV				95.00	****	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	24	7.30	130000.0	HPLC-UV				95.00	########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	24	7.36	70000.0	HPLC-UV				95.00	*****	****
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	40	8.04	50000.0	HPLC-UV				95.00	########	*****
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	65	8.37	50000.0	HPLC-UV				95.00	########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	65	7.99	30000.0	HPLC-UV				95.00	########	*****
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	71	8.00	20000.0	HPLC-UV				95.00	########	#######
Parto et al.	2021	Iran	BPA	n.i.	Sdw	25.0	72	8.10	30000.0	HPLC-UV				95.00	########	****
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	48	8.36	20000.0	HPLC-UV				95.00	****	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	24	6.88	20000.0	HPLC-UV				95.00	****	#######
Parto et al.	2021	Iran	BPA	n.i.	Sdw	25.0	31	6.97	190000.0	HPLC-UV				95.00	########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	240	7.13	190000.0	HPLC-UV				95.00	########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	46	6.95	20000.0	HPLC-UV				95.00	########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	39	7.72	980000.0	HPLC-UV				95.00	****	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	27	8.1	90000.0	HPLC-UV				95.00	########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	20	7.34	190000.0	HPLC-UV				95.00	########	****
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	22	7.17	20000.0	HPLC-UV				95.00	****	****
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PVC	Sdw	25.0	19	7.73	190000.0	HPLC-UV				95.00	****	****
Parto et al.	2021	Iran	BPA	n.i.	Sdw	25.0	64	8.12	190000.0	HPLC-UV				95.00	****	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	n.i.	Sdw	25.0	54	7.73	190000.0	HPLC-UV				95.00	 ########	#########

Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0		7.70	190000.0	HPLC-UV						95.00		########	######################################
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	300	7.38	160000.0	HPLC-UV						95.00		#########	<i>******</i> **
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	330	7.56	100000.0	HPLC-UV						95.00		##########	<i></i>
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	330	7.32	80000.0	HPLC-UV						95.00		########	#########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	270	7.46	160000.0	HPLC-UV						95.00		########	#########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	300	7.30	120000.0	HPLC-UV						95.00		########	###########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	300	7.36	80000.0	HPLC-UV						95.00		****	
Posto ot ol	2021	Inn	DBA	DET	S day	25.0	220	8.04	50000.0	UDICUN						05.00			
	2021		BrA	FEI	Suw	23.0	330	8.04	50000.0	IIFEC-OV						95.00			*****
Parto et al.	2021	Iran	ВРА	PET	Sdw	25.0	330	8.37	240000.0	HPLC-UV						95.00			########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	330	7.99	910000.0	HPLC-UV						95.00		########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	345	8.00	530000.0	HPLC-UV						95.00		########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	n.i.	Sdw	25.0	348	8.10	30000.0	HPLC-UV						95.00		########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	300	6.88	180000.0	HPLC-UV						95.00		########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	300	8.36	480000.0	HPLC-UV						95.00		########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	n.i.	Sdw	25.0	330	6.97	10000.0	HPLC-UV						95.00		########	****
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	480	7.13	10000.0	HPLC-UV						95.00		########	#########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	330	6.95	20000.0	HPLC-UV						95.00		########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	240	7.72	980000.0	HPLC-UV						95.00		#########	****
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	300	8.10	100000.0	HPLC-UV						95.00		########	<i></i>
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	300	7.34	190000.0	HPLC-UV						95.00		########	#########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	300	7.17	30000.0	HPLC-UV						95.00		##########	***
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PVC	Sdw	25.0	300	7.73	10000.0	HPLC-UV						95.00		########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	n.i.	Sdw	25.0	300	8.12	200000.0	HPLC-UV						95.00		########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	n.i.	Sdw	25.0	330	7.73	190000.0	HPLC-UV						95.00		########	########
Parto et al.	2021	Iran	BPA	PET	Sdw	25.0	60	7.70	180000.0	HPLC-UV						95.00		########	########
Wang et al.	2020	China	BPS	n.i.	n.i.	25.0	1		6.0	HPLC-UV	SPE	Oasis HLB SPE	0.01	500.00	Methanol 50%	99.70	0.93	12.00	40.00
Wang et al.	2020	China	BPA	n.i.	n.i.	25.0	1		3.0	HPLC-UV	SPE	Oasis HLB SPE	0.01	500.00	Methanol 50%	99.70	1.84	6.00	20.00
Wang et al.	2020	China	BPB	n.i.	n.i.	25.0	1		3.0	HPLC-UV	SPE	Oasis HLB SPE	0.01	500.00	Methanol 50%	99.70	7.12	6.00	20.00
Wang et al.	2020	China	BPE	n.i.	n.i.	25.0	1		3.0	HPLC-UV	SPE	Oasis HLB SPE	0.01	500.00	Methanol 50%	99.70	1.33	6.00	20.00
Wang et al.	2020	China	BPF	n.i.	n.i.	25.0	1		3.0	HPLC-UV	SPE	Oasis HLB SPE	0.01	500.00	Methanol 50%	99.70	1.40	6.00	20.00
Wang et al.	2020	China	BPAF	n.i.	n.i.	25.0	1		3.0	HPLC-UV	SPE	Oasis HLB SPE	0.01	500.00	Methanol 50%	99.70	3.66	6.00	20.00
Wang et al.	2020	China	BPAP	n.i.	n.i.	25.0	1		6.0	HPLC-UV	SPE	Oasis HLB SPE	0.01	500.00	Methanol 50%	99.70	4.69	12.00	40.00
Wang et al.	2020	China	BPP	n.i.	n.i.	25.0	1		6.0	HPLC-UV	SPE	Oasis HLB SPE	0.01	500.00	Methanol 50%	99.70	1.13	12.00	40.00
Wang et al.	2020	China	BPZ	n.i.	n.i.	25.0	1		6.0	HPLC-UV	SPE	Oasis HLB SPE	0.01	500.00	Methanol 50%	99.70	4.09	12.00	40.00
AlAmmari et al	2020	Bulgaria	BPA	PET	Sdw	4.0			11080.0	UPLC-MS / MS	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	Methanol/Wate	98.40	2.00	****	****
AlAmmari et al	2020	Saudi Arabia	BPA	PET	Sdw	4.0			5720.0	UPLC-MS / MS	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	Methanol/Wate	98.20	2.00	########	########
AlAmmari et al	2020	Saudi Arabia	BPA	PET	Sdw	4.0			9480.0	UPLC-MS /	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	Methanol/Wate	98.60	2.00	########	***
AlAmmari et al	2020	Saudi	BPA	PET	Sdw	4.0			3970.0	UPLC-MS /	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	Methanol/Wate	98.20	2.00	########	########
AlAmmari et al	2020	Saudi	BPA	PET	Sdw	4.0			24880.0	UPLC-MS /	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	1 Methanol/Wate	99.00	2.00	########	+++++++++++
AlAmmari et al	2020	Arabia Saudi	BPA	PET	Sdw	4.0			4580.0	MS UPLC-MS /	SPE	Bond-Elut-C18 SPF	5,00	50.00	r Methanol/Wate	98.10	2.00	########	########
AlAmmari at -1	2020	Arabia Saudi	pp.	BET	c.4	4.0			7620.0	MS UPLC-MS /	CDE	Bond-Elet C19 CDE	5.00	50.00	r Methanol/Wate	00.00	2.00		
Al Ammericat	2020	Arabia Saudi	DrA	PEI	Saw	4.0			7020.0	MS UPLC-MS /	ore	Dona-Entr-C18 SPE	5.00	50.00	r Methanol/Wate	98.90	2.00		******
ALA.	2020	Arabia Saudi	DľA	PEI	SdW	4.0			/080.0	MS UPLC-MS /	ər't	Bond-Ent-C18 SPE	5.00	50.00	r Methanol/Wate	>6.40	2.00		****
AlAmmari et al	2020	Arabia	BPA	PET	Sdw	4.0			3590.0	MS	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	r Methanol/Wat-	98.20	2.00	#######	#######
AlAmmari et al	2020	Arabia	BPA	GLASS	Sdw	4.0			4340.0	MS	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	r r	98.40	2.00	#######	########

							1												
AlAmmari et al	2020	France	BPA	GLASS	Sdw	4.0			41190.0	UPLC-MS / MS	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	Methanol/Wate r	99.80	2.00	########	########
AlAmmari et al	2020	Turkey	BPA	PET	Sdw	4.0			11660.0	UPLC-MS / MS	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	Methanol/Wate r	98.70	2.00	*****	****
AlAmmari et al	2020	Germany	BPA	GLASS	Sdw	4.0			10440.0	UPLC-MS / MS	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	Methanol/Wate r	98.80	2.00	########	########
AlAmmari et al	2020	Lebanon	BPA	PET	Sdw	4.0			390.0	UPLC-MS / MS	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	Methanol/Wate r	96.80	2.00	****	****
AlAmmari et al	2020	Malaysia	BPA	PET	Sdw	4.0			2160.0	UPLC-MS / MS	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	Methanol/Wate r	98.20	2.00	****	########
AlAmmari et al	2020	France	BPA	PET	Sdw	4.0			10870.0	UPLC-MS / MS	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	Methanol/Wate r	98.60	2.00	****	########
AlAmmari et al	2020	Turkey	BPA	PET	Sdw	4.0			290.0	UPLC-MS / MS	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	Methanol/Wate r	96.90	2.00	*****	****
AlAmmari et al	2020	Lebanon	BPA	PET	Sdw	4.0			12410.0	UPLC-MS / MS	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	Methanol/Wate r	98.90	2.00	****	########
AlAmmari et al	2020	Italy	BPA	PET	Sdw	4.0			4250.0	UPLC-MS / MS	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	Methanol/Wate r	98.20	2.00	****	########
AlAmmari et al	2020	Saudi Arabia	BPA	PET	Sdw	4.0			2320.0	UPLC-MS / MS	SPE	Bond-Elut-C18 SPE	5.00	50.00	Methanol/Wate r	98.10	2.00	########	########
Pernica et al.	2015	Czech Republic	BPA	PET	Sdw	4.0		10.0	4.7	LC-MS	SPE	Octadecil C18, 500 mg	0.001	100.00	Methanol 50%			250.00	830.00
Guart et al.	2012	Spain	BPA	n.i.	Sdw	25.0	15		104.0	GC-MS	SPE	Oasis HLB200 mg	0.002	1.00	dichloromethan e and hexane (1:1)	100.50		0.90	2.90
Ayazi et al.	2022	Iran	BPA	n.i.	n.i.				0,1081	HPLC-FD	TFME	PVA/PVP/PES		20.00		0.90	0.05	300.00	1000.00
Ayazi et al.	2022	Iran	BPA	n.i.	n.i.				0,0717	HPLC-FD	TFME	PVA/PVP/PES		20.00		0.90	0.05	300.00	1000.00
Kaykhaii et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	Sdw		0	7.0	0.5	HPLC-UV	PT-SPE		0.02	40.00	Methanol 50%	99.90	2.24	1.00	3.20
Kaykhaii et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	Sdw	4.0	1	7.0	2.3	HPLC-UV	PT-SPE		0.02	40.00	Methanol 50%	99.90	2.24	1.00	3.20
Kaykhaii et al.	2020	Iran	BPA	n.i.	Sun		7	7.0	7.0	HPLC-UV	PT-SPE		0.02	40.00	Methanol 50%	99.90	2.24	1.00	3.20
Ugboka et al.	2020	Nigeria	BPA	PC	Sun	35.0	1	7.0	308.2	HPLC-UV	SPE	MWCNTs	0.02	25.00	Methanol 10%	93.30		4.20	6.80
Ugboka et al.	2020	Nigeria	BPA	PC	Sun	35.0	3	7	817.4	HPLC-UV	SPE	MWCNTs	0.02	25.00	Methanol 10%	93.30		4.20	6.80
Ugboka et al.	2020	Nigeria	BPA	PC	Sun	35.0	7	7.0	1516.1	HPLC-UV	SPE	MWCNTs	0.02	25.00	Methanol 10%	93.30		4.20	6.80
Ugboka et al.	2020	Nigeria	BPA	PC	Sun	35.0	21	7.0	2099.1	HPLC-UV	SPE	MWCNTs	0.02	25.00	Methanol 10%	93.30		4.20	6.80
Ugboka et al.	2020	Nigeria	BPA	PC	Sun	35.0	30	7.0	3507.1	HPLC-UV	SPE	MWCNTs	0.02	25.00	Methanol 10%	93.30		4.20	6.80
Ugboka et al.	2020	Nigeria	BPA	PC	Sun	35.0	60	7	8342.5	HPLC-UV	SPE	MWCNTs	0.02	25.00	Methanol 10%	93.30		4.20	6.80
Han et al.	2019	China	BPA	n.i.	n.i.				50.0	HPLC-PDA	SLPME	GONRs-HF	0.01	10.00	50% methanol and 50% acetone	98.50	4.70	100.00	400.00
Han et al.	2019	China	BPS	n.i.	n.i.				50.0	HPLC-PDA	SLPME	GONRs-HF	0.01	10.00	50% methanol and 50% acetone	98.50	4.70	100.00	400.00
Han et al.	2019	China	BPF	n.i.	n.i.				50.0	HPLC-PDA	SLPME	GONRs-HF	0.01	10.00	50% methanol and 50% acetone	98.50	4.70	100.00	400.00
Han et al.	2019	China	BPB	n.i.	n.i.				50.0	HPLC-PDA	SLPME	GONRs-HF	0.01	10.00	50% methanol and 50% acetone	98.50	4.70	100.00	400.00
Han et al.	2019	China	BPAF	n.i.	n.i.				50.0	HPLC-PDA	SLPME	GONRs-HF	0.01	10.00	50% methanol and 50% acetone	98.50	4.70	100.00	400.00