

EMANUEL APOLINÁRIO COSTA DE OLIVEIRA JÚNIOR

**ÉTERES DIFENÍlicos POLIBROMADOS (PBDEs) EM AR EXTERIOR
NA REGIÃO DE SOROCABA: QUANTIFICAÇÃO SAZONAL E RISCO DE
EXPOSIÇÃO À SAÚDE HUMANA**

Sorocaba
2026

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

*ciências
ambientais*

EMANUEL APOLINÁRIO COSTA DE OLIVEIRA JÚNIOR

**ÉTERES DIFENÍLICOS POLIBROMADOS (PBDEs) EM AR EXTERIOR
NA REGIÃO DE SOROCABA: QUANTIFICAÇÃO SAZONAL E RISCO DE
EXPOSIÇÃO À SAÚDE HUMANA**

Dissertação apresentada como requisito à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de Concentração, Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. André Henrique Rosa
Coorientador: Dr. Olumide Emmanuel Akinrinade

Sorocaba
2026

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

ciências
ambientais



O48e

Oliveira Júnior, Emanuel Apolinário Costa de

Éteres difenílicos polibromados (PBDEs) em ar exterior na região de Sorocaba : quantificação sazonal e risco de exposição à saúde humana / Emanuel Apolinário Costa de Oliveira Júnior. -- Sorocaba, 2026
93 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba

Orientador: André Henrique Rosa

Coorientador: Olumide Emmanuel Akinrinade

1. Poluentes. 2. Toxicologia ambiental. 3. Direito ambiental internacional.
4. Avaliação de riscos ambientais. I. Título.

IMPACTO POTENCIAL DESTA PESQUISA

Em nível nacional, os dados poderão contribuir para o aprimoramento das políticas brasileiras relacionadas à implementação da Convenção de Estocolmo, à gestão dos poluentes orgânicos persistentes e dos resíduos que os contém, bem como à manutenção da saúde das pessoas. À nível internacional, esta pesquisa permitirá a comparação dos dados aqui obtidos com os dados reportados por estudos em outras partes do globo, servindo de instrumento para a identificação de particularidades relacionadas às condições produtivas e sociais brasileiras, além de contribuir para a ampliação da participação do Brasil em redes internacionais de pesquisa. Assim, o impacto potencial desta pesquisa não se limita à geração de conhecimento acadêmico. Seus resultados podem constituir uma base de dados para ações de prevenção, regulamentação, educação, inovação e gestão ambiental, contribuindo para redução da exposição aos PBDEs e por conseguinte, para a melhoria na qualidade de vida e na preservação da biota.

POTENTIAL IMPACT OF THIS RESEARCH

At the National level, the data could contribute to improving Brazilian policies regarding the implementation of the Stockholm Convention, the management of persistent organic pollutants and the waste containing them, as well as the protection of human health. Internationally, this research will enable a comparison of the data obtained here with findings from studies elsewhere in the world, serving as a tool to identify specific characteristics related to Brazil's production and social conditions, while also helping to expand Brazil's participation in international research networks. Thus, the potential impact of this research extends beyond the generation of academic knowledge. Its results can provide a foundation for initiatives in prevention, regulation, education, innovation, and environmental management, thereby contributing to reduced exposure to PBDEs and, consequently, to improved quality of life and the preservation of biota.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Éteres Difenílicos Polibromados (PBDEs) em ar exterior na região de Sorocaba: quantificação sazonal e risco de exposição à saúde humana

AUTOR: EMANUEL APOLINÁRIO COSTA DE OLIVEIRA JÚNIOR

ORIENTADOR: ANDRÉ HENRIQUE ROSA

COORIENTADOR: OLUMIDE EMMANUEL AKINRINADE

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Ambientais, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. ANDRÉ HENRIQUE ROSA (Participação Virtual)

Departamento de Engenharia Ambiental / UNESP / Câmpus de Sorocaba - ICTS

Profa. Drª. CAROLINA GIL GARCIA (Participação Virtual)

Departamento de Engenharia Ambiental / UNESP / Câmpus de Sorocaba - ICTS

Profa. Drª. DANIELLE GOVEIA (Participação Virtual)

Departamento de Ciências e Tecnologia / UNESP / Câmpus de Itapeva - ICE

Sorocaba, 29 de junho de 2026.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, o Professor Dr. André Henrique Rosa, por todo o apoio e acolhimento oferecido desde o primeiro contato - quando da possibilidade de ser seu aluno de mestrado -, passando por todo o desenvolvimento do trabalho - quando algumas adversidades se abateram sobre mim e, ainda assim, o professor demonstrou confiança na minha capacidade de conduzir o trabalho -, até este momento, de finalização e consagração deste projeto. Nunca esquecerei tamanho apoio que a mim fora oferecido. Muito obrigado!

Ao meu coorientador, Dr. Olumide Emmanuel Akinrinade, por toda a paciência, dedicação e disponibilidade para tirar dúvidas e para transmitir todo o conhecimento que obteve durante a sua trajetória, sempre de maneira gentil, como já lhe é característico. Sem as suas contribuições, certamente não teria sido possível estar aqui hoje. Por isto também serei eternamente grato.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Brasil. Processo nº 2023/15847-0 e Processo nº 2023/14685-7.

A Isabele de Alcântara Pessoa, que me inspirou e me deu forças para continuar mesmo diante de todas as dificuldades.

Ao Parque Tecnológico de Sorocaba, à UNESP de Sorocaba, à ETEC Rubens de Farias em Sorocaba, à FATEC de ITU e à Marina Belas Artes em Votorantim por todo o apoio oferecido em garantir a disponibilidade dos locais de instalação dos amostradores passivos de ar.

A Claudia Watanabe e Maryam Shirinkar, da equipe do laboratório, que sempre ofereceram um grande suporte à execução deste projeto.

Aos meus amigos e família, por todo o apoio oferecido em todos os momentos ao longo deste trabalho.

RESUMO

O avanço tecnológico das últimas décadas, sobretudo no campo da ciência dos materiais, resultou no desenvolvimento de produtos que atendem a finalidades cada vez mais específicas. No entanto, a despeito de suas funções, nem sempre é fácil definir com clareza os efeitos que tais materiais podem ter sobre o meio ambiente e a saúde. Dentre esses materiais, podemos incluir os éteres difenílicos polibromados (PBDEs), que incluem uma variedade de substâncias que se enquadram no grupo dos chamados Retardantes de Chama, cuja finalidade é promover uma maior segurança quando em incêndios. Estes compostos têm sido considerados fonte de contaminação antrópica há alguns anos e já foram até banidos em alguns países por conta de suas características tóxicas e carcinogênicas, além da sua grande possibilidade de bioacumulação. No entanto, devido ao fato deles possuírem grande capacidade de persistência no ambiente, bem como por conta de processos de reciclagem, esses materiais ainda são encontrados no ar externo em diversos lugares pelo mundo. O escopo deste estudo, então, consiste em mensurar as concentrações de PBDEs em ar externo, da região imediata da cidade de Sorocaba-SP – polo de expressivo adensamento populacional e histórico desenvolvimento industrial-, bem como avaliar as possíveis fontes, perfis de concentração e impactos da exposição à saúde humana. As amostragens de ar foram feitas utilizando amostrador passivo a partir de espuma de poliuretano (PAS-PUF) em um transecto de cerca de 50 km nesta região. Dados sobre parâmetros climáticos de velocidade do vento, direção do vento, temperatura e precipitação colhidos de acordo com a disponibilidade das agências governamentais referentes aos períodos de amostragem. Após as amostragens do ar, os contaminantes foram extraídos adequadamente e analisados por cromatografia gasosa com detecção por espectrometria de massas (CG/MS), com controle de qualidade dos resultados, utilizando padrões certificados de recuperação e de referência. Os resultados foram tratados utilizando modelos estatísticos, matemáticos e de risco de exposição, para melhor compreender as fontes dos produtos químicos transportados pelo ar e as implicações dos riscos para a saúde humana. De forma geral, este estudo fornece informações sobre a presença destes contaminantes no ar, possíveis formulações comerciais, impactos e risco à saúde humana. O estudo detectou todos os oito congêneres de PBDE alvo nas amostras de ar externo, sendo os principais congêneres o BDE-99 e o BDE-100, apontando o predomínio e o passivo persistente da formulação comercial Penta-BDE (c-PentaBDE), mesmo após sua proibição global em 2009. A sazonalidade dos poluentes mostrou-se regulada pela dinâmica atmosférica: a temperatura favoreceu os processos de volatilização, enquanto o transporte de massas de ar evidenciou contribuições locais e de longo alcance (LRAT). Ademais, a lavagem atmosférica (deposição úmida) atuou como importante mecanismo de atenuação natural, promovendo um declínio de até ~ 800 pg/m³ na transição para a estação chuvosa. Em termos comparativos, os níveis de PBDEs na região situam-se na faixa superior dos cenários mundiais, superando a maioria dos registros históricos em estudos regionais da América Latina e globais. A avaliação de risco por inalação indicou potencial de exposição significativamente baixo quando comparado às doses de referência (RfD) da USEPA, sugerindo a ausência de riscos agudos imediatos. No entanto, a magnitude das concentrações atmosféricas fornece evidências inequívocas da transferência e da circulação contínua desses compostos no ambiente local, alimentada pelo uso residual de produtos manufaturados. Os resultados reforçam a necessidade de maior fomento governamental a políticas de monitoramento e o fortalecimento do compromisso com Acordos Ambientais Multilaterais, como a Convenção de Estocolmo, visando mitigar esse passivo ambiental e garantir a sustentabilidade ecológica da região.

Palavras-chave: Poluentes orgânicos persistentes, retardantes de chama bromados, risco de exposição.

ABSTRACT

Technological advancements over recent decades, particularly in materials science, have led to the development of products designed for increasingly specific purposes. However, regardless of their intended functions, it is not always easy to clearly define the effects these materials may have on the environment and human health. Among these materials are polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) — a group of substances classified as flame retardants, intended to enhance safety during fires. For some years, these compounds have been recognized as sources of anthropogenic contamination; indeed, they have been banned in certain countries due to their toxicity, carcinogenic potential, and high propensity for bioaccumulation. Nevertheless, owing to their environmental persistence and the impact of recycling processes, these materials are still detected in ambient air across various locations worldwide. This study aims to measure PBDE concentrations in the ambient air of the Sorocaba (São Paulo state) region — an area characterized by significant population density and a history of industrial development — as well as to evaluate potential sources, concentration profiles, and the health impacts of exposure. Air sampling was conducted using passive polyurethane foam samplers (PAS-PUF) along a transect of approximately 50 km within the region. Data on climatic parameters — wind speed, wind direction, temperature, and precipitation — were collected based on availability from government agencies for the corresponding sampling periods. Following air sampling, contaminants were properly extracted and analyzed via gas chromatography-mass spectrometry (GC/MS), with quality control ensured through the use of certified recovery and reference standards. The results were processed using statistical, mathematical, and exposure risk models to better understand the sources of airborne chemicals and the implications for human health risks. Overall, this study provides information on the presence of these contaminants in the air, potential commercial formulations, impacts, and human health risks. The study detected all eight target PBDE congeners in outdoor air samples — with BDE-99 and BDE-100 being the most prominent — indicating the prevalence and persistent legacy of the Penta-BDE (c-PentaBDE) commercial formulation, even after its global ban in 2009. Pollutant seasonality was driven by atmospheric dynamics: temperature favored volatilization processes, while air mass transport revealed both local and long-range atmospheric transport (LRAT) contributions. Furthermore, atmospheric washout (wet deposition) acted as a significant natural attenuation mechanism, driving a decline of up to ~800 pg/m³ during the transition to the rainy season. Comparatively, PBDE levels in the region fall within the upper range of global scenarios, exceeding most historical records from regional studies in Latin America and worldwide. Inhalation risk assessment indicated a significantly low exposure potential when compared to US EPA reference doses (RfD), suggesting the absence of immediate acute risks. However, the magnitude of atmospheric concentrations provides unequivocal evidence of the transfer and continuous circulation of these compounds in the local environment, driven by the residual use of manufactured products. The results underscore the need for increased government support for monitoring policies and a strengthened commitment to Multilateral Environmental Agreements — such as the Stockholm Convention — aimed at mitigating this environmental legacy and ensuring the region's ecological sustainability.

Keywords: Persistent organic pollutants, brominated flame retardants, risk of exposure.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1.	Estrutura geral dos PBDE.....	19
Figura 2.	Estruturas dos congêneres de PBDE pesquisados.....	20
Figura 3.	Esquema de mecanismo de retardância de chama dos PBDEs.....	21
Figura 4.	A cidade de Sorocaba e Regiões Metropolitanas próximas.....	32
Figura 5.	Localização dos pontos de amostragem do presente estudo.....	33
Figura 6.	Configuração dos amostradores passivos.....	35
Figura 7.	Desenho esquemático da etapa de purificação.....	37
Figura 8.	Concentração de $\sum_8$ PBDE (pg/m ³) nos locais de amostragem.....	49
Figura 9.	Concentração de $\sum_8$ PBDE (pg/m ³) em Sorocaba, Votorantim e Itu.....	49
Figura 10.	Análise de componentes principais (PCA) dos dados lognormalizados utilizando o método de rotação Varimax com normalização de Kaiser.....	55
Figura 11.	Variação de concentração de $\sum_8$ PBDE ao longo do estudo.....	58
Figura 12.	Distribuição mensal de temperatura em Sorocaba-SP (Iperó).....	60
Figura 13.	Relação entre concentração de PBDEs e temperatura média por período....	61
Figura 14.	Retro-trajetórias HYPSPPLIT da NOAA com dados meteorológicos GDAS obtidos no início, meio e final do período de amostragem.....	63
Figura 15.	Sazonalidade de precipitação ao longo do ano via média histórica.....	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Locais de amostragem.....	34
Tabela 2.	Tempo de retenção (TR), número CAS e íons selecionados para os PBDEs alvo.....	39
Tabela 3.	Limites de detecção de Instrumentos/Método de PBDEs.....	39
Tabela 4.	Percentagem de recuperação do padrão interno (%).....	40
Tabela 5.	Materiais de referência Padrão (NIST 2585).....	40
Tabela 6.	Concentrações de PBDE encontradas nas amostras de ar.....	43
Tabela 7.	Resumo das concentrações de PBDE nas amostras de ar em todas as localidades.....	45
Tabela 8.	Contribuição percentual de cada congênere de PBDE para o $\sum_8$ PBDEs.....	46
Tabela 9.	Dados resumidos de PBDEs no ar exterior (pg/m ³) neste estudo e em outros estudos globais semelhantes (média (intervalo)).....	51
Tabela 10.	Correlação de Pearson dos dados de PBDE normalizados por logaritmo de cada localidade.....	56
Tabela 11.	Dados de temperatura em Sorocaba no período de coleta de amostras.....	59
Tabela 12.	Dados de temperatura em Sorocaba por período.....	60
Tabela 13.	Risco de exposição humana (pg/kg/dia) a $\sum_8$ PBDEs em ar externo.....	74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

FR: *Flame retardants* (Retardantes de chama)

PBDE: *Polybrominated Diphenyl Ethers* (Éteres Difenílicos Polibromados)

BDE: *Brominated Diphenyl Ethers* (Éteres Difenílicos Bromados)

EFSA: *European Food Safety Authority* (Autoridade Europeia para a Segurança dos Alimentos)

POPs: Poluentes Orgânicos Persistentes

ATSDR: *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (Agência para o Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças - EUA)

PCB: Policlorobifenilos

TSH: *Thyroid-Stimulating Hormone* (Hormônio Estimulador da Tireoide)

T4: Tiroxina (tetraiodotironina)

ROS: *Reactive Oxygen Species* (Espécies Reativas de Oxigênio)

UNEP: *United Nations Environment Programme* (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente)

GMP: *Global Monitoring Plan* (Plano de Monitoramento Global)

RoHS: *Restriction of Hazardous Substances* (Restrição de Uso de Substâncias Perigosas-UE)

REACH: *Registration, Evaluation, Authorisation, and Restriction of Chemicals* (Registro, Avaliação, Autorização e Restrição de Substâncias Químicas - UE)

SNURs: *Significant New Use Rules* (Regras de Uso Significativo Novo - EUA)

TSCA: *Toxic Substances Control Act* (Lei de Controle de Substâncias Tóxicas - EUA)

PNRS: Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil)

MMA: Ministério do Meio Ambiente (Brasil)

NIP: *National Implementation Plan* (Plano de Implementação Nacional)

GAPS: *Global Atmospheric Passive Sampling network* (Rede Global de Amostragem Passiva)

VTI: Valor de Transformação Industrial

SEADE: Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (São Paulo)

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

UNESP: Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”

ETEC: Escola Técnica Estadual (Sorocaba)

PARQT: Parque Tecnológico de Sorocaba

FATEC: Faculdade de Tecnologia (Itu)

hab/km²: Habitantes por quilômetro quadrado

GFF: Filtro de Fibra de Vidro

PUF: Espuma de Poliuretano

DCM: Diclorometano

HPLC: Cromatografia Líquida de Alta Performance

GC/MS: Cromatografia Gasosa Acoplada a Espectrometria de Massas

EI: Ionização Eletrônica

IDL: Limite de Detecção de Incerteza

TR: Tempo de Retenção

CAS: *Chemical Abstracts Service* (Serviço de Resumos Químicos)

RDS: *Recovery Determination Standard* (Padrão de Determinação de Recuperação)

IS: Padrão Interno

IR: Taxa de Inalação

LOD: Limite de Detecção Instrumental

LOQ: Limite de Quantificação Instrumental

MDL: Limite de Detecção do Método

cm: Centímetros

µm: Micrômetros

L: Litros

mL: Mililitros

v/v: Volume/Volume

°C: Graus Celsius

pg/m³: Picogramas por metro cúbico

ng: Nanogramas

h: Horas

min: Minutos

GRULAC: Grupo de países da América Latina e Caribe

NIST: *National Institute of Standards and Technology* (Instituto Nacional de Padrões e Tecnologia – EUA)

PSR: *Passive Sampling Rate* (Taxa de Amostragem Passiva)

EPA: *Environmental Protection Agency* (Agência de Proteção Ambiental – EUA)

FD: Frequência de Detecção

PAS-PUF: Amostrador Passivo de Ar com Espuma de Poliuretano

INMET: Instituto Nacional de Meteorologia (Brasil)

HYSPLIT: *Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory model* (Modelo de trajetória Integrada Híbrida de Partícula Única)

GDAS: *Global Data Assimilation System* (Sistema Global de Assimilação de Dados)

NOAA: *National Oceanic and Atmospheric Administration* (Administração Nacional Oceânica e Atmosférica – EUA)

PCA: *Principal Component Analysis* (Análise de Componentes Principais)

LRAT: *Long-Range Atmospheric Transport* (Transporte Atmosférico de Longo Alcance)

PC: Peso corporal

RfD: *Reference Dose* (Dose de referência)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	OBJETIVOS	18
2.1	OBJETIVOS GERAIS	18
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1	DEFINIÇÃO DE PBDEs	19
3.2	MECANISMO DE AÇÃO DOS PBDEs	20
3.3	FORMULAÇÕES COMERCIAIS DOS PBDEs	22
3.4	PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS E COMPORTAMENTO AMBIENTAL	23
3.5	FONTES DE EMISSÃO E VIAS DE CONTAMINAÇÃO	24
3.6	BIOACUMULAÇÃO E BIOMAGNIFICAÇÃO	25
3.7	EFEITOS TOXICOLÓGICOS E DE SAÚDE	26
3.8	ASPECTOS REGULATÓRIOS E POLÍTICAS PÚBLICAS	28
3.9	A REGIÃO DE SOROCABA-SP	31
4	METODOLOGIA	33
4.1	LOCAL DO ESTUDO	33
4.2	COLETA DE AMOSTRAS	34
4.3	PRODUTOS QUÍMICOS E REAGENTES	36
4.4	EXTRAÇÃO	36
4.5	ANÁLISE INSTRUMENTAL	37
4.6	GARANTIA DA QUALIDADE / CONTROLE DA QUALIDADE	38
4.7	TAXA DE AMOSTRAGEM PASSIVA (PSR)	41
4.8	AVALIAÇÃO DO RISCO DE EXPOSIÇÃO HUMANA	41

4.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA	42
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
5.1 PERFIL DAS CONCENTRAÇÕES DE PBDE NO AR	45
5.2. CONCENTRAÇÃO DE PBDE POR LOCAL DE AMOSTRAGEM	48
5.3. COMPARAÇÕES DOS RESULTADOS COM CONCENTRAÇÕES A NÍVEL GLOBAL	50
5.4. ESTIMATIVA DAS FONTES DOS CONGÊNERES DE PBDE NAS AMOSTRAS DE AR	54
5.5. ANÁLISE DE SAZONALIDADE DAS CONCENTRAÇÕES DE PBDE	57
5.5.1 A influência da variação de temperatura na sazonalidade das concentrações de PBDEs	59
5.5.2 A influência das dinâmicas de massas de ar na sazonalidade das concentrações de PBDEs	62
5.5.3 A influência da pluviosidade na sazonalidade das concentrações de PBDEs	71
5.6. RISCO DE EXPOSIÇÃO HUMANA A PBDES NO AR EXTERIOR POR INALAÇÃO	73
6. CONCLUSÃO	75
REFERÊNCIAS	77

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento tecnológico e a síntese de novos materiais transformaram a vida moderna, proporcionando substâncias com propriedades específicas para atender às demandas de segurança e durabilidade para a aplicação em produtos de uso cotidiano. Não obstante, sobre estas substâncias, o conhecimento consolidado sobre sua eficácia demorou a ser acompanhado por uma compreensão clara de seus impactos ambientais e toxicológicos. (Rocha-Gutiérrez *et al.*, 2015). Enquadrados neste contexto, podemos citar os exemplos dos compostos ditos Retardantes de Chama, ou FRs (do inglês *Flame Retardants*), que como o nome já diz, agem retardando a propagação do fogo em incêndios, sendo um grande recurso que pode salvar vidas e mitigar o efeito destrutivo relacionado a desastres com o fogo, sendo portanto, incorporados em uma vasta gama de produtos, desde eletrônicos e materiais de construção até estofados e tecidos (Annuniação *et al.*, 2018; Kemmlein; Herzke; Law, 2009; Rocha-Gutiérrez *et al.*, 2015). Compreendem substâncias orgânicas com um ligante especial - normalmente halógenos - que formam radicais livres com certa facilidade. Estes radicais, em alta temperatura, competem com o comburente por radicais livres formados durante a pirólise, que seriam utilizados na manutenção da combustão do material (Alaee *et al.*, 2003; Annuniação *et al.*, 2018). Dentre os elementos do grupo dos halógenos que podem ser utilizados para a confecção dos FRs, os considerados mais adequados para o trabalho são o cloro e o bromo, já que no caso do flúor, a estabilidade das moléculas nas quais está contido é muito alta, e acabam liberando o radical em uma temperatura muito mais alta do que o da decomposição da matéria pela combustão. Os compostos iodados, por sua vez, não são estáveis, decompondo-se com certa facilidade, não sendo recomendado para o propósito tratado neste parágrafo. Então, os compostos organoclorados e organobromados são mais usualmente utilizados para tal fim (Alaee *et al.*, 2003; Rocha-Gutiérrez *et al.*, 2015).

Esta classe de substâncias é amplamente reconhecida pela comunidade científica como Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), tanto por sua característica de alta estabilidade (aqui considerando as formulações utilizadas comercialmente), persistência no ambiente e potencial de transporte de longa distância através de suas diversas matrizes (seja pela água, ar, poeira ou solo), quanto pelos seus notáveis efeitos de biomagnificação e toxicidade na cadeia trófica. Tais características fundamentaram sua inclusão na Convenção de Estocolmo com metas bem definidas para banimento da produção e uso de materiais contendo esses compostos (Abbasi; Li; Breivik, 2019; Šebková, 2023; Sharkey *et al.*, 2020). Os Éteres Difenílicos Polibromados (ou PBDEs, do inglês, *Polybrominated Diphenyl Ethers*) no entanto, oferecem um desafio

adicional à implementação dessas diretrizes. Enquanto países desenvolvidos signatários da Convenção de Estocolmo adotavam medidas com vistas à descontinuação do uso de PBDEs em seus produtos, um grande fluxo transfronteiriço de produtos contendo PBDEs - em direção, principalmente, a países em desenvolvimento – foi estabelecido, transferindo o problema de emissão de PBDEs para a atmosfera para estas regiões, que demandam, atualmente, ações governamentais mais incisivas para o controle e erradicação desses contaminantes. Processos de reciclagem também favorecem a perpetuação dessas substâncias no meio ambiente (Abbasi *et al.*, 2019; Kostenko *et al.*, 2024; Rauert *et al.*, 2018b; Sharkey *et al.*, 2020; Zheng *et al.*, 2014).

Nesse cenário, o Brasil se configura como um polo estratégico para produção de dados acerca da presença desses contaminantes no meio ambiente, especialmente diante da lacuna amostral observada no Hemisfério Sul. A relevância do território brasileiro advém da sua vastidão territorial e da variabilidade de ecossistemas que coexistem com variados níveis de urbanização. Sob essa ótica, a região de Sorocaba destaca-se como um proeminente centro industrial e urbano no interior do Estado de São Paulo, figurando consistentemente entre as cidades com os maiores índices de desenvolvimento socioeconômico. A região concilia uma robusta vocação agrícola com áreas de adensamento populacional, constituindo um gradiente urbano importante para análises comparativas, uma vez que as concentrações de PBDE costumam ser mais altas em ambientes de intensa atividade antrópica e industrialização (Akinrinade *et al.*, 2020; Pribylova *et al.*, 2012; Rosa *et al.*, 2024; Santana-Chaves *et al.*, 2024; São Paulo, 2022).

A compreensão integrada dos níveis de PBDE no ambiente, associada à análise de variáveis meteorológicas e padrões de transporte atmosférico constitui uma abordagem essencial para elucidar os mecanismos que governam a presença desses compostos no ar. Considerando as propriedades intrínsecas das substâncias investigadas (analisando sua interação com as variáveis atmosféricas), seus impactos deletérios à saúde humana e ao equilíbrio ecológico, bem como as particularidades socioeconômicas da área avaliada, este trabalho visa inserir-se como uma contribuição relevante para o avanço da compreensão da comunidade científica e da sociedade civil sobre a dinâmica dos PBDEs no contexto brasileiro. Com enfoque na região de Sorocaba, espera-se que os resultados aqui apresentados sirvam de subsídio técnico para a formulação de políticas públicas e a implementação de medidas mitigadoras, voltadas à redução da exposição ambiental a esses compostos de relevante periculosidade.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVOS GERAIS

- Investigar o nível de contaminação atmosférica por PBDEs na região de Sorocaba, compreendendo suas fontes potenciais e o impacto potencial da exposição da população a estes produtos químicos por meio da inalação, tendo como base os modelos disponíveis e as doses de referência da USEPA.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

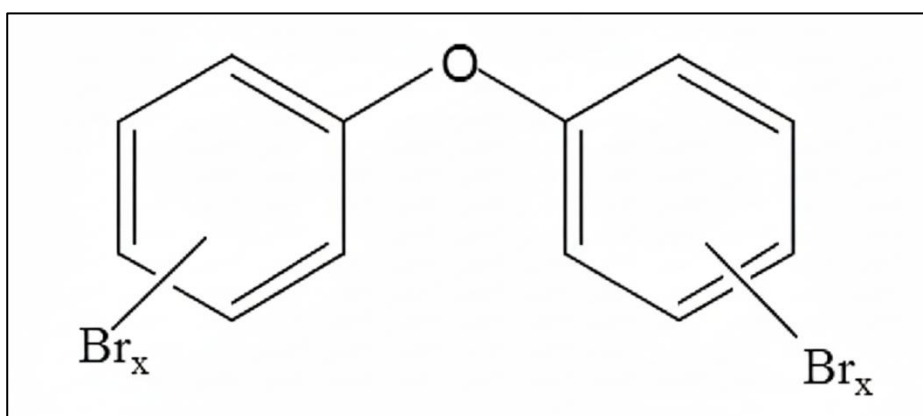
- Contribuir com a consolidação do método de amostragem passiva de ar descrito em literatura;
- Contribuir com a consolidação da metodologia analítica que quantifica a presença dos contaminantes estudados (PBDEs);
- Quantificar a presença dos poluentes estudados (PBDEs) em diversos pontos da cidade de Sorocaba e ajudar a preencher uma lacuna amostral no hemisfério sul;
- Mapear os pontos de maior exposição a estes contaminantes na região imediata de Sorocaba;
- Compreender a influência da sazonalidade na variação das concentrações desses poluentes;
- Estimar o nível de exposição das pessoas a estes contaminantes, a partir da quantificação realizada previamente.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 DEFINIÇÃO DE PBDEs

Os PBDEs (do inglês *Polybrominated Diphenyl Ethers*) são um subgrupo de substâncias retardadoras de chama, que compartilham as mesmas características químicas entre si e que ao longo dos anos 70 foi descoberto e amplamente utilizado de maneira associada à plásticos, equipamentos elétricos e eletrônicos, têxteis e móveis, até então, com a finalidade de reduzir riscos associados à incêndios em ambientes com tais tipos de material (Wang *et al.*, 2023; Yao *et al.*, 2021). Estruturalmente, os PBDE são substâncias orgânicas halogenadas, nas quais uma molécula de oxigênio está ligada a dois radicais fenila, formando um éter. Estes radicais, por sua vez, possuem átomos de bromo em substituição a alguns de seus hidrogênios. Tal arranjo pode ser construído de diversas maneiras, sendo que existem 209 congêneres de PBDEs - nem todos estáveis - diferenciando-se entre si pelo número de átomos de bromo ligados a cada um dos radicais fenila, bem como suas posições relativas à molécula como um todo (EFSA Contam Panel, 2024; Annuniação *et al.*, 2018). A Figura 1 abaixo, mostra um esquema estrutural geral para os PBDE, em que cada homólogo apresentará uma quantidade específica de átomos de Bromo ligados aos radicais fenila.

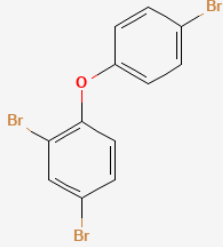
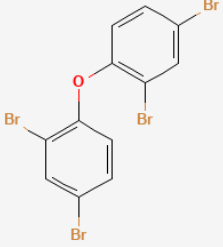
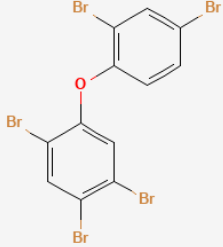
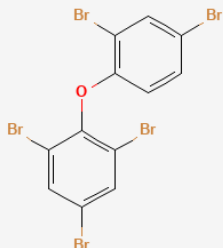
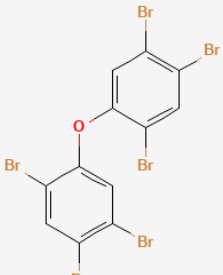
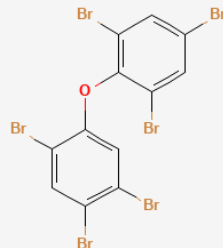
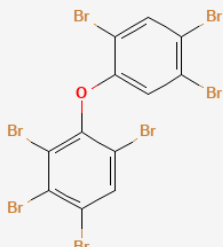
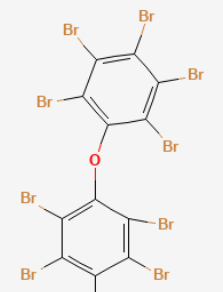
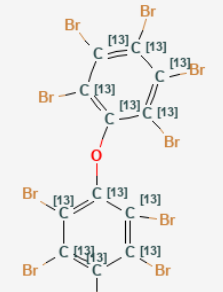
Figura 1 - Estrutura geral dos PBDE



Fonte: De Boer; De Boer; Boon, 2000.

A Figura 2 a seguir mostra as estruturas dos congêneres de PBDE pesquisados no presente estudo, com o intuito de ilustrar a variedade de compostos possíveis a partir da estrutura básica supracitada.

Figura 2 - Estruturas dos congêneres de PBDE pesquisados

BDE-28 (C ₁₂ H ₇ Br ₃ O)	BDE-47 (C ₁₂ H ₆ Br ₄ O)	BDE-99 (C ₁₂ H ₅ Br ₅ O)
		
BDE-100 (C ₁₂ H ₃ Br ₅ O)	BDE-153 (C ₁₂ H ₄ Br ₆ O)	BDE-154 (C ₁₂ H ₄ Br ₆ O)
		
BDE-183 (C ₁₂ H ₃ Br ₇ O)	BDE-209 (C ₁₂ Br ₁₀ O)	BDE-209- ¹³ C ₁₂ (¹³ C ₁₂ Br ₁₀ O)
		

Fonte: Adaptado de National Library of Medicine (2005).

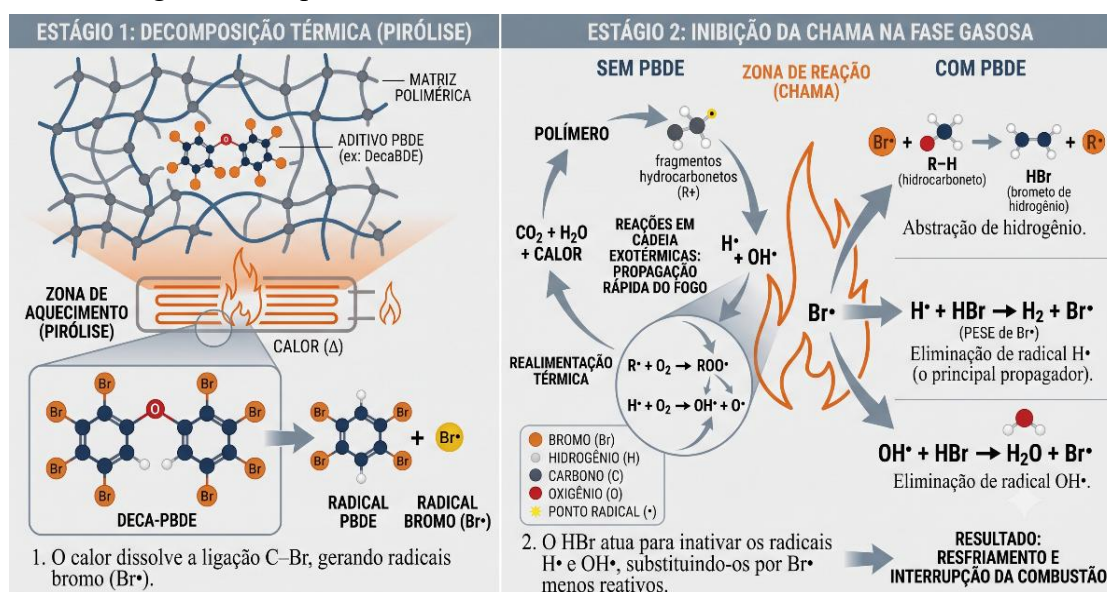
Vale ressaltar que essas são apenas algumas das espécies de PBDE possíveis, não sendo restritas a essas as possibilidades de formação de variantes deste grupo de substâncias.

3.2 MECANISMO DE AÇÃO DOS PBDEs

A efetividade e o sucesso no uso dos Éteres Difenílicos Polibromados (PBDEs) como retardantes de chama apoiam-se no mecanismo de supressão química realizado pelos radicais bromo que atuam diretamente na fase gasosa da combustão e que é normalmente dividida nas

etapas de aquecimento, pirólise, ignição, combustão, propagação e extinção (Annuniação *et al.*, 2018; Gallo; Agnelli, 1998; Salmeia *et al.*, 2015). O mecanismo inicia-se efetivamente durante a etapa de pirólise. À medida que o material polimérico absorve calor e sua temperatura se eleva, ocorre a decomposição térmica dos PBDEs incorporados à matriz polimérica. Esta quebra molecular é caracterizada pela homólise das ligações químicas Carbono-Bromo (R-Br) da molécula, um processo que ocorre via absorção de energia e resulta na liberação de radicais livres de bromo ($Br\cdot$). Tais radicais, extremamente reativos, são capazes de reagir com ligações Carbono-Hidrogênio (R-H) presentes nos produtos voláteis da pirólise, realizando a retirada de Hidrogênio das cadeias carbônicas fragmentadas, convertendo-se em Brometo de Hidrogênio (HBr), que aqui atua na fase vapor (Annuniação *et al.*, 2018; Gallo; Agnelli, 1998; Salmeia *et al.*, 2015). É na etapa subsequente, de combustão e propagação, que a ação inibidora do HBr ocorre de fato. É sabido que em um processo de combustão regular, a chama é mantida por reações em cadeia de alta energia que envolvem radicais livres extremamente reativos, como o hidrogênio atômico ($H\cdot$) e o radical hidroxila ($HO\cdot$), formados em abundância durante a pirólise intensa. Nesse contexto, o HBr liberado atua como um agente de captura desses radicais de alta energia, competindo assim com o Oxigênio diatômico (O_2) por esses radicais livres, gerando espécies químicas mais estáveis e menos reativas do que as que seriam formadas com a reação dos radicais com o O_2 . Deste modo, a ocorrência de reações exotérmicas que ajudaria a propagar a chama é minimizada. Como consequência, o sistema é resfriado, reduzindo a fase gasosa e inibindo a combustão (Annuniação *et al.*, 2018; Gallo; Agnelli, 1998; Salmeia *et al.*, 2015). A Figura 3 abaixo ilustra este mecanismo de reação.

Figura 3 - Esquema de mecanismo de retardância de chama dos PBDEs



3.3 FORMULAÇÕES COMERCIAIS DOS PBDEs

Industrialmente, os PBDE foram comercializados exclusivamente sob a forma de três misturas técnicas principais: c-penta-BDE, c-octa-BDE e c-deca-BDE, cada qual contendo perfis específicos de congêneres com diferentes graus de bromação (EFSA Contam Panel, 2024; La Guardia; Hale; Harvey, 2006; Śmiełowska; Zabiegała, 2020). A consolidação dessas misturas no mercado global ocorreu a partir da década de 1970, em resposta à necessidade da proteção contra incêndio aplicáveis a mobiliário, equipamentos eletrônicos e materiais de construção (Jinhui; Yuan; Wenjing, 2017).

A formulação comercial penta-BDE (c-PentaBDE) foi empregada majoritariamente em espumas flexíveis de poliuretano (PUF), especialmente em estofados residenciais e interiores automotivos, correspondendo historicamente a cerca de 90–95% do uso dessa mistura em PUF (Jinhui; Yuan; Wenjing, 2017). A caracterização detalhada dessas misturas técnicas demonstra que o penta-BDE comercial produzido na Europa consiste em dez isômeros (entre tri e hexa PBDEs), no qual predominam os BDE-47 e BDE-99, que juntos representam mais de 70% da formulação. (La Guardia; Hale; Harvey, 2006).

A formulação octa-BDE (c-OctaBDE), por sua vez, foi amplamente aplicada em plásticos de engenharia, especialmente no acrilonitrila-butadieno-estireno (ABS) utilizado em carcaças de computadores, equipamentos eletrônicos e componentes automotivos. (Iwegbue *et al.*, 2025; Jinhui; Yuan; Wenjing, 2017). Do ponto de vista composicional, essa mistura apresenta predominância da variante BDE-183, que pode representar mais de 40% do produto técnico, acompanhado por espécies octa-bromadas adicionais que somam cerca de 30% da formulação (La Guardia; Hale; Harvey, 2006).

Já a mistura comercial deca-BDE (c-DecaBDE) destacou-se como a mais produzida globalmente, sendo composta predominantemente pelo homólogo totalmente bromado BDE-209, que representava mais de 97% do produto técnico, com pequenas frações de espécies menos bromadas (La Guardia; Hale; Harvey, 2006; Hardy, 2002). Sua elevada estabilidade térmica e menor volatilidade relativa favoreceram sua aplicação em plásticos de alto impacto (HIPS), resinas e têxteis, ampliando sua inserção em cadeias produtivas industriais diversas (Jinhui; Yuan; Wenjing, 2017).

No ano de 2001, próximo do pico de demanda por esses produtos, suas produções a nível mundial foram de 7.500 toneladas de pentaBDE, 3.790 toneladas de octa-BDE e 56.150 toneladas de deca-BDE, que somavam à época um total de produção de 67.440 toneladas de PBDE (Palm *et al.*, 2004). As produções de penta, octa e deca-BDE acumuladas de 1970 até

2018 são estimadas em aproximadamente 175.000, 130.000 e 1.600.000 toneladas respectivamente (Abbasi; Li; Breivik, 2019).

Segundo Abbasi, Li e Breivik (2019), os estoques acumulados na antroposfera ainda permanecem expressivos, com dezenas de quilotoneladas estimadas para os congêneres menos bromados e centenas de quilotoneladas para o BDE-209, refletindo a magnitude histórica da produção e da incorporação dessas misturas em bens duráveis, bem como o seu legado ambiental. Essa persistência de estoques em uso ou em resíduos reforça o papel das misturas comerciais como fontes secundárias contínuas de emissão, mesmo após a interrupção formal de sua produção em diversos países.

No início dos anos 2000, evidências relativas à persistência ambiental e à bioacumulação das espécies predominantes nas misturas penta e octa-BDE levaram à descontinuação voluntária dessas formulações nos principais mercados industriais em 2004 (Jinhui; Yuan; Wenjing, 2017). Posteriormente, ambas foram incluídas no Anexo A da Convenção de Estocolmo como Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) em 2009, impondo restrições globais à produção, uso e comércio (Sharkey *et al.*, 2020). O c-DecaBDE foi listado apenas em 2017, após avaliações adicionais que consideraram sua persistência e o potencial de formação de congêneres menos bromados por degradação ambiental (Agguine *et al.*, 2014; Christiansson *et al.*, 2009; La Guardia; Hale; Harvey, 2006; Sharkey *et al.*, 2020).

Deste modo, a análise das misturas comerciais de PBDE revela que sua importância histórica transcende o período de produção ativa. As três formulações técnicas — penta, octa e deca — estruturaram não apenas padrões industriais de aplicação, mas também os perfis homólogos atualmente observados no ambiente. A compreensão detalhada de sua composição, escala de produção e destino pós-consumo, assim como mecanismos de degradação atrelados ao ciclo de vida desses produtos constitui elemento indispensável para interpretar dados ambientais e avaliar o legado persistente desses retardantes de chama bromados (Abbasi; Li; Breivik, 2019; Annuniação *et al.*, 2018; La Guardia; Hale; Harvey, 2006; Sharkey *et al.*, 2020).

3.4 PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS E COMPORTAMENTO AMBIENTAL

Os PBDEs são reconhecidos na comunidade científica como poluentes orgânicos persistentes (POPs) devido a um conjunto de propriedades físico-químicas que apresentam. Esses compostos apresentam alta estabilidade química, pressão de vapor moderada - que permite que os PBDEs coexistam no ambiente tanto na fase gasosa quanto adsorvidos a partículas atmosféricas (Besis; Samara, 2012; Li; Ma; Yang, 2015) - e elevada hidrofobicidade

($\log K_{ow} > 5$), o que resulta em forte afinidade por matéria orgânica em solos, sedimentos, poeira e pela biota. A partição octanol-água, (que define o valor de K_{ow}), bem como a volatilidade são fortemente influenciadas pela temperatura e pelo grau de bromação do PBDE referido, sendo que quanto maior o grau de bromação do congênere, maior a hidrofobicidade (maior $\log K_{ow}$) e menor a volatilidade (Li; Ma; Yang, 2015; Qiao *et al.*, 2020). Por não estarem quimicamente ligados com os polímeros aos quais são adicionados, os PBDEs acabam sendo liberados no meio ambiente com o tempo (Annuniação *et al.*, 2018; ATSDR, 2017; de Wit, 2002). Variantes com alto nível de bromação, como o BDE-209, contribuem para tempos de residência dos PBDEs especialmente longos, funcionando como uma reserva de PBDE de longa duração, já que a sua degradação normalmente acaba formando congêneres de PBDEs mais leves, mais facilmente absorvíveis e mais tóxicos aos seres vivos (Sun *et al.*, 2024). A liberação de PBDEs no meio ambiente é potencializada inclusive quando consideramos a reciclagem dos materiais em que estão contidos (Cristale *et al.*, 2019; Lee *et al.*, 2018). Os vários processos de carreamento aos quais os PBDEs são submetidos, podem levá-los a serem encontrados em água, poeira, ar, em superfícies diversas e até mesmo na biota (Bartalini *et al.*, 2022; Birnbaum; Staskal, 2004).

3.5 FONTES DE EMISSÃO E VIAS DE CONTAMINAÇÃO

A contaminação por éteres difenílicos polibromados é um fenômeno complexo que envolve uma distinção clara entre as fontes de emissão e as trajetórias de exposição, dependendo, entre outros fatores, do estágio de desenvolvimento econômico da região. Em países desenvolvidos, as fontes de contaminação do ar por PBDEs são aquelas associadas ao ciclo de vida direto do produto, ocorrendo principalmente durante a síntese da matéria prima, sua incorporação em bens de consumo durante processos industriais e ao uso direto desses bens. Durante a fase de fabricação, emissões podem ocorrer e contaminar o ar, água e solo, sobretudo em países onde a indústria de polímeros e eletrônicos esteve historicamente concentrada. Ademais, levando em consideração que os PBDEs são retardantes de chama aditivos, tem-se que eles são liberados continuamente para o ambiente durante o uso regular dos produtos, contribuindo para a contaminação de ambientes internos e externos, a poeira, e os solos urbanos. Nesses países, onde o uso de misturas comerciais foi proibido ou severamente restringido desde os anos 2000, as emissões são predominantemente devidas ao uso normal dos produtos já fabricados. (Abbasi; Li; Breivik, 2019; ATSDR, 2017, Harrad, *et al.*, 2010). A análise acerca das fontes de contaminação em países em desenvolvimento deve considerar que, após o

banimento e restrição da comercialização dos PBDEs nos países desenvolvidos, um grande fluxo transfronteiriço de produtos e de resíduos contendo PBDEs se estabeleceu em direção a países em desenvolvimento, onde, além do uso normal dos produtos, processos de desgaste, fragmentação e aquecimento presentes em incineradoras promovem uma liberação de PBDEs ainda maior desses materiais, enquanto a reciclagem pode reintroduzir PBDEs em novos produtos, perpetuando sua circulação ambiental. (Abbasi; Li; Breivik, 2019; ATSDR, 2017; (Besis; Samara, 2012).

3.6 BIOACUMULAÇÃO E BIOMAGNIFICAÇÃO

Uma outra vertente de preocupação reside no fato de que vários estudos toxicológicos demonstraram a capacidade dos PBDEs de bioacumulação, que consiste no processo de absorção de uma substância química por um organismo em uma taxa superior àquela com que é eliminada, resultando no aumento progressivo da sua concentração ao longo do tempo. Além disso, foi observado em literatura a capacidade dos PBDEs em causar efeitos deletérios ao sistema endócrino, imunológico hepático e nervoso (Ma *et al.*, 2023; McDonald, 2002; EFSA Contam Panel, 2024; Yu; Han; Liu, 2015; Zota *et al.*, 2018).

A capacidade de bioacumulação e a biomagnificação (consequência da bioacumulação elevada a níveis mais elevados da cadeia alimentar) dos éteres difenílicos polibromados (PBDEs) constituem um dos principais fundamentos científicos para sua classificação como poluentes orgânicos persistentes (UNEP, 2008). Desde os primeiros levantamentos globais, observou-se que esses compostos apresentam elevada lipofilicidade, com coeficientes $\log K_{ow}$ superiores a 5 para diversos congêneres, favorecendo sua retenção em tecidos ricos em lipídios. Essa característica físico-química explica sua tendência à bioacumulação em organismos aquáticos e terrestres. (ATSDR, 2017; Birnbaum; Staskal, 2004; De Wit, 2002; Windsor *et al.*, 2019).

Birnbaum e Staskal (2004) destacam que os PBDEs compartilham propriedades físico-químicas com outros POPs, como PCBs, incluindo persistência metabólica e potencial de armazenamento em tecido adiposo. Esses autores enfatizam que espécies menos bromadas, como BDE-47 e BDE-99, apresentam maior biodisponibilidade relativa e maior potencial de biomagnificação em comparação ao BDE-209.

Estudos em ambientes marinhos reforçam esse padrão. Bartalini *et al.* (2022), ao revisarem dados globais de PBDEs em cetáceos, demonstraram concentrações elevadas em predadores de topo, como os odontocetos, evidenciando biomagnificação ao longo da cadeia

alimentar oceânica. No ambiente costeiro e marinho, Lee *et al.* (2018), em seu estudo realizado na Coreia do Sul, verificaram acúmulo significativo de PBDEs em sedimentos próximos a estações de tratamento de esgoto, indicando que descargas urbanas podem atuar como fontes contínuas de exposição. A transferência para organismos bentônicos e peixes demonstra a importância da fase particulada como via de entrada nos ecossistemas aquáticos, com posterior amplificação trófica. Tal estudo, no entanto, considerou limitada a influência dessa via de exposição na concentração de PBDEs no mar.

No ambiente doméstico, Harrad *et al.* (2008) documentaram concentrações relevantes de PBDEs em poeira residencial em diferentes países, evidenciando uma via importante de exposição humana indireta. Posteriormente, Harrad *et al.* (2010), em sua revisão de literatura demonstraram que ambientes internos constituem reservatórios significativos desses compostos, sendo a ingestão de poeira uma rota crítica, especialmente para crianças. Embora esses estudos não avaliem biomagnificação trófica clássica, evidenciam bioacumulação humana decorrente da exposição crônica a fontes internas.

A relevância toxicológica dessa bioacumulação foi aprofundada por Zota *et al.* (2018), que identificaram associações entre concentrações de PBDEs no sangue e biomarcadores de inflamação e envelhecimento celular durante a gestação e o pós-parto. Esses achados reforçam que a retenção continuada desses compostos possui implicações biológicas mensuráveis, sustentando a preocupação com sua persistência no organismo humano.

O padrão de distribuição ambiental dos PBDEs, com presença em regiões remotas do Ártico, constitui evidência indireta de transporte a longa distância e subsequente incorporação em cadeias tróficas frias, onde a biomagnificação é particularmente eficiente devido ao alto conteúdo lipídico dos organismos polares (AMAP, 2017; Bartalini *et al.*, 2022; De Wit, 2002).

A convergência dessas evidências sustenta a compreensão de que os PBDEs representam contaminantes com capacidade comprovada de acumulação biológica e amplificação ao longo das cadeias alimentares, contribuindo assim para justificar sua relevância regulatória a nível global (AMAP, 2017; Bartalini *et al.*, 2022; De Wit, 2002; Harrad *et al.*, 2010).

3.7 EFEITOS TOXICOLÓGICOS E DE SAÚDE

Diversos estudos têm demonstrado que os PBDEs podem exercer efeitos neurotóxicos relevantes, especialmente quando a exposição ocorre durante fases críticas do desenvolvimento. Desde os anos 2000, evidências experimentais mostraram que a exposição neonatal a PBDEs

pode causar alterações persistentes no comportamento espontâneo e capacidade de adaptação em animais, sendo mais proeminentes os efeitos relacionados ao aumento da hiperatividade e da diminuição da capacidade de aprendizado à medida que há exposição a esses compostos. Tais efeitos indicam interferência no desenvolvimento natural do sistema nervoso (Costa; Giordano, 2007; Eriksson; Fredriksson; Jakobsson, 2001; García-Suastegui *et al.*, 2025).

Ademais, a classe de substâncias objeto deste estudo são amplamente reconhecidos como contaminantes orgânicos persistentes capazes de interferir na regulação do sistema endócrino, particularmente na homeostase dos hormônios tireoidianos. A preocupação com esses compostos decorre de sua semelhança estrutural com hormônios tireoidianos naturais, o que favorece interações com proteínas e receptores envolvidos na regulação hormonal (De Wit, 2002; Li *et al.*, 2020b; Singh *et al.*, 2022). Diversos estudos epidemiológicos e experimentais indicam que a exposição a PBDEs pode provocar alterações nos níveis circulantes de hormônios tireoidianos, caracterizando esses compostos como potenciais desreguladores endócrinos (Singh *et al.*, 2022; Huang *et al.*, 2023; Zhao *et al.*, 2021). Nesse contexto, evidências sugerem que os PBDEs podem interferir em múltiplos processos fisiológicos relacionados à síntese, transporte e metabolismo hormonal, comprometendo o equilíbrio endócrino (Singh *et al.*, 2022; Huang *et al.*, 2023; Zhao *et al.*, 2021). Um dos efeitos mais frequentemente relatados da exposição a PBDEs é a redução nos níveis séricos do hormônio tiroxina (T4), causando uma desaceleração sistêmica das funções celulares e do gasto energético do corpo e, por conseguinte, o quadro clínico de hipotireoidismo. Em populações humanas expostas a esses compostos, alterações na concentração de hormônios tireoidianos foram associadas à presença de diferentes espécies de PBDE no sangue ou em outros fluidos biológicos. Estudos indicam que a exposição a esses compostos pode provocar mudanças nas concentrações de TSH, refletindo respostas compensatórias do organismo frente às alterações na disponibilidade hormonal (Chevrier *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2020; Singh *et al.*, 2022).

Entre os mecanismos de toxicidade associados a esses contaminantes, o estresse oxidativo tem sido apontado como um processo central. Evidências experimentais indicam que diferentes congêneres de PBDE podem promover desequilíbrio redox celular por meio do aumento da geração de espécies reativas de oxigênio (ROS) e da alteração de sistemas antioxidantes celulares. Estudos descrevem que a exposição a esses compostos pode induzir peroxidação lipídica, alterações na atividade de enzimas antioxidantes e disfunção mitocondrial, processos que culminam em perturbações no equilíbrio redox celular, o que reflete na maior propensão do corpo de apresentar maior fadiga muscular, inflamação sistêmica, bem como danos ao sistema neurológico (Costa *et al.*, 2014; Xue *et al.*, 2023). Além do estresse

oxidativo, diversos estudos sugerem que os PBDEs também podem desencadear respostas inflamatórias sistêmicas. Investigações epidemiológicas demonstraram associações positivas entre concentrações séricas desses compostos e níveis aumentados de citocinas pró-inflamatórias (Zota *et al.*, 2018). A literatura recente também destaca que a inflamação crônica associada à exposição a PBDEs pode desempenhar papel relevante em diferentes alterações metabólicas. Revisões científicas indicam que a ativação persistente de vias inflamatórias e a liberação de citocinas pró-inflamatórias podem contribuir para alterações metabólicas e distúrbios relacionados à resistência à insulina, reforçando a importância da interação entre inflamação e estresse oxidativo nos efeitos tóxicos desses compostos (Renzelli *et al.*, 2023).

Um estudo, realizado com 410 gestantes indicou correlação entre a exposição de gestantes a PBDEs e a irregularidade do sono dos filhos entre 2 e 8 anos, evidenciando o efeito persistente sobre a arquitetura do sono. Concentrações de PBDE-28, PBDE-47, PBDE-99 e do somatório Σ PBDEs foram associadas a maior irregularidade do sono, com efeitos mais pronunciados aos 5 e 8 anos, sugerindo possível impacto duradouro da exposição pré-natal (Williams *et al.*, 2025).

Os estudos supracitados convergem ao evidenciar que a compreensão da carga ambiental desses poluentes é essencial para antecipar potenciais riscos metabólicos, endócrinos e neurocognitivos associados à exposição humana. Nesse sentido, a quantificação da presença e da distribuição de PBDEs nos diferentes compartimentos ambientais constitui etapa fundamental para a avaliação dos níveis de exposição populacional e de seus possíveis efeitos à saúde. O monitoramento sistemático desses compostos em matrizes ambientais, como ar, solo, sedimentos e biota, permite identificar padrões espaciais e temporais de contaminação, além de fornecer subsídios para análises mais robustas de avaliação de risco. Dessa forma, investigações voltadas à ocorrência e dinâmica ambiental dos PBDEs contribuem não apenas para o aprofundamento do conhecimento científico sobre o comportamento desses contaminantes persistentes, mas também para o embasamento de estratégias regulatórias e políticas públicas voltadas à proteção da saúde humana.

3.8 ASPECTOS REGULATÓRIOS E POLÍTICAS PÚBLICAS

Diante das propriedades inerentes aos PBDE exploradas até aqui, a comunidade internacional passou a desenvolver mecanismos regulatórios destinados a restringir ou eliminar sua produção e uso (Sharkey *et al.*, 2020; Jinhui; Yuan; Wenjing, 2017). O principal marco regulatório relacionado aos PBDEs é a Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos

Persistentes, administrada pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP). Esse tratado internacional, que entrou em vigor em 2004, estabelece obrigações legais para que os países signatários adotem medidas administrativas e legislativas voltadas à eliminação ou restrição de substâncias classificadas como POPs (Abbasi; Li; Breivik, 2019; Šebková, 2023; Sharkey *et al.*, 2020). As formulações comerciais penta-BDE e octa-BDE, que haviam sido banidas na Europa em 2004 foram incluídas na lista da Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes em 2009. Os deca-BDE foram incluídos nesta lista bem depois, em 2017, ainda assim, com significativas isenções. (Ezechiáš; Covino; Cajthaml, 2014; Šebková, 2023; Sharkey *et al.*, 2020). Apesar dos PBDE terem sido descontinuados por volta dos anos 2000 em muitas nações, sua persistência, aplicação extensiva no passado e possibilidade de reúso/reciclagem dos materiais a que estão associados são responsáveis por fazê-los representar uma ameaça à saúde até os dias de hoje. (Pan *et al.*, 2016; Sharkey *et al.*, 2020; Yao *et al.*, 2021). Para verificar a efetividade das práticas e dos compromissos firmados na convenção de Estocolmo, foi criado o Plano de Monitoramento Global, GMP (do inglês, *Global Monitoring Plan*), que visa, entre outras coisas, a redução dos chamados Poluentes Orgânicos Persistentes. Foi definido através da chamada Conferência das Partes - que operacionaliza a Convenção de Estocolmo - que o ar seria uma das matrizes de monitoramento da persistência destes poluentes, entre eles, os PBDEs (de Boer *et al.*, 2023; Gregor *et al.*, 2017; Magulova; Priceputu, 2016).

Regionalmente, na União Europeia, dois dos principais instrumentos regulatórios aplicáveis aos PBDEs são as diretivas RoHS (do inglês, *Restriction of Hazardous Substances*) e REACH (do inglês, *Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals*). A diretiva RoHS limita o uso de diversas substâncias perigosas em equipamentos elétricos e eletrônicos, incluindo determinados homólogos de PBDE, enquanto o regulamento REACH estabelece um sistema abrangente de registro e avaliação de substâncias químicas comercializadas no bloco europeu. Essas medidas têm contribuído para a redução significativa da presença de PBDEs em novos produtos eletrônicos e para o incentivo ao desenvolvimento de alternativas químicas menos persistentes (European Commission, 2008; Kemmlein; Herkze; Law, 2009). Nos Estados Unidos, diferentes ações regulatórias foram adotadas ao longo das últimas décadas, incluindo acordos voluntários com a indústria para a eliminação gradual das misturas comerciais de PBDE. As SNURs (Regras de Uso Significativo Novo) foram introduzidas em 2006 para os PBDEs penta e octa, com o objetivo de garantir que qualquer novo uso ou fabricação dessas substâncias passasse por uma revisão e aprovação rigorosa antes de serem processadas ou fabricadas. Além disso, em 2021, a EPA implementou restrições ao

deca-BDE sob a Lei de Controle de Substâncias Tóxicas (TSCA), embora algumas isenções ainda permaneçam, como para peças de veículos motorizados até 2036. Essas regulamentações refletem os esforços dos Estados Unidos para controlar o uso de retardantes de chama bromados, mesmo que o país ainda não tenha ratificado a Convenção de Estocolmo (Van Der Schyff *et al.*, 2023). Na China, leis e normas nacionais regulam a gestão de resíduos eletrônicos, rotulagem de produtos contendo PBDEs, limites de concentração e descarte adequado (Jinhui; Yuan; Wenjing, 2017).

A nível nacional, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) é o órgão encarregado de realizar o chamado Plano de Implementação Nacional da Convenção de Estocolmo (NIP), no qual são definidas políticas públicas e ações governamentais que descreve como o país pretende identificar, controlar, reduzir e eliminar os POPs presentes em seu território, conforme estabelecido pela Convenção de Estocolmo Sobre Poluentes Orgânicos (Brasil, 2023). Além disso, algumas iniciativas institucionais abordam indiretamente o problema, como a Resolução normativa nº1, de 19 de janeiro de 2010 (Brasil 2010^a) - que dentre outras disposições, traz critérios de sustentabilidade ambiental na aquisição de bens pela Administração Pública Federal, determinando em seu artigo 5º critérios de aceitação baseados na diretiva RoHS (União Europeia) para a aquisição de bens contendo, dentre outras substâncias, PBDEs -, e a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010 (Brasil, 2010b), que estabelece princípios de responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos e incentiva sistemas de logística reversa, especialmente para resíduos eletroeletrônicos, que frequentemente contêm materiais tratados com retardantes de chama bromados. No contexto da implementação dessas políticas e dos compromissos assumidos pelo Brasil perante a Convenção de Estocolmo, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) desempenha papel estratégico no monitoramento ambiental de POPs, atuando como instituição de referência na execução do Plano de Monitoramento Global (do inglês, *Global Monitoring Plan – GMP*). A companhia realiza, de modo intermitente, o monitoramento desses contaminantes em diferentes matrizes ambientais e é responsável por gerar – de acordo com as fases do GMP – o Relatório Final do Brasil em apoio ao Plano de Monitoramento Global Contínuo para a Convenção de Estocolmo para a América Latina e Caribe (CETESB, 2023; UNEP, 2024).

De modo geral, regulamentações - especialmente quando implementadas de forma precoce e abrangente -, demonstraram eficácia na redução da exposição humana a retardantes de chama, principalmente os PBDEs (Van Der Schyff *et al.*, 2023). Entretanto, apesar das restrições impostas a países mais industrializados no que diz respeito à produção e

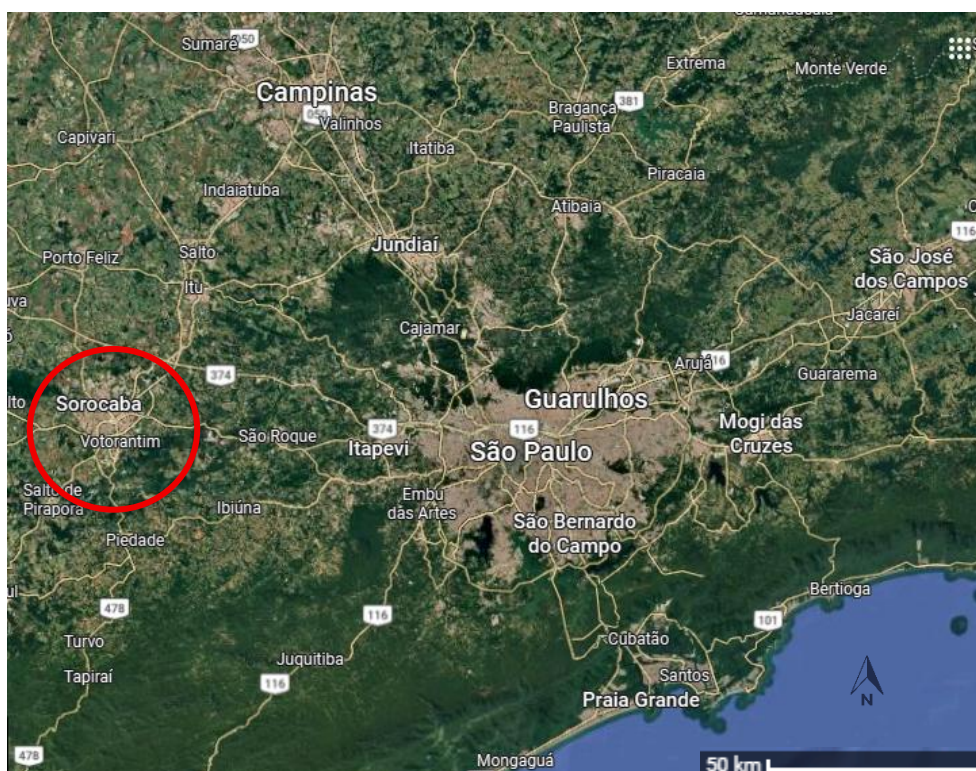
comercialização de produtos contendo PBDEs, muitos destes produtos estão em circulação até os dias de hoje, o que representa um atraso temporal na diminuição da presença desses compostos nas diversas matrizes ambientais a nível global (Abbasi *et al.*, 2019; Kostenko *et al.*, 2024; Rauert *et al.*, 2018b; Zheng *et al.*, 2014). Ademais, a comercialização transfronteiriça desses produtos para países em desenvolvimento, bem como a falta de restrições mais rígidas como as aplicadas nos países desenvolvidos, foram responsáveis por causar uma espécie de atraso espacial na diminuição das concentrações de PBDEs, causando uma desigualdade regional quando investigamos concentrações de PBDEs ao redor do globo (Abbasi *et al.*, 2019; Kostenko *et al.*, 2024; Sharkey *et al.*, 2020).

3.9 A REGIÃO DE SOROCABA-SP

A Região Metropolitana de Sorocaba destaca-se como um dos principais polos urbanos e econômicos do interior do estado de São Paulo, figurando consistentemente entre as cidades com maiores índices de desenvolvimento socioeconômico (Santana-Chaves *et al.*, 2024; São Paulo, 2022). Criada pela lei complementar nº 1.241, de 08 de maio de 2014, a RMS é constituída pela cidade de Sorocaba mais 26 municípios (incluindo Itu e Votorantim, outras 2 cidades relevantes para este estudo), compreendendo uma população de aproximadamente 2,1 milhões de habitantes. A economia local é fortemente baseada nos setores industrial, comercial e de serviços, com presença expressiva de indústrias metalúrgicas, automotivas, químicas e de tecnologia, contribuindo como a quarta maior região metropolitana em Valor de Transformação Industrial (VTI) do Estado de São Paulo (Santana-Chaves; Menzio; Zioni, 2025; São Paulo, 2022; SEADE, 2024). Também possui alta vocação agrícola, sendo a maior produtora agrícola dentre as Regiões Metropolitanas do Estado. Possui também infraestrutura logística estratégica associada a importantes rodovias estaduais, como a Raposo Tavares e a Castello Branco, estando estrategicamente localizada entre as Regiões Metropolitanas de São Paulo e de Curitiba e próxima à Região Metropolitana de Campinas (Santana-Chaves; Menzio; Zioni, 2025; São Paulo, 2022). A cidade de Sorocaba, sede da sua região metropolitana, possui população estimada em aproximadamente 732 mil habitantes e elevada densidade demográfica, superior a 1.600 hab/km², refletindo seu elevado grau de urbanização (IBGE, 2022; Santana-Chaves *et al.*, 2024; São Paulo, 2014). Em contraste relativo, o município de Itu, que faz fronteira com Sorocaba, apresenta perfil urbano-histórico marcado por crescimento populacional moderado e economia diversificada, combinando atividades industriais, comércio regional e turismo histórico-cultural (IBGE, 2022; São Paulo, 2022). Embora menos denso que Sorocaba, Itu

exerce papel relevante no eixo de desenvolvimento da Região Metropolitana de Sorocaba, com expansão urbana progressiva e presença de distritos industriais consolidados. Já Votorantim, município também limítrofe a Sorocaba, caracteriza-se por forte integração funcional com o centro urbano sorocabano, apresentando histórico de industrialização associado, sobretudo, aos setores cimenteiro, químico e metalúrgico. Apesar de possuir população menor, Votorantim apresenta elevado grau de urbanização e importância estratégica regional, ao mesmo tempo em que abriga áreas de relevante interesse ambiental, como a bacia da Represa de Itupararanga (IBGE, 2022; Santana-Chaves *et al.*, 2024; São Paulo, 2022). Dessa forma, o conjunto formado por Sorocaba, Itu e Votorantim representa um gradiente urbano-industrial típico do sudeste brasileiro, combinando intensa atividade antrópica, expansão urbana e pressões ambientais distintas, o que os torna particularmente relevantes para estudos de qualidade ambiental e contaminação atmosférica. A Figura 4 contextualiza a cidade de Sorocaba (mais a oeste) no que diz respeito à sua proximidade com outros grandes centros urbanos e industriais, como São Paulo, Campinas, Santos e São José dos Campos.

Figura 4 - A cidade de Sorocaba e Regiões Metropolitanas Próximas



Fonte: Adaptado de Google Maps.

A presença de PBDEs ao ar livre tem sido relatada na literatura e, nota-se por essas fontes que suas concentrações são normalmente maiores em áreas de mais alta concentração industrial/densidade de habitantes do que em áreas menos industriais/densas em termos de

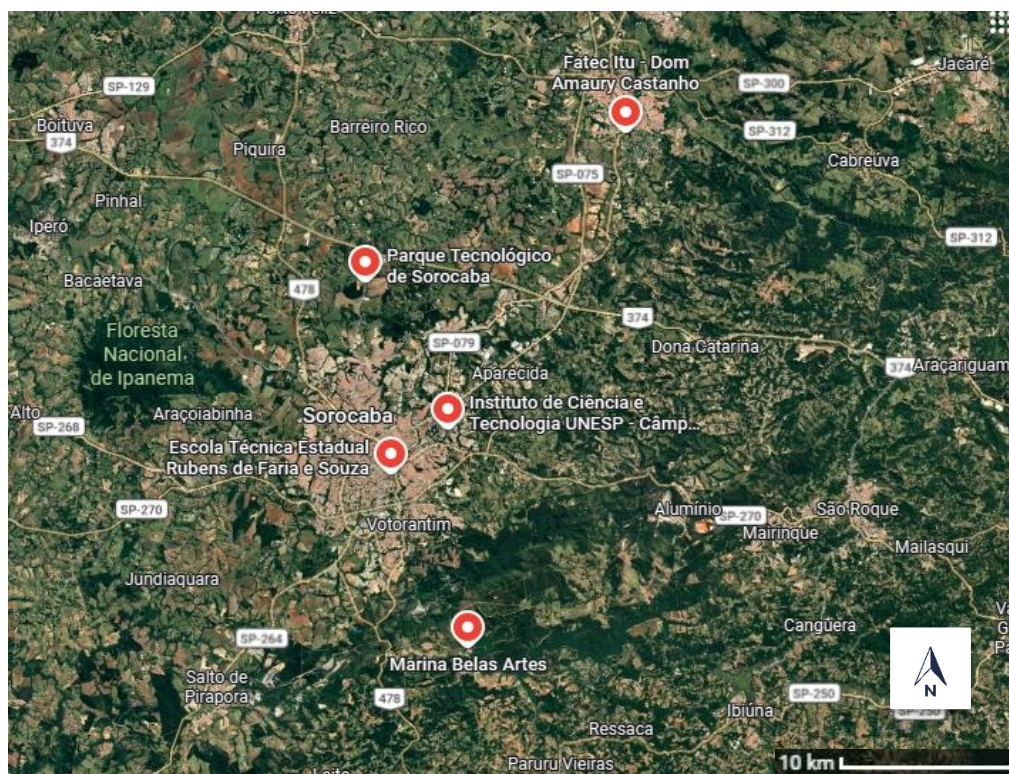
população (Rosa *et al.*, 2024; Akinrinade *et al.*, 2020; Pribylova *et al.*, 2012). Por este motivo, a Região Metropolitana de Sorocaba configura um importante espaço para a investigação da presença dos PBDEs na atmosfera e o efeito dessa concentração na saúde humana e da biota local.

4 METODOLOGIA

4.1 LOCAL DO ESTUDO

Amostras ambientais envolvendo amostras de solo e ar foram coletadas em cinco locais principais de Sorocaba e região: (Instituto de Ciência e Tecnologia, UNESP (UNESP), Escola Técnica Estadual Rubens de Faria e Souza (ETEC) e Parque Tecnológico de Sorocaba (PARQT), estes localizados na Cidade de Sorocaba-SP; locais adjacentes nas cidades de Votorantim (Represa de Itupararanga) e Itu (Faculdade de Tecnologia de Sorocaba). Estas regiões configuram um gradiente urbano-industrial que sai da região mais central de Sorocaba, onde estão a ETEC e a UNESP, passa por regiões menos urbanizadas, onde se encontram a FATEC e o Parque Tecnológico e por fim, na região mais remotamente habitada, a Represa de Itupararanga, em Votorantim. A Figura 5 contextualiza os locais de amostragem dentro da região de Sorocaba, com ênfase aos aspectos de urbanização apresentados nesses locais.

Figura 5 - Localização dos pontos de amostragem do presente estudo



Fonte: Adaptado de Google Maps.

As características e coordenadas dos locais são apresentadas na Tabela 1, a seguir.

Tabela 1 - Locais de amostragem

Código amostra	Localização	Cidade	Tipo	População	Densidade populacional (km ⁻²)	Coordenada
UNESP	Instituto de Ciência e Tecnologia, UNESP – Câmpus de Sorocaba	Sorocaba	Urbana	762.172	1.608,64	-23.479034, -47.4171498
ITUP	Represa de Itupararanga, Votorantim	Votorantim	Periurbana	133.510	694,53	-23.621902, -47.403128
ETEC	Escola Técnica Estadual Rubens de Faria e Souza, Sorocaba	Sorocaba	Urbana	762.172	1.608,64	-23.507495, -47.455940
FATEC	Faculdade de Tecnologia Itu	Itu	Urbana	175.047	262,58	-23.479034, -47.416861
PARQT	Parque Tecnológico de Sorocaba	Sorocaba	Periurbana	762.172	1.608,64	-23.386778, -47.477338

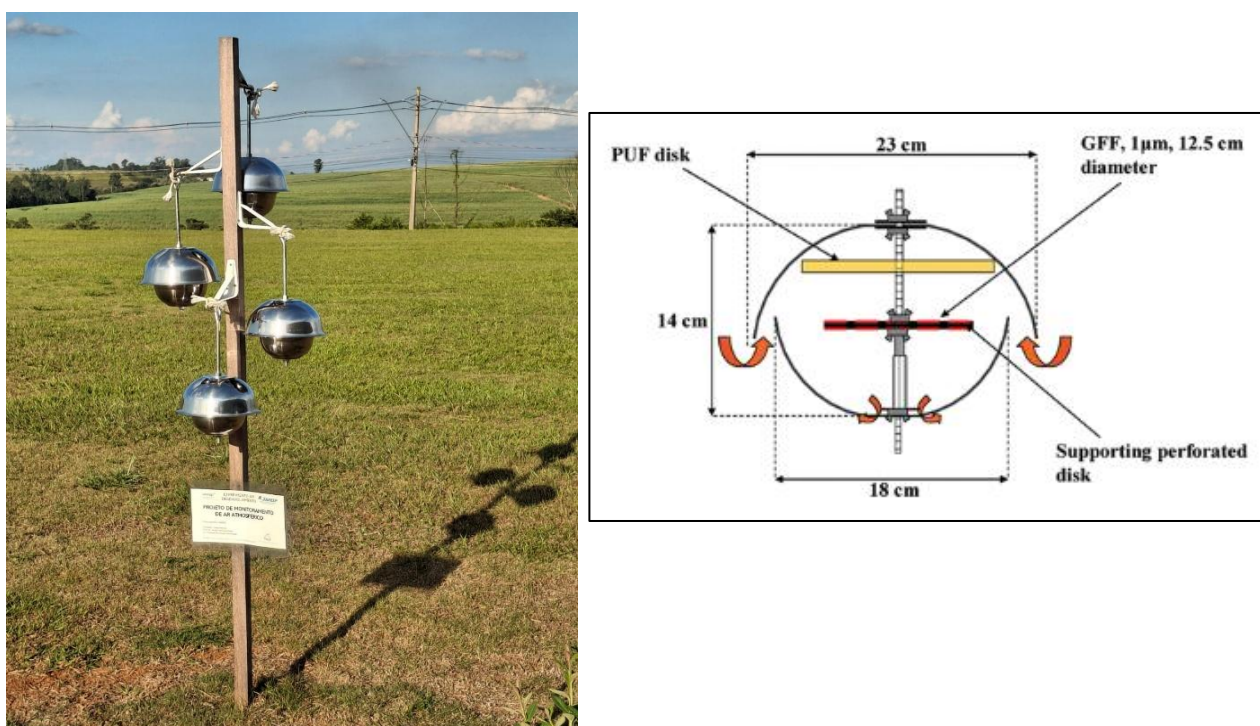
Fonte: IBGE a,b,c, 2025.

4.2 COLETA DE AMOSTRAS

A amostra de ar foi coletada utilizando um amostrador passivo de ar - espuma de poliuretano (PAS-PUF), amplamente descrito em Abdallah e Harrad (2010) e Drage *et al.* (2016). Este amostrador é uma modificação do modelo GAPS (do inglês, Global Atmospheric Passive Sampling network) (Shoeib e Harner, 2002) com a inclusão de um filtro de fibra de vidro (GFF) para facilitar a captação de partículas e, assim, aumentar a detecção de compostos de alto peso molecular, como PBDE-209, que são conhecidos por se distribuírem em partículas atmosféricas. Resumidamente, o amostrador consiste em dois recipientes de aço inoxidável com diâmetros de 23 cm (2L, na parte superior) e 18 cm (1L, na parte inferior). O disco de espuma

de poliuretano (PUF) (diâmetro = 140 mm, espessura = 12 mm, área superficial = 360,6 cm², densidade = 0,018 g cm⁻³) foi suspenso na parte superior do recipiente maior para coletar os contaminantes gasosos, enquanto o filtro de fibra de vidro (GFF) (diâmetro = 125 mm, tamanho de poro = 1 µm) foi colocado no meio do amostrador para otimizar a amostragem de partículas inaláveis (MP < 10 µm) (Genisoglu *et al.*, 2019; Wania; Shunthirasingham, 2020). A Figura 6 abaixo mostra a configuração dos amostradores passivos (externo e interno) instalados em cada um dos 5 pontos selecionados.

Figura 6 - Configuração dos amostradores passivos



Fonte: Adaptado de Abdallah e Harrad (2010).

Para remover contaminações de fundo, a espuma de poliuretano foi submetida a extração exaustiva por Soxhlet com diclorometano (DCM) por 24 h, enquanto o GFF foi calcinado em um forno (Marconi Forno Mufla, MA 385/3) a 425 °C por 4 h.

Quatro amostras (dentre as quais, duas foram utilizadas para análise do presente estudo e as outras duas foram utilizadas para quantificação de PCBs e PAHs de um outro estudo) foram simultaneamente implantadas a uma distância de 1,0 a 1,8 metros do solo, considerada a altura típica de um ser humano, para estimar o risco de exposição. Ao final do período de amostragem, de aproximadamente 60 dias, tanto a espuma de poliuretano expandido (PUF) quanto a fibra de vidro expandido (GFF) foram coletadas juntas, envoltas em papel alumínio e armazenadas em

sacos com fecho hermético. Cada amostragem foi seguida por uma amostragem em branco, na qual a PUF previamente limpa e a GFF aquecida foram expostas por cerca de 60 segundos no local da amostragem.

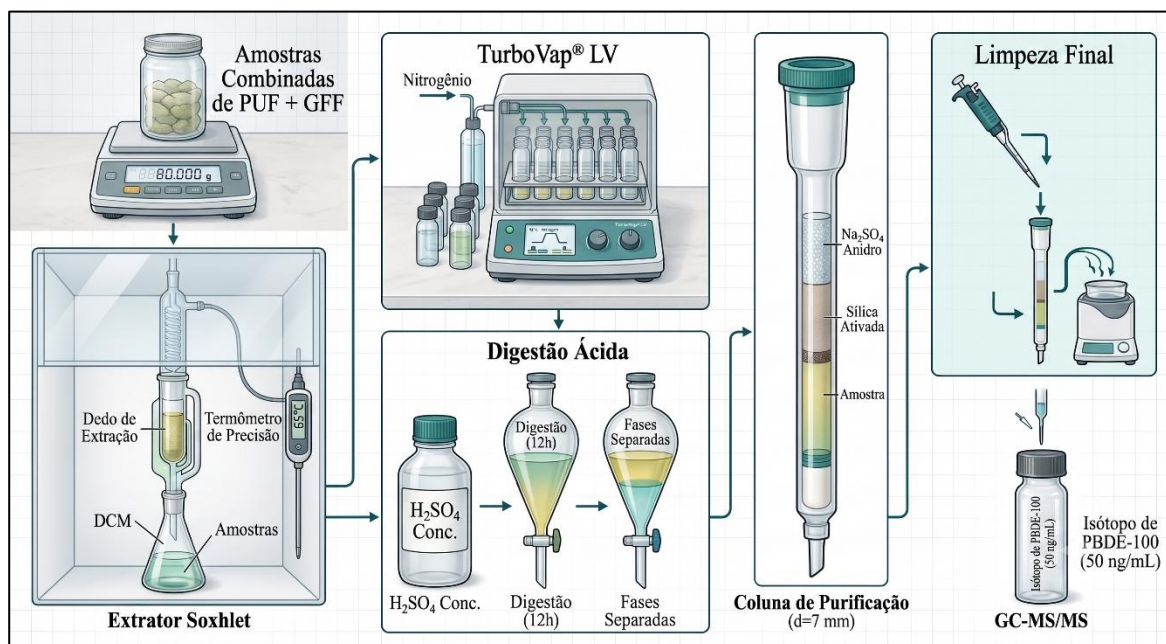
4.3. PRODUTOS QUÍMICOS E REAGENTES

Todos os produtos químicos utilizados eram de alto grau de pureza. O diclorometano (DCM), hexano, acetona e metanol de grau HPLC foram adquiridos da Merck KGaA, Darmstadt, Alemanha; o gel de sílica (60 µm) e o sulfato de sódio anidro foram obtidos da êxodo científica, São Paulo, Brasil. Os padrões de PBDE, incluindo PBDEs-28, 47, 77, 99, 100, 128, 153, 154, 183, 209 e $^{13}\text{C}_{12}$ PBDEs-100 e 209, foram adquiridos do laboratório Wellington, Ontário, Canadá.

4.4 EXTRAÇÃO

A extração e purificação das amostras de ar foram realizadas utilizando uma versão ligeiramente modificada do método previamente descrito (Alani *et al.*, 2021). Para reduzir o limite de detecção, os meios de amostragem de dois amostradores, ou seja, dois PUFs mais GFFs, foram combinados e adicionados com 100 µL de padrões internos (substitutos) antes da extração em aparelho de Soxhlet com 200 mL de DCM por 24 h. A solução padrão interna continha 50 ng de cada um dos PBDE-77 e -128, 100 ng de $^{13}\text{C}_{12}$ BDE-209. Após a extração exaustiva, o extrato bruto foi evaporado sob um fluxo suave de nitrogênio em um TurboVap® até a completa secagem antes da troca do solvente para hexano. O extrato de 2 mL foi digerido com aproximadamente 2 mL de ácido sulfúrico concentrado, homogeneizado em vórtex por alguns segundos e deixado em repouso por 3 a 12 horas para separação das fases orgânica e aquosa. Após esses processos, o conteúdo foi centrifugado a 3500 rpm por 5 minutos. A fase hexânica foi coletada e purificada em uma coluna de sílica (diâmetro = 7 mm) contendo aproximadamente 1 g de sílica desativada a 3,3% e coberta com sulfato de sódio anidro. A coluna de sílica foi condicionada com 10 mL de diclorometano:hexano (1:1, v/v) antes da eluição do extrato com 15 mL da mesma mistura. O eluato foi evaporado sob um fluxo suave de nitrogênio em um TurboVap® até a completa secagem do recipiente antes da adição de uma solução de tolueno contendo 50 ng de $^{13}\text{C}_{12}$ PBDE-100 como padrão de determinação de recuperação (RSD) para PBDEs, respectivamente. A figura 7 a seguir ilustra o passo a passo da etapa de extração.

Figura 7 - Desenho esquemático da etapa de purificação



Fonte: Gerado por Google Gemini em 07/05/2026.

4.5 ANÁLISE INSTRUMENTAL

As amostras extraídas foram analisadas para PBDEs por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (GC-MS), utilizando um cromatógrafo a gás Agilent-7890A, equipado com um espectrômetro de massas quadrupolar 5975C (MSD inerte com detector HED-EM de triplo eixo).

A análise de PBDE foi realizada em uma coluna Restek RXi-RTX-5MS (15 m × 0,25 mm d.i. × 0,25 µm de espessura do filme). O programa do forno foi definido para 80 °C por 2 min, seguido de um aumento de 20 °C/min até 170 °C por 4,5 min, temperatura mantida por 5,5 min, e posteriormente um aumento de 25 °C/min até 320 °C por 6 min, sendo finalmente mantida a 320 °C por 10 min. O tempo total de análise para cada amostra foi de 28 minutos. O gás de arraste foi hélio ultrapuro (99,999%) com uma vazão constante de 1,8 mL/min. O injetor, o quadrupolo e a linha de transferência foram ajustados para 250 °C, 300 °C e 300 °C, respectivamente. Um volume de 1 µL do extrato foi injetado no modo sem divisão de fluxo (splitless). A aquisição foi realizada no modo de Monitoramento Seletivo de Íons (SIM) com programação temporal, utilizando uma fonte de ionização eletrônica (EI) ajustada para 70 eV.

4.6 GARANTIA DA QUALIDADE / CONTROLE DE QUALIDADE

Todos os utensílios de vidro foram devidamente lavados 3 vezes em solução detergente Extran® e enxaguados 3 vezes em água da torneira, 3 vezes em água Milli-Q, 3 vezes em metanol e 3 vezes em acetona. Sempre que possível, os utensílios de vidro foram adicionalmente levados a uma estufa a 425 °C por 4 horas para remover a contaminação de fundo. A amostragem e o protocolo de laboratório foram monitorados com brancos de campo, compostos por espuma de poliuretano expandido (PUF) extraída e fibra de vidro expandido (GFF) aquecida (2PUF + 2GFF para cada período de amostragem) para as amostras de ar. Todas as amostras em branco seguiram procedimento semelhante ao das amostras ambientais. Além do PBDE-183, nenhum nível de PBDEs foi detectado em nenhuma das amostras em branco. Cinco níveis de calibração padrão foram obtidos para PBDEs com $R^2 > 0,997$. O padrão de calibração foi analisado juntamente com cada lote de amostras para auxiliar na identificação dos picos e na determinação da concentração do composto. Os dois íons mais significativos foram monitorados para cada composto. Um dos íons foi utilizado como íon de monitoramento primário, enquanto o outro foi utilizado como íon qualificador. O pico foi aceito para o composto específico somente quando os dois íons foram identificados acima do IDL (Limite de Detecção de Incerteza). Além disso, a proporção entre os íons não deve desviar mais de 15% da média medida na análise padrão de calibração realizada com as amostras. O pico deve ser eluído em pelo menos 5 segundos após a análise padrão realizada com as amostras (Harrad *et al.*, 2004).

O limite de detecção instrumental (LOD) foi considerado como a relação sinal-ruído de 3:1, enquanto o limite de quantificação instrumental (LOQ) foi considerado como a relação sinal-ruído de 10:1. O limite de detecção do método (MDL) para PBDE-183 foi relatado como a média $\pm$ desvio padrão do nível detectado em amostras em branco. Os limites de detecção do método para PBDEs foram encontrados em 0,23–5.3 pg/m³ no ar. A recuperação de marcadores substitutos foi geralmente encontrada acima de 30% e abaixo de 150%.

Neste contexto, a Tabela 2, abaixo traz um resumo dos perfis de cada congêner estudado, com seu número CAS, tipo de padrão, tempo de retenção (TR) e os íons selecionados para cada um dos compostos alvo do presente trabalho. A Tabela 3 mostra os limites de detecção do instrumento e do método para cada uma das amostras de PBDE analisadas, enquanto a Tabela 4, traz a percentagem de recuperação do padrão interno obtidos na fase experimental do presente trabalho.

Tabela 2 - Tempo de retenção (TR), número CAS e íons selecionados para os PBDEs alvo

Composto	CAS	Use	TR (min)	Íons selecionados (m/z)	
				Primário	Qualificação
BDE-28	41318-75-6	Nativo	14,4	407,8	405,7
BDE-47	5436-43-1	Nativo	15,6	485,7	325,8
BDE-77	93703-48-1	IS	16,0	485,7	483,7
BDE-100	189084-64-8	Nativo	16,3	403,8	405,7
¹³ C ₁₂ BDE-100	678997-41-6	RDS	16,3	415,8	417,8
BDE-99	60348-60-9	Nativo	16,6	563,6	403,8
BDE-154	207122-15-4	Nativo	17,1	483,7	485,7
BDE-153	68631-49-2	Nativo	17,4	483,7	485,7
BDE-128	182677-28-7	IS	18,1	483,7	485,7
BDE-183	207122-16-5	Nativo	18,1	561,7	563,6
BDE-209	1163-19-5	Nativo	24,2	799,6	801,6
¹³ C ₁₂ BDE-209	562099-68-7	IS	24,2	811,6	809,6

IS – Padrão Interno

RDS – Padrão de determinação de recuperação

TR – Tempo

CAS - Número do Serviço de Resumos Químicos (CAS)

Fonte: Autor.

Tabela 3 - Limites de detecção de Instrumentos/Método de PBDEs

Composto	Limites de detecção do	Limites de detecção
	Instrumento (pg/m ³)	do Método (pg/m ³)
BDE-28	0,23	0,23
BDE-47	0,56	0,56
BDE-99	0,48	0,48
BDE-100	0,58	0,58
BDE-153	0,27	0,27
BDE-154	0,62	0,62
BDE-183	0,40	*5.3
BDE-209	2,1	2,1

Fonte: Autor.

Tabela 4 - Percentagem de recuperação do padrão interno (%)

IS	Nativo	Padrão de determinação de recuperação (%)		
		Média	Mediana	Intervalo
BDE-77	BDE-28	74	66	35 – 137
	BDE-47			
	BDE-100			
	BDE-99			
	BDE-154			
BDE-128	BDE-153	76	76	33-141
	BDE-128			
	BDE-183			
¹³ C ₁₂ BDE-209	BDE-209	71	70	30-113

Fonte: Autor.

Seis alíquotas de aproximadamente 0,2 g de poeira doméstica de referência NIST foram extraídas e analisadas juntamente com os extratos das amostras reais. Os resultados obtidos estão dentro dos valores disponíveis na literatura, como disposto na Tabela 5 abaixo.

Tabela 5 - Materiais de Referência Padrão (NIST 2585)

	Este estudo (n=6)			Referência (NIST, 2025)	
	Média	Desvio padrão	Média / Desvio padrão × 100%	Média	Desvio padrão
BDE-28	42,5	3,25	7,65	46,9	4,4
BDE-47	477,15	18,63	3,90	497	46
BDE-99	859,93	38,6	4,49	892	53
BDE-100	150,53	21,39	14,21	145	11
BDE-153	116,25	14,83	12,76	119	1
BDE-154	86,36	7,05	8,16	83.5	2,0
BDE-183	44,6	2,67	5,99	43	3,5
BDE-209	2763,05	217,99	7,89	2510	190

NIST - Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia

Fonte: Autor.

4.7 TAXA DE AMOSTRAGEM PASSIVA (PSR)

O volume de ar do PAS-PUF é normalmente estimado a partir da taxa de amostragem passiva (PSR) ou taxa de absorção, que tem sido amplamente documentada com valores médios de 3 m³/dia a 4 m³/dia (Prats *et al.*, 2022). O valor de PSR de 4 m³/dia foi comumente adotada pela rede GAPS (Harner *et al.*, 2024). No contexto desse estudo, o volume de ar equivalente do PAS-PUF foi avaliado a partir da taxa de amostragem de passiva (PSR) x número de dias de amostragem (~60 dias). A PSR foi obtida a partir do estudo de calibração inicial do amostrador PAS-PUF específico utilizado, ou seja, 3,92 m³/dia para tri-heptaBDEs e 2,26 m³/dia para BDE-209, especificamente (Drage *et al.*, 2016; Ma *et al.*, 2024).

4.8 AVALIAÇÃO DO RISCO DE EXPOSIÇÃO HUMANA

O risco de exposição humana (E) (pg/ (dia. Kg - PC) aos PBDEs alvo foi avaliado a partir da Equação 1 (Ali *et al.*, 2013; Harrad *et al.*, 2009), considerando a ingestão acidental (para o solo) e a inalação (para o ar exterior) como as possíveis principais vias de exposição.

$$E = \frac{C \times IR \times F}{PC} \quad (1)$$

$$E = \sum_{i=1}^n \left(\frac{C \times IR \times F}{BW} \right)$$

Onde: C é a concentração média de PBDE (pg/m³); IR é a taxa de inalação de ar externo; F é a fração do tempo gasto ao ar livre, estimada em 5% para crianças pequenas e 8% para adultos. O valor de IR foi obtido do manual de Fatores de Exposição da EPA dos EUA (USEPA, 2011) como 9 m³/dia para crianças pequenas e 16 m³/dia para adultos. Em um cenário de alta exposição, esses valores foram considerados como sendo 13 m³/dia e 21,2 m³/dia para crianças pequenas e adultos, respectivamente (USEPA, 2011) e C foi definido como concentração máxima (pg/m³). O peso corporal (PC) é o peso em kg, considerado como 70 kg para adultos e 10 kg para crianças (USEPA, 2011). A absorção é geralmente considerada como 100% para este modelo.

4.9. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Todos os dados foram analisados estatisticamente utilizando o IBM SPSS versão 22 e o Microsoft Excel (versão 2023). Os gráficos também foram criados utilizando o mesmo software, de acordo com as necessidades de visualização. Os dados foram normalizados por logaritmo para garantir uma distribuição normal. Para fins estatísticos, o nível de detecção foi definido em 0. Isso está de acordo com a literatura, onde o MDL (nível de detecção mínimo) é considerado alto. Os dados estatísticos foram considerados estatisticamente significativos quando $p < 0,05$.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dessa seção, iremos apresentar e discutir os principais resultados obtidos a partir da quantificação de PBDEs em amostras de ar na cidade de Sorocaba e entorno, sendo considerados tanto os níveis de concentração quanto os perfis de congêneres observados ao longo do período de amostragem. Os dados aqui demonstrados serão analisados à luz de comparações com estudos realizados em diferentes contextos geográficos e socioeconômicos, permitindo situar o resultado deste trabalho no panorama internacional. Tais dados pretendem preencher uma lacuna amostral significativa no hemisfério sul, bem como ajudar a construir entendimento acerca do destino de produtos contendo PBDEs na América do Sul, e, mais especificamente, no Brasil. Também é objetivo desta seção compreender os mecanismos de transporte atmosférico que estão envolvidos na dinâmica de espalhamento dos compostos de PBDE pelo ambiente, bem como seu impacto na saúde humana. Neste contexto, a Tabela 6 apresenta as concentrações de PBDE encontradas nas amostras de ar, via amostragem passiva, em 5 locais distintos na cidade de Sorocaba e entorno e por 6 períodos distintos. Esta tabela também contempla a soma das concentrações de 8 homólogos por local e período, bem como traz um resumo, com média, mediana e intervalo de medição encontrada. A partir desta tabela faremos inferência sobre a influência da sazonalidade da temperatura, das trajetórias de massa de ar e das fontes dos congêneres de PBDE para tentar explicar a origem e abundância dos PBDEs em cada ponto amostral.

Tabela 6 - Concentrações de PBDE encontradas nas amostras de ar

Locais	Congênere	Concentrações (pg/m ³)						Média	Mediana	Intervalo
		Per-1	Per-2	Per-3	Per-4	Per-5	Per-6			
UNESP	BDE-28	1,4	0,24	0,65	<0,23	<0,23	<0,23	0,38	0,12	<0,23 – 1,4
	BDE-47	1,5	1,2	1,9	1,7	1,1	7,1	2,4	1,6	1,1 – 7,1
	BDE-99	310	280	34	110	130	94	160	120	34 – 310
	BDE-100	390	210	36	31	160	91	150	120	31 – 390
	BDE-153	22	35	<0,27	63	13	3,6	23	18	<0,27 – 63
	BDE-154	84	26	<0,62	67	14	<0,62	32	20	<0,62 – 84
	BDE-183	<5,3	<5,3	<5,3	23	<5,3	<5,3	3,8	<5,3	<5,3 – 23
	BDE-209	20	3,6	32	11	17	26	18	19	3,6 – 32
	Σ ₈ PBDEs	840	550	100	300	330	220	390	320	100 - 840
ITUP	BDE-28	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23
	BDE-47	<0,56	<0,56	<0,56	0,57	<0,56	0,58	0,20	<0,56	<0,56 – 0,58
	BDE-99	130	76	<0,48	56	<0,48	28	49	42	<0,48 – 130
	BDE-100	170	62	62	74	200	30	99	68	30 – 200
	BDE-153	27	6,2	11	17	150	<0,27	35	14	<0,27 - 150
	BDE-154	51	82	<0,62	<0,62	41	<0,62	29	20	<0,62 – 82
	BDE-183	<5,3	<5,3	<5,3	18	13	39	12	6,7	<12 – 39
	BDE-209	<2,1	<2,1	<2,1	2,5	6,2	<2,1	1,4	<2,1	<2,1 – 6,2
	Σ ₈ PBDEs	380	230	72	170	410	97	230	200	72 - 410
ETEC	BDE-28	0,87	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23	0,14	<0,23	<0,23 – 0,87
	BDE-47	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	0,83	0,14	<0,56	<0,56 – 0,83
	BDE-99	360	75	50	190	130	73	150	100	50 – 360
	BDE-100	350	120	110	170	440	18	200	140	18 – 440
	BDE-153	29	5,5	2,2	17	61	40	26	23	2,2 – 61
	BDE-154	49	<0,62	<0,62	<0,62	<0,62	<0,62	8,2	<0,62	<0,62 – 49
	BDE-183	<5,3	<5,3	<5,3	<5,3	<5,3	<5,3	<5,3	<5,3	<5,3
	BDE-209	10	4,7	13	5,9	5,2	11	8,4	8,1	4,7 – 13

	$\Sigma_8\text{PBDEs}$	800	210	170	390	640	140	390	300	140 - 800
FATEC	BDE-28	0,40	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23	0,10	<0,23	<0,23-0,40
	BDE-47	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	0,66	0,58	0,21	<0,56	<0,56 – 0,66
	BDE-99	280	32	<0,48	65	39	41	76	40	<0,48 – 280
	BDE-100	350	28	<0,58	36	66	16	83	32	<0,58 – 350
	BDE-153	66	<0,27	<0,27	46	120	49	47	48	<0,27 – 120
	BDE-154	190	<0,62	<0,62	<0,62	<0,62	20	35	<0,62	<0,62 – 190
	BDE-183	<5,3	<5,3	<5,3	<5,3	<5,3	<5,3	<5,3	<5,3	<5,3
	BDE-209	5,1	5,9	23	4,1	<2,1	15	8,8	5,5	<2,1 -23
	$\Sigma_8\text{PBDEs}$	890	66	23	150	230	140	250	150	23 – 890
PARQT	BDE-28	0,35	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23	<0,23	0,05	<0,23	<0,23-0,35
	BDE-47	0,91	3,8	<0,56	<0,56	0,64	0,9	1,0	0,77	<0,56 – 3,8
	BDE-99	260	200	<0,48	42	81	16	100	61	<0,48 – 260
	BDE-100	300	140	<0,58	33	55	37	94	46	<0,58 - 300
	BDE-153	15	23	<0,27	53	7,7	43	24	19	<0,27 – 53
	BDE-154	150	27	<0,62	40	<0,62	<0,62	37	13	<0,62 – 150
	BDE-183	<5,3	21	<5,3	19	<5,3	<5,3	6,7	<5,3	<5,3– 21
	BDE-209	<2,1	<2,1	<2,1	12	<2,1	<2,1	2,1	<2,1	<2,1 – 12
	$\Sigma_8\text{PBDEs}$	730	420	0	200	140	96	260	170	0 - 730

Per-1: JULHO – SETEMBRO DE 2024

Per-2: SETEMBRO - NOVEMBRO DE 2024

Per-3: NOVEMBRO DE 2024 – JANEIRO DE 2025

Per-4: JANEIRO – MARÇO DE 2025

Per-5: ABRIL – MAIO DE 2025

Per-6: JUNHO – AGOSTO DE 2025

Fonte: Autor.

5.1 PERFIL DAS CONCENTRAÇÕES DE PBDE NO AR

Dentre os compostos analisados no presente estudo, os homólogos PBDEs-47, 99, 100, 153 e 209 têm a maior frequência de detecção (FD), correspondendo a 50%, 87%, 93%, 83% e 67%, respectivamente. Esses resultados indicam que esses congêneres estão amplamente distribuídos nas amostras analisadas e são as espécies mais responsáveis pela ocorrência de PBDEs em ar externo no contexto deste trabalho. Em contraste, a FD dos BDEs-28 e -183 foi relativamente baixa, em torno de 20%. No caso específico do BDE-183, a elevada frequência de resultados abaixo do limite de detecção pode estar relacionada ao seu maior limite de detecção do método, o que contribui para a redução da frequência de detecção observada. Em relação à composição do Σ_8 PBDEs, verificou-se que a maior contribuição foi observada para os BDEs-99, 100 e 153, com contribuições percentuais de 33%, 40% e 13%, respectivamente. Por outro lado, embora o BDE-209 tenha sido detectado em aproximadamente dois terços das amostras, sua contribuição percentual média foi relativamente baixa, indicando que apesar de sua ocorrência frequente, suas concentrações foram inferiores às observadas para os congêneres predominantes. Neste contexto, a frequência de detecção e a contribuição percentual de cada congênere no Σ_8 PBDEs são apresentadas na Tabela 7 e na Tabela 8, ambas abaixo.

Tabela 7 - Resumo das concentrações de PBDE nas amostras de ar em todas as localidades

PBDE	Concentrações (pg/m ³)			FD (%)
	Média	Mediana	Intervalo	
BDE-28	0,13	<0,23	<0,23 – 1,4	20
BDE-47	0,80	<0,56	<0,56 – 7,1	50
BDE-99	110	74	<0,48 - 360	87
BDE-100	130	70	<0,58 - 440	93
BDE-153	31	20	<0,27 – 150	83
BDE-154	28	<0,62	<0,62 – 190	43
BDE-183	4,4	<12	<12 – 39	20
BDE-209	7,8	5,2	<2,1 – 32	67
Σ_8 PBDEs	300	210	<dl – 890	-

FD - Frequência de detecção

Fonte: Autor.

Tabela 8 - Contribuição percentual de cada congênere de PBDE para o Σ_8 PBDEs

PBDEs	Contribuição percentual (%)		
	Média	Mediana	Intervalo
BDE-28	0,04	0	0 – 0,63
BDE-47	0,38	0,13	0 – 3,2
BDE-99	33	35	0 – 56
BDE-100	40	39	0 – 85
BDE-153	13	5,5	0 - 53
BDE-154	6,5	0	0 – 36
BDE-183	2,6	0	0 – 40
BDE-209	7,1	1,5	0 -100

Fonte: Autor.

Historicamente, foram utilizadas três misturas técnicas de PBDE: (1) produtos comerciais de PentaBDE (c-PentaBDE) (com componentes principais de BDEs - 47 (~38,2 – 42,8%), 99 (44,8 – 48,6%), 100 (7,82 – 13,1%), 154 (2,68 – 4,54%) e 153 (5,32 – 5,44%)); (2) produtos comerciais de OctaBDE (c-OctaBDE) (com componentes principais de BDEs - 154 (0,04 – 1,07%), 153 (0,15 – 8,66%), 183 (~12,6 – 42%) e 209 (1,31 – 49,6%)); (3) produtos comerciais de DecaBDE (c-DecaBDE) (principalmente BDE-209 (91,6 – 96,8%)) (La Guardia; Hale; Harvey, 2006). Portanto, a alta frequência de detecção e a contribuição percentual dos BDEs - 99, 100 e 153, dominantes no c-PentaBDE, sugerem o uso predominante de itens contendo c-PentaBDE nos locais de amostragem.

As baixas concentrações de BDE-47 (0,38%) foram inesperadas, dada a composição relativamente maior no c-PentaBDE (~1:1 com BDE-99) e as concentrações relativamente mais altas comumente relatadas na literatura. Embora os perfis atmosféricos de BDEs também dependam das fontes – tipos e alcance (curto/longo) – bem como da partição gás/partícula que acompanha as mudanças de temperatura, o BDE-47, incluindo o -99 e o -209, tem sido amplamente documentado na literatura (Chen *et al.*, 2006; Ma *et al.*, 2013; Yang *et al.*, 2013; Venier; Hites, 2008; Su *et al.*, 2009; Bogdal *et al.*, 2014; Basis; Voutsas; Samara, 2016). Isso está relacionado ao nível dominante dessas espécies no c-PentaBDE (para BDE-47 e -99) e no c-DecaBDE (para BDE-209), considerados mais amplamente aplicados em comparação com os c-OctaBDEs (Alaee *et al.*, 2003). Níveis relativamente mais altos de BDE-47 em comparação com o -99 também são comumente relatados devido à maior volatilidade do BDE-47, dada sua maior pressão de vapor (Wang *et al.*, 2012; Akinrinade *et al.*, 2021a).

A menor concentração de BDE-47 observada neste estudo provavelmente resulta do uso legado de itens contendo PBDE, do impacto da reciclagem e/ou das atividades industriais nos perfis de PBDE. Concentrações relativamente baixas de BDE-47 também foram relatadas recentemente em resíduos de polímeros (Burgos Melo *et al.*, 2024, 2025) e poeira doméstica (de Souza Araujo *et al.*, 2024) na mesma região do estudo, o que reforça ainda mais a sugestão de aplicações legadas ou impacto da reciclagem em produtos comerciais.

Outra observação são as altas concentrações de BDE-100, elevando a proporção de BDE-99 e BDE-100 para cerca de 1:1, superior à composição relativa no c-PentaBDE (aproximadamente 3,7-5,7). A proporção no c-PentaBDE ou o valor aproximado é inconsistente com os relatos iniciais no Brasil, com aproximadamente 6:1 em São Paulo (Saini *et al.*, 2020), 6,6:1 em São Luís e 6,9:1 em São José dos Ausentes (Rauert *et al.*, 2018a). Entretanto, uma proporção semelhante à deste estudo foi recentemente documentada em relatórios sobre resíduos em Sorocaba (Burgos Melo *et al.*, 2024, 2025) e também em amostras de leite materno coletadas em Minas Gerais (Oliveira Souza *et al.*, 2022). Níveis dominantes de BDE-100 em relação ao -99 foram documentados em amostras de sedimentos e água recentemente relatadas em rios da Amazônia (Ma *et al.*, 2026).

Como já mencionado anteriormente, é possível observar também que o BDE-209, da formulação c-DecaBDE, a mais recente e a mais amplamente utilizada a nível global, não foi encontrada com tanta frequência, sendo responsável por aproximadamente, 7,1% da contribuição percentual do somatório dos PBDEs encontrados neste estudo, resultado que difere em muito os de outros trabalhos que serão explorados aqui nesta seção. Burgos Melo (2023), em seu trabalho que investigou a presença de congêneres de PBDE em resíduos poliméricos de equipamentos eletroeletrônicos, realizado na própria cidade de Sorocaba, encontrou que a variante BDE-209 foi a mais abundantemente encontrada, presente na maioria dos produtos de analisados e correspondendo a 95,36 % do somatório das massas de PBDE encontradas. Resultados similares foram encontrados por Kurkhachyk, Přibyllová e Chernyuk (2020), cujo trabalho investigou o conteúdo de Bromo e de PBDEs em amostras de lixo eletrônico em Minsk, Belarus, e que também encontrou o composto BDE-209 como o mais abundante, estando presente como o homólogo predominante em 75% do total de amostras analisadas. Li *et al.* (2020a) também encontraram resultados que corroboram a ideia de que na maioria dos resíduos poliméricos, a variante mais predominante costuma ser o BDE-209. Os resultados supracitados reforçam a ideia de que estes podem ter sido degradados a formas menos bromadas, como provavelmente o BDE-99 e -100. Evidência da degradação dos PBDEs de maior massa molecular, principalmente o BDE-209 via fotólise, bem como por ação microbiana tem sido

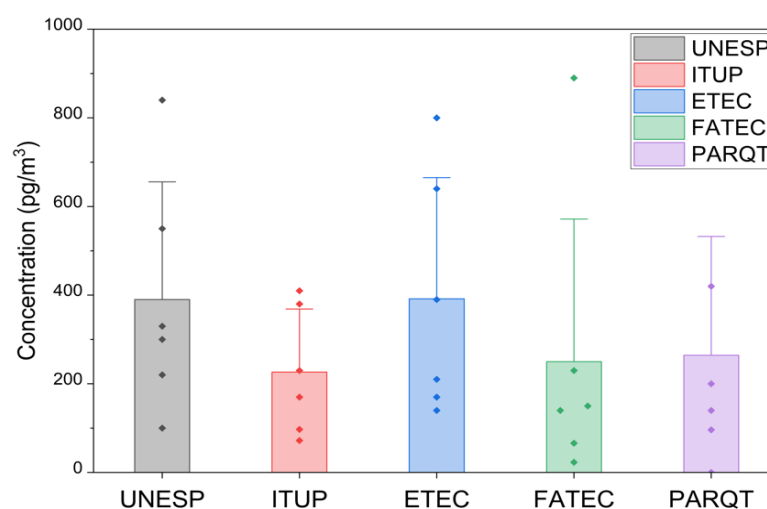
publicada por autores da área (Ulvi; Aydin; Aydin, 2025; Christiansson *et al.*, 2009; Zhao *et al.*, 2018). Agguine *et al.* (2014), em seu estudo, propõe que, do ponto de vista ambiental, o BDE-209 não é fotoquimicamente inerte e pode ser transformado em congêneres menos bromados quando exposto à radiação UV, seja em ambientes naturais (luz solar) ou artificiais. Essa transformação é relevante não apenas do ponto de vista amostral por si só, mas também do ponto de vista ambiental e de saúde pública, uma vez que alguns PBDEs de menor grau de bromação apresentam maior mobilidade ambiental e potencial toxicidade, sendo, por exemplo, rapidamente absorvido pelas raízes das plantas e transferidas para a cadeia alimentar, o que pode alterar o perfil de risco associado ao BDE-209 após sua liberação no ambiente, já que afeta a saúde ecológica local e regional (Singh *et al.*, 2022; Zhang; Xi; Tan, 2021).

5.2 CONCENTRAÇÃO DE PBDE POR LOCAL DE AMOSTRAGEM

Sumarizando, as concentrações dos Σ_8 PBDEs estão no range de <dl – 890 (com média = 300 e mediana = 210) pg/m³, com a maior concentração média de 390 pg/m³ encontrada na UNESP e na ETEC, ambas na área urbana da cidade de Sorocaba. Como resultado de um uso mais frequente de bens com potencial de conter retardantes de chama em ambientes internos, estes são normalmente tidos como os maiores reservatórios desses retardantes, sendo também considerados como fontes inerentes de PBDEs para o ar externo. O grande número e a grande densidade de prédios contidos em uma cidade urbanizada, quando comparada com localidades rurais ou remotas sugerem a existência de um “pulso urbano” que tem sido reportado em vários trabalhos na literatura (Gouin *et al.*, 2005; Melymuk *et al.*, 2012, 2013; Wang *et al.*, 2012; Gevao *et al.*, 2013; Ma *et al.*, 2013; He *et al.*, 2014; Newton; Sellström; de Wit, 2015; Dien *et al.*, 2016; Drage *et al.*, 2016; Torre *et al.*, 2016; Chakraborty *et al.*, 2017; Kurt-Karakus *et al.*, 2017; Roscales *et al.*, 2018). Sabe-se também que as atividades industriais geram PBDEs e concentrações relativamente mais elevadas ou as mais altas de PBDEs têm sido comumente relatadas em áreas industriais (Besis; Voutsas; Samara, 2016; Pozo *et al.*, 2017, 2023). A ETEC, como está localizada no centro da cidade de Sorocaba, é a área mais urbanizada deste estudo, enquanto a UNESP ainda encontra-se em área urbana, mas também está cercada por algumas atividades industriais. Tanto a urbanização quanto as atividades industriais podem ter influenciado as concentrações de PBDEs observadas. ITUP, FATEC e PARQ, no entanto, apresentam concentrações médias um pouco menores e comparáveis, entre ~230 e 260 pg/m³, como indicado na Figura 8 abaixo. Das três cidades, a maior concentração foi observada em Sorocaba, e concentrações comparáveis foram obtidas em Votorantim e Itu, como indicado na

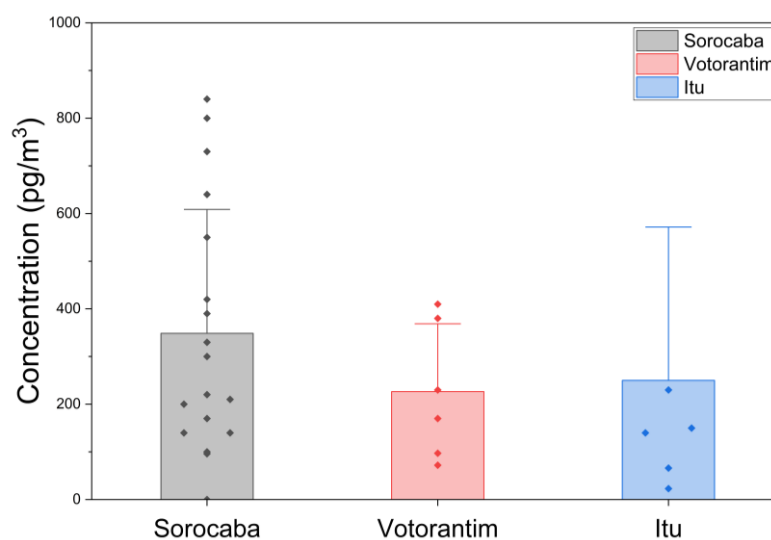
Figura 9 abaixo. De acordo com os dados do IBGE a,b,c (2025), Sorocaba possui a maior densidade populacional (1.608,64 km²), enquanto a de Votorantim (694,53 km²) é superior à de Itu (262,58 km²). Portanto, as concentrações comparáveis em Votorantim e Itu provavelmente são influenciadas por Sorocaba. A distância aérea entre cada uma das localidades é de ≥ 7 km. A concentração máxima de Σ_8 PBDEs (890 pg/m³) neste estudo foi observada em FATEC (ITU), provavelmente proveniente do fluxo advectivo de atividades industriais em Sorocaba, próximas à FATEC.

Figura 8 - Concentração de Σ_8 PBDE (pg/m³) nos locais de amostragem



Fonte: Autor.

Figura 9 - Concentração de Σ_8 PBDE (pg/m³) em Sorocaba, Votorantim e Itu



Fonte: Autor.

5.3. COMPARAÇÕES DOS RESULTADOS COM CONCENTRAÇÕES A NÍVEL GLOBAL

Em tratando-se do cenário internacional de amostragem passiva (PAS-PUF) de PBDEs, a Tabela 9 a seguir compara os resultados de concentração média e de intervalo de concentração obtidos neste estudo com os dados reportados por pesquisas similares realizadas em diferentes regiões do mundo. Aqui, vale reforçar a ideia de que os estudos selecionados contemplam países tanto industrializados/desenvolvidos - que historicamente foram pioneiros na produção, no consumo, e posteriormente, no banimento de insumos contendo PBDEs -, quanto países em desenvolvimento/em processo de industrialização, cuja dinâmica histórica de produção e uso de PBDEs difere em grande escala quando comparado aos anteriores. Tal tabela tem o objetivo de comparar não apenas os valores de concentração por si, mas também, contextualizá-los no aspecto geográfico (em termos de urbanização) e socioeconômico (nível de desenvolvimento, de industrialização e, sobretudo, “fase de banimento” dos produtos contendo PBDE) dos referidos locais. Essa abordagem permite interpretar as diferenças observadas entre estudos à luz das particularidades de cada região, fornecendo uma análise mais abrangente dos fatores que influenciam a presença desses contaminantes na atmosfera. Comparando os dados obtidos neste trabalho, em Sorocaba, Brasil, entre 2024 e 2025 frente ao panorama global apresentado na Tabela 9 abaixo, tem-se que a concentração média de $\sum_8 \text{PBDEs} = 300 \text{ pg/m}^3$, com intervalo variando entre <dl até 890 pg/m^3 , configura-se dentre as mais elevadas reportadas na comparação internacional, sendo substancialmente superior ao de diversas metrópoles do Hemisfério Norte e países desenvolvidos. Em relação aos estudos realizados em cidades europeias, Sorocaba exibe contaminação atmosférica mais de dez vezes maior que as observadas em Birmingham, Reino Unido, com média de 26 pg/m^3 e range entre 9,8 e 59 pg/m^3 , no período de 2019 a 2021 por Rosa *et al.* (2021), mais de 3 vezes maior que as observadas em Londres, Reino Unido, com média de 88 pg/m^3 e mais de 13 vezes maior que as observadas em Madrid, Espanha, com média de 22 pg/m^3 , ambos encontrados em 2018 por Saini *et al.* (2020).

Tabela 9 - Dados resumidos de PBDEs no ar exterior (pg/m³) neste estudo e em outros estudos globais semelhantes (média, mediana (intervalo)) (Todos os estudos envolveram PAS-PUF).

Localização	Período (n=n° de amostras)	ΣPBDEs	Concentração (pg/m ³) Média, mediana (range)	Maior congênere(s)	Referência
Sorocaba, Brasil	2024-2025 (n=30)	8	310 (<dl-890)	99 & 100	Este estudo
São Luis, Brasil	2015-2016 (n=5)	^s 14	1,6 - 15	28, 47, 99, & 100	Rauert et al., 2018a
São Jose dos Ausentes, Brasil	2015-2016 (n=4)		<dl – 4,1		
São Paulo, Brazil	2018 (n=1)	^s 8	18	47, 99 & 209	Saini et al., 2020
Sonora, Mexico	2015-2016 (n=ns)	14	24-130	47 & 99	Rauert et al., 2018a
Birmingham, UK	2021–2022 (n=16)	8	43	209	Ma et al., 2024
Birmingham, UK	2019–2021 (n=12)	7	26 (9,8-59)	209	Rosa et al., 2024
Birmingham, UK	2012 – 2013 (n=48)	13	^{rm} 100 – 490	209	Drage et al., 2016
Lagos, Nigeria	2019-2020 (n=26)	8	100 (21–750)	47, 99, & 100	Akinirnade et al., 2022
Aterro Santa Marta, Santiago, Chile	2016 (n=4)	10	10 (8,8 – 12)	209	Pozo et al., 2023
Santiago, Concepción e Temuco, Chile	2008 – 2009 (n=17)	10	0,4 - 55	47, 99, & 209	Pozo et al., 2017
Dilovasi, Turquia	2015-2016 (n=264)	8	95 (5,7 – 520)	209	Cetin et al., 2019
Espanha	2008 – 2015 (n=321)	14	^u 43; 9,2 (1-940) ^b 76; 3,3 (0,80–2900)	209	Roscales et al., 2018

Tabela 9 (Continuação) - Dados resumidos de PBDEs no ar exterior (pg/m³) neste estudo e em outros estudos globais semelhantes (média, mediana (intervalo))

Localização	Período (n=n ^o de amostras)	ΣPBDEs	Concentração (pg/m ³) Média, mediana (range)	Maior congêner(s)	Referência
Adana, Gaziantep, Osmaniye, Karaman, Malatya, Denizli, Isparta, Mugla, Izmir, e Bursa, Turquia	2018-2019 (ns)	14	^{rm} 247 – 517	47,99, & 209	Ayri et al., 2023
Istanbul, Turquia	2012 (n=10)	12	110 - 620	^u 138, 153 ^{su} 138, 209 ^r 99,100	Kurt-Karakus, et al., 2017
Turquia	2014 – 2015 (n=32)	14	191	190	Kurt-Karakus, et al., 2018
Los Mochis, Sinaloa, Mexico	2017 – 2018 (n=ns)	10	21 – 28	47 & 99	Martínez Valenzuela et al., 2022
Áreas remotas e urbanas da região do Himalaia Menor	2018	11	0.011–8,2	ns	Riaz et al., 2021
Toronto, Canadá	2007-2008	^e 27	0,47 - 110	ns	Melymuk et al.,2012
Toronto, Canadá			38	47, 99 & 209	
Cidade do México, México			33	47, 99 & 209	
Calcutá, Índia			17	209	
Nova Iorque, USA	2018 (n=ns)	^s 8	110	47, 99 & 209	Saini et al., 2020
Londres, UK			87	209	
Madri, Espanha			22	209	
Gauteng, África do Sul	2016/2017 (n = 8)	9	340–1000	47, 99 & 209	Katima et al., 2018
Nova Déli, Índia	2006-2007 (n=15)	8	200	47, 99 & 183	Chakraborty et al., 2017

^e excluindo PBDE-209 ^u Urbano ^{su} Suburbano ^r Rural ns – não estipulado ^{rm} Range da média dl-limite de detecção

^sconcentração total obtida da soma das concentrações individuais dos congêneres

Fonte: Autor.

Nos casos aqui comparados até então, há predominância do congênere BDE-209, diferentemente do presente estudo, que encontra os BDE-99 e BDE-100 como os mais abundantes. Quando comparados com cidades da América do Norte, temos que Sorocaba ainda apresenta números significativamente maiores que as encontradas em Toronto, com 39 pg/m³ e Nova Iorque, com 100 pg/m³, ambos em 2018, por Saini *et al.* (2020). Nestes casos, o perfil de homólogos mais abundantes se assemelha em certo grau com os de Sorocaba, apresentando BDE-47, BDE-99 e BDE-209 como os mais encontrados. A comparação com países industrializados e desenvolvidos indica que a carga poluidora de PBDEs em Sorocaba é substancialmente maior, mesmo quando comparado com grandes centros urbanos densamente povoados como Nova Iorque e Londres e considerando a mesma metodologia de amostragem.

Quando se compara os resultados obtidos neste estudo com os obtidos em estudos realizados em países em desenvolvimento ou em economias emergentes, Sorocaba ainda supera a média de Lagos, Nigéria, que apresentou 100 pg/m³, por Akinrinade *et al.* (2021a) entre 2019 e 2020 e Nova Déli, Índia, que apresentou média de 200 pg/m³, no período entre 2006 e 2007, de acordo com Chakraborty *et al.* (2017). No entanto, a diferença entre os valores encontrados é bem menor do que a comparação anterior, em países desenvolvidos. Dentre deste contexto, os únicos cenários cujos valores são comparáveis com os encontrados em Sorocaba é o do estudo realizado em Gauteng, África do Sul, onde Katima *et al.* (2018) registraram uma faixa entre 340 e 1000 pg $\sum_9$ BDE/m³, medidos entre os anos de 2016 e 2017 e o estudo realizado por Ayri *et al.* (2023), realizado em localidades selecionadas na Turquia, com range da média entre 250 e 520 pg $\sum_{14}$ BDE/m³ entre os anos de 2018 e 2019. Para efeito de dimensionamento, o valor máximo encontrado neste estudo (890 pg $\sum_8$ BDE/m³) é menor apenas do que os reportados na Espanha (2,900 pg $\sum_{84}$ BDE/m³) (Roscales *et al.*, 2018) e Gauteng, África do Sul – em áreas residenciais (1,000 pg $\sum_9$ BDE/m³) (Katima *et al.*, 2018). Excetuando-se estes estudos, as concentrações máximas obtidas nesse estudo são maiores que todos os outros estudos listados na Tabela 9 acima.

Essa proximidade de valores entre Sorocaba, Gauteng, e cidades na Turquia, bem como a menor discrepância quando comparados com Lagos e Nova Déli, reforça a hipótese de que regiões com processos de urbanização e industrialização acelerados, e possivelmente com gestão de resíduos eletrônico em consolidação, tendem a apresentar picos de PBDE mais elevados do que nas cidades onde a substituição desses retardantes de chama já está em andamento há mais tempo. Divergência maior é encontrada quando se contrasta os dados de

Sorocaba com estudos em áreas de menor influência urbana, como Tapantí, na Costa Rica ($0,34 \text{ pg/m}^3$), Celestún ($0,17\text{-}13 \text{ pg/m}^3$) e Sonora ($24\text{-}130 \text{ pg/m}^3$), ambos México, encontrados por Rauert *et al.* (2018b) entre 2015 e 2016. Ainda no México, os resultados encontrados na Cidade do México por Rauert *et al.* (2018b) são significativamente menores do que os do presente estudo, com 35 pg/m^3 , o que de certa maneira contradiz a correlação proposta acima no que diz respeito a processos de urbanização acelerados e altos valores de concentração de PBDE. No contexto comparativo entre economias emergentes, tem-se que, em Sorocaba, o perfil de homólogos mais encontrados se assemelha fortemente ao de Lagos, com os BDE-47, BDE-99 e BDE-100 sendo predominantes. Assemelha-se também, de certo modo aos de Gauteng, Nova Déli, Tapantí, Celestún, Sonora e Cidade do México, com os BDE-47, BDE-99 e BDE-209 sendo os mais abundantes nesses estudos. Por outro lado, o homólogo BDE-209 foi o mais abundante em Calcutá, perfil bem diferente deste estudo.

Em linhas gerais, a discrepância no padrão de congêneres indica que, em Sorocaba, as emissões atmosféricas de PBDEs podem estar mais associadas a misturas comerciais menos bromadas, como o PentaBDE, a processos de volatilização ou à degradação ambiental de variantes mais bromadas, distinguindo-se claramente dos cenários dominados por BDE-209 observados na maior parte das localidades apresentadas na tabela (Abbasi; Li; Breivik, 2019; ATSDR, 2017; Basis; Samara, 2012). Uma outra vertente de análise pode considerar que, após o banimento e restrição da comercialização dos PBDEs nos países desenvolvidos, estabeleceu-se, via relações comerciais, um intenso fluxo transfronteiriço de produtos e de resíduos contendo PBDEs dos países que baniram a fabricação desses produtos aos países sem legislação específica até então, onde, além do uso normal dos produtos, os processos de desgaste, fragmentação e aquecimento presentes em incineradoras promovem uma liberação de PBDEs ainda maior desses materiais. (Abbasi; Li; Breivik, 2019; ATSDR, 2017; Basis; Samara, 2012). Tais afirmativas compõem e reforçam a justificativa do motivo das concentrações de PBDE em Sorocaba e em outros países em desenvolvimento se apresentaram maiores e por congêneres menos bromados do que os encontrados na maioria dos países desenvolvidos.

5.4. ESTIMATIVA DAS FONTES DOS CONGÊNERES DE PBDE NAS AMOSTRAS DE AR

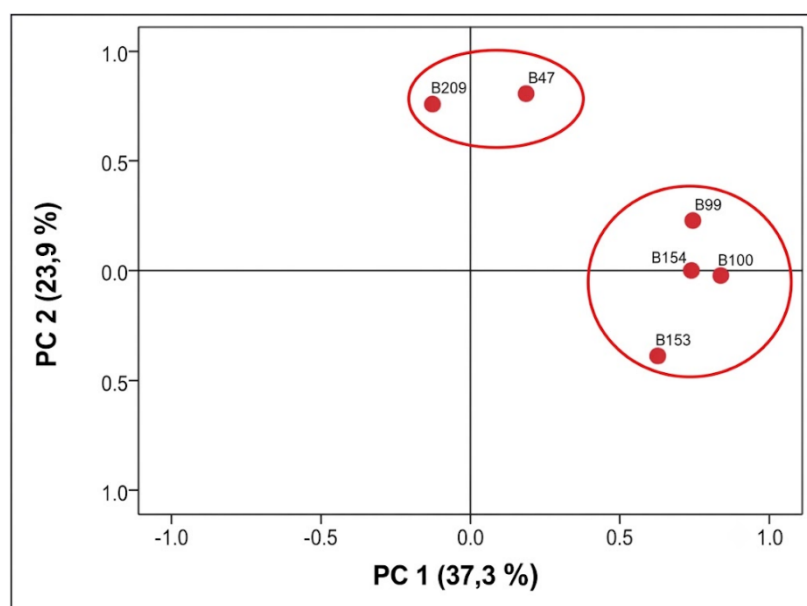
Os BDE-47 e -99; BDE-183; e BDE-209 são amplamente utilizados como marcadores para c-PentaBDE, c-OctaBDE e c-DecaBDE, respectivamente (ter Schure; Larsson; Boon,

2004; Venier; Hites, 2008). A baixa contribuição percentual do BDE-209 para o Σ_8 PBDEs pode sugerir um número de aplicações do c-DecaBDE menor em comparação com o c-PentaBDE nessas localidades.

BDE-47, -99 e BDE-100 são constituintes principais dos c-PentaBDEs, enquanto BDE-153 e 154 são constituintes tanto dos c-PentaBDEs quanto dos c-OctaBDEs. Argumenta-se que a razão entre a soma dos BDEs-47, 99 e 100 e a soma dos BDEs-153 e BDE-154 ($R_{penta/octa}$) pode ser usada para avaliar a contribuição relativa do c-PentaBDE para o c-OctaBDE (Hites 2004; Wang *et al.*, 2012). O valor de $R_{penta/octa}$ observado foi de 11 ± 17 , sugerindo uma contribuição maior do c-PentaBDE em relação aos c-OctaBDEs. Além disso, a baixa frequência de detecção do BDE-183 neste estudo sugere aplicações limitadas do c-OctaBDE em comparação com o c-PentaBDE e o c-DecaBDE.

Os dados de BDE foram normalizados logaritmicamente para distribuição normal e submetidos à Análise de Componentes Principais (PCA) usando Varimax com Normalização de Kaiser em $Eigen \geq 1$ (Figura 10, a seguir). Dois componentes principais (PCs) foram obtidos da PCA, sendo que os dois representam a variação total de 61,2%. Dois agrupamentos puderam ser observados na figura: (1) de BDEs-99,100,153,154; e (2) de BDEs-47 e BDE-209. O primeiro agrupamento relaciona-se ao uso potencial de c-PBDEs, que possuem todos os principais congêneres associados a ele, exceto o BDE-47. Os PBDE-28 e 183 foram excluídos devido às baixas frequências de detecção.

Figura 10 - Análise de componentes principais (PCA) dos dados lognormalizados utilizando o método de rotação Varimax com normalização de Kaiser.



Fonte: Autor.

O segundo agrupamento sugere fontes semelhantes de BDEs-47 e -209. O BDE-209 tem uma volatilidade muito baixa e está principalmente associado à fase particulada do ar (Faria *et al.*, 2026). Alguns estudos indicaram o potencial do BDE-209 para entrar na fase gasosa e sofrer transporte atmosférico de longo alcance (LRAT) (Gevao *et al.*, 2013; Li *et al.*, 2017). Outros estudos também argumentaram que o BDE-209 tem potencial para transporte atmosférico de longo alcance (LRAT) na fase particulada, dependendo das características das partículas do aerossol/ar (Hoh; Hites, 2005; Gouin *et al.*, 2005; Jin *et al.*, 2011). No entanto, em diversos documentos da literatura, o BDE-209 é comumente associado a fontes locais de curto alcance devido à curta distância percorrida pela maioria das partículas atmosféricas (Akinrinade; Rosa, 2025a). Uma explicação plausível para o agrupamento observado para o BDE-47 e o BDE-209 seria a presença de fontes locais, enquanto os BDEs-99, 100, 153 e 154 poderiam ter origem em fontes de curto e longo alcance.

A correlação de Pearson foi obtida a partir dos dados de PBDE normalizados por logaritmo de cada local (Tabela 10). De modo geral, observaram-se correlações positivas significativas ($p < 0,05$) em todos os locais, sugerindo que as fontes de PBDE são semelhantes entre os locais, conforme inicialmente destacado. As trajetórias de retrocesso HYPSPPLIT da NOAA (Stein *et al.*, 2015; Rolph; Stein; Stunder, 2017) obtidas para os locais de amostragem e dentro do período de amostragem (amostras representativas mostradas na Figura 12, na próxima seção) indicaram que a massa de ar contendo os PBDEs teve origem em múltiplos locais – através do Oceano Atlântico e intracontinental, incluindo a zona sul do continente.

Tabela 10 - Correlação de Pearson dos dados de PBDE normalizados por logaritmo de cada localidade

	UNESP	ITUP	ETEC	FATEC	PARQT
UNESP	1				
ITUP	*0,65	1			
ETEC	*0,78	*0,65	1		
FARTEC	*0,62	*0,56	*0,79	1	
PARQT	*0,76	*0,63	*0,67	*0,71	1

Foi utilizado um teste de significância bicaudal.

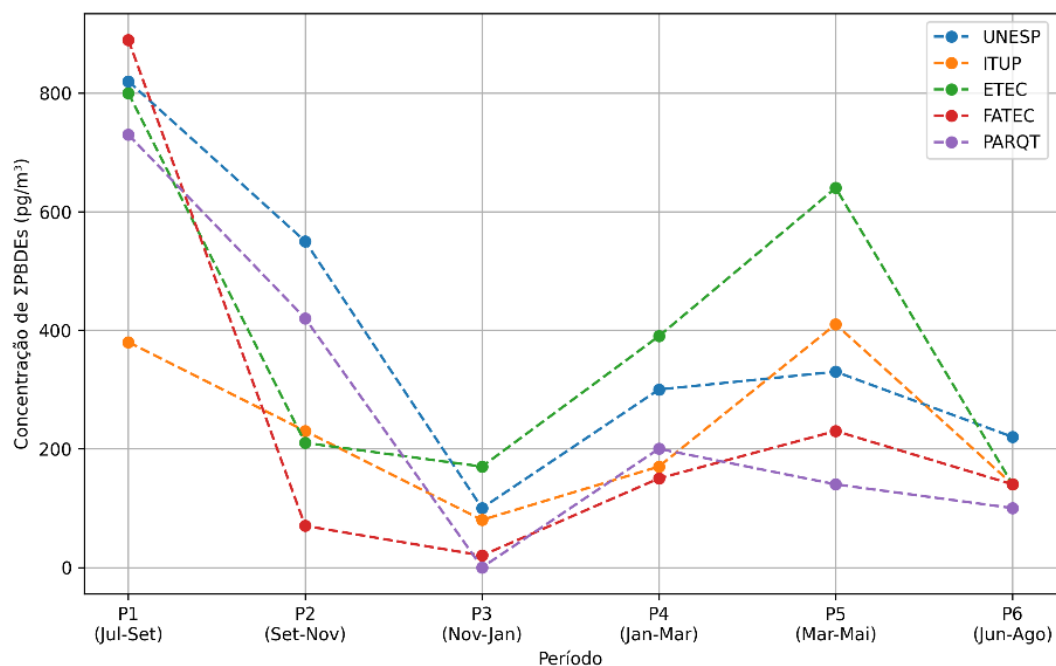
*A correlação é significativa ao nível de 0,05.

Fonte: Autor.

A matriz de correlação de Pearson apresentada na Tabela 10 revela a existência de correlações positivas e estatisticamente significativas ($p < 0,05$) entre as concentrações de PBDE log-normalizadas observadas nos diferentes pontos de amostragem. Os coeficientes variam aproximadamente entre 0,56 e 0,79, indicando correlações moderadas a fortes entre as localidades avaliadas. Destacam-se as relações entre ETEC e FATEC ($r = 0,79$), UNESP e ETEC ($r = 0,78$) e UNESP e PARQT ($r = 0,76$), que representam as associações mais intensas observadas no conjunto de dados. De maneira geral, a consistência dessas correlações sugere que as variações temporais nas concentrações atmosféricas de PBDE apresentam padrões semelhantes entre os diferentes locais, indicando que a dinâmica desses compostos na região estudada pode estar associada a processos atmosféricos ou fontes de emissão compartilhadas em escala regional, e não exclusivamente a emissões pontuais isoladas. A aplicação da transformação logarítmica previamente à análise contribui para reduzir a influência de valores extremos e aproximar os dados de uma distribuição normal, aumentando a robustez estatística da correlação de Pearson. Dessa forma, os resultados apontam para uma sincronia espacial na variação das concentrações de PBDE, reforçando a hipótese de que fatores ambientais comuns — como condições meteorológicas ou transporte atmosférico regional — desempenham papel relevante na distribuição desses poluentes entre os diferentes pontos de monitoramento.

5.5. ANÁLISE DE SAZONALIDADE DAS CONCENTRAÇÕES DE PBDE

Após a determinação das concentrações atmosféricas de PBDEs ao longo do período de monitoramento, este estudo buscou aprofundar e entender os fenômenos que agem localmente na região e que influenciaram a distribuição temporal destes compostos na região de Sorocaba. A observação primordial que se estabeleceu foi que a concentração de $\sum_8$ PBDEs variou de maneira similar para os cinco pontos de amostragem ao longo do ano. Portanto, além da quantificação das concentrações, tornou-se importante investigar os fatores ambientais que podem explicar as variações observadas entre os períodos de amostragem, uma vez que a presença desses contaminantes na atmosfera é resultado da interação entre suas fontes emissoras, as condições meteorológicas e os processos de transporte e deposição atmosférica. Neste contexto, a Figura 11 a seguir ilustra a variação de concentração de $\sum_8$ PBDEs em cada localidade ao longo do período de estudo.

Figura 11 - Variação de concentração de Σ_8 PBDE ao longo do estudo

Fonte: Autor.

Diversos fatores foram observados em literatura para as concentrações atmosféricas de compostos semivoláteis, como os PBDEs, incluindo fontes de entrada – ar interno (residências, escritórios e veículos), temperatura – interna e externa, fluxo de vento advectivo, mecanismos de deposição úmida e seca e surgimento da folhagem na primavera (Gouin et al., 2005). A sazonalidade aqui é, provavelmente, influenciada pela dinâmica e interação desses fatores. Diversos documentos observaram concentrações mais elevadas de PBDE no verão (período quente) em relação ao inverno (período frio) (Harner et al., 2006; Bogdal et al., 2014; (Besis; Voutsas; Samara, 2016; Dien et al., 2016; Roscales et al., 2018; Cetin et al., 2019; Riaz; Malik; de Wit., 2021; Ma et al., 2026), o que indica volatilização de superfícies contaminadas no verão, intensificada pela temperatura mais alta, bem como por uma maior fração de partículas resultante da temperatura mais baixa, com potencial para deposição. Outros relatórios relevantes não observaram diferenças significativas na concentração sazonal, particularmente para o BDE-209 (Gevao et al., 2013; Drage et al., 2016; Katima et al., 2018; Rauert et al., 2018c; Akinrinade et al., 2021a; Rosa et al., 2024; Ayri et al., 2023), incluindo a região GRULAC (Rauert et al., 2018a), indicando possíveis fontes locais em andamento.

Tendo em vista os fatores supracitados associados à variação sazonal na concentração de PBDEs, observa-se que, neste estudo, alguns dos fatores devem exercer influência mais direta em todos os locais de amostragem, já que se observa a partir da Figura

9 acima, um comportamento similar em termos de variação de concentração $\sum_8$ PBDEs para todas as localidades. Essa variação caracteriza-se por queda entre per-1 e per-2; queda entre per-2 e per-3 (período em que todos os locais apresentam seus valores mínimos de $\sum_8$ PBDEs); aumento entre per-3 e per-4; aumento entre per-4 e per-5 e diminuição entre per-5 e per-6. Essa conclusão vem do fato de que as localidades escolhidas para amostragem possuem perfis de urbanização e industrialização relativamente distintos, sendo então assim, provável a maior influência de fatores meteorológicos (que agem sobre todas as localidades) em detrimento de fatores que envolve a dinâmica entre ar interno e externo ou de carga local de poluição.

5.5.1 A influência da variação da temperatura na sazonalidade das concentrações de PBDEs

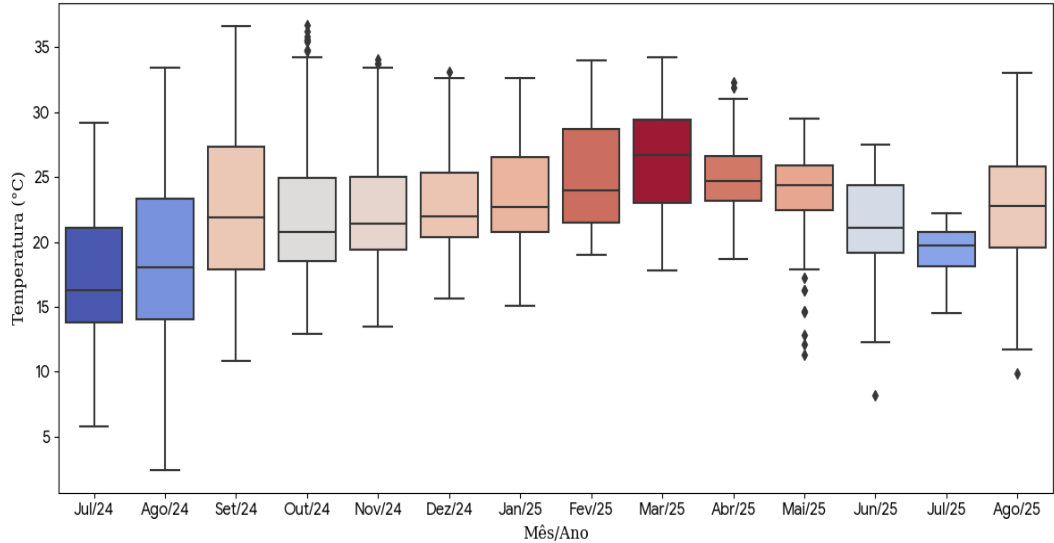
Dentro do contexto explorado no tópico anterior, foi realizada, portanto, uma comparação das concentrações médias por período com a variação da temperatura na amostragem de PBDEs pelos amostradores passivos. Foram coletados dados sobre a temperatura na cidade de Sorocaba no período de coleta de amostras para se tentar buscar algum tipo de correlação, agrupados na Tabela 11, e demonstrados na Figura 12, a seguir:

Tabela 11 - Dados de temperatura em Sorocaba no período de coleta de amostras

Mês/Ano	Mínimo	Q1 (25%)	Mediana	Q3 (75%)	Máximo	Média
jul/24	5,8	13,8	16,3	21,1	29,2	17,38
ago/24	2,4	14	18	23,3	33,4	18,67
set/24	10,8	17,9	21,85	27,32	36,6	22,88
out/24	12,9	18,5	20,8	24,9	36,7	21,87
nov/24	13,5	19,38	21,4	25,02	34,1	22,3
dez/24	15,6	20,4	22	25,3	33,1	22,98
jan/25	15,1	20,8	22,7	26,5	32,6	23,51
fev/25	19	21,5	24	28,7	34	25,1
mar/25	17,8	23	26,7	29,4	34,2	26,22
abr/25	18,7	23,2	24,7	26,6	32,3	24,91
mai/25	11,3	22,45	24,4	25,9	29,5	23,88
jun/25	8,2	19,2	21,1	24,35	27,5	21,39
jul/25	14,5	18,1	19,7	20,8	22,2	19,08
ago/25	9,9	19,55	22,8	25,8	33	22,79

Fonte: Banco de Dados INMET (2025).

Figura 12 - Distribuição mensal de temperatura em Sorocaba-SP (Iperó)



Fonte: Autor.

A Tabela 12 abaixo agrupa os dados de temperatura levando em consideração os períodos de amostragem estudados, para que seja possível realizar a comparação mais direta entre os valores de concentração do poluente no ar e os dados de temperatura obtidos posteriormente.

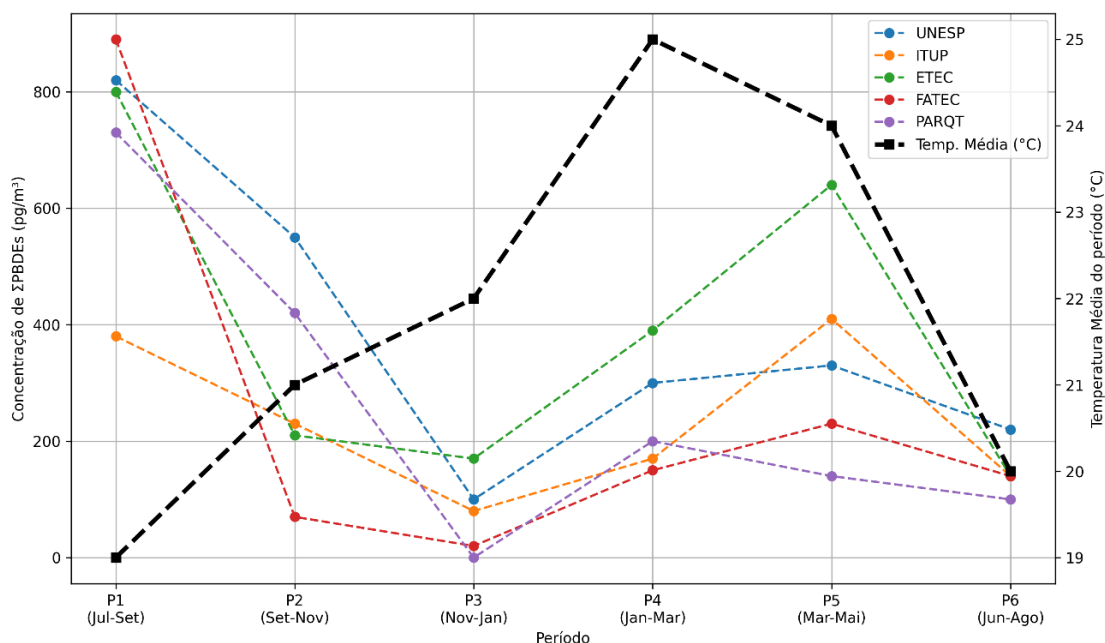
Tabela 12 - Dados de temperatura em Sorocaba por período

Período	Mínimo (°C)	Q1 (°C)	Mediana (°C)	Q3 (°C)	Máximo (°C)	Média (°C)
Per 1 (18/07/24 - 17/09/24)	2,4	15	18,8	24,4	34,4	19,56
Per 2 (20/09/24 - 28/11/24)	12,9	18,8	21,25	25,3	36,7	22,29
Per 3 (28/11/24 - 29/01/25)	15,1	20,5	22,4	26,02	34,1	23,31
Per 4 (29/01/25 - 01/04/25)	17,8	21,8	25	28,8	34,2	25,41
Per 5 (01/04/25 - 10/06/25)	11,3	22,3	24,4	26	32,3	24,13
Per 6 (10/06/25 - 12/08/25)	8,2	18,2	20,4	23,05	27,5	20,45

Fonte: Banco de Dados INMET (2025).

A partir da Tabela 12 acima, percebeu-se que houve uma considerável variação de temperatura para cada período, o que poderia se relacionar de maneira individual com a variação temporal encontrada para os PBDEs por local encontradas neste estudo, ajudando a construir entendimento sobre a variabilidade sazonal dos PBDE na região de Sorocaba, bem como definindo parâmetros de previsibilidade associados à essa propriedade meteorológica. A Figura 13 abaixo ilustra essa comparação:

Figura 13 - Relação entre concentração de PBDEs e temperatura média por período.



Fonte: Autor.

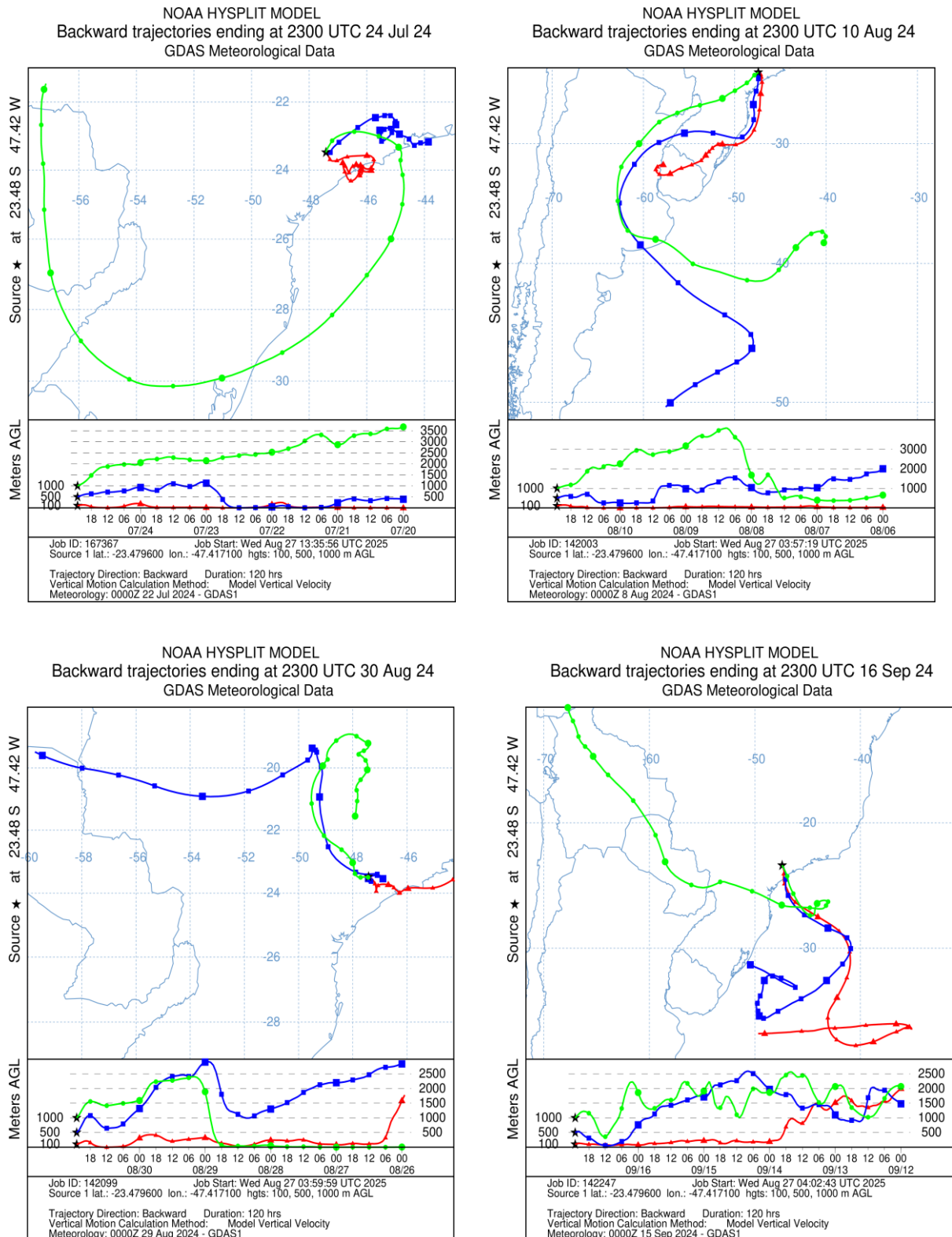
A análise dos dados obtidos revelou um cenário de complexidade singular para a região de Sorocaba. Diferente do que sugerem os modelos de partição ar-superfície, não foi verificada uma correlação significativa entre as temperaturas médias mensais de cada período amostral e as respectivas concentrações atmosféricas de Σ_8 PBDEs. Essa ausência de dependência térmica persistiu mesmo quando a análise foi refinada para os homólogos de maior relevância ambiental e abundância analítica neste estudo, como o BDE-99, o BDE-100 e o BDE-209. Tal fenômeno se distancia de interpretações na literatura baseadas em modelos de partição ar-superfície, em que a volatilização induzida pelo calor seria um dos principais mecanismos para aumento da carga poluidora no ar, como frequentemente sugerido em estudos realizados em zonas de clima temperado (Besis; Voutsas; Samara, 2016; Cetin; Yurdakul; Odabasi, 2019; Yang *et al.*, 2013; Zhang; Xi; Tan, 2021). Ao confrontar esses resultados com a literatura produzida em regiões de clima tropical, como o de Akinrinade *et*

al. (2021a), em seu estudo na cidade de Lagos, Nigéria, já sugerem que a sazonalidade térmica reduzida nessas regiões pode enfraquecer esse tipo de relação direta. Rauert *et al.* (2018b) em seu estudo que compreende a região da América Latina também sugere ausência de tal correlação. Entretanto, o caso de Sorocaba apresenta uma nuance distinta: embora a temperatura não dite o ritmo das concentrações, a variabilidade sazonal entre os períodos foi nitidamente acentuada, com picos expressivos em períodos específicos que não coincidem necessariamente com os extremos de calor ou frio. Essa desconexão sugere que, no interior paulista, a sazonalidade dos PBDEs pode ser governada por um sistema multifatorial onde a temperatura atua apenas como uma variável de fundo, sendo superada por outros processos meteorológicos e geográficos. Diante dessa lacuna nas correlações locais, torna-se imperativo investigar variáveis exógenas que transcendem os limites termodinâmicos dos pontos de amostragem. Surge, então, a necessidade de compreender não apenas o estado da atmosfera local, mas a origem e o histórico das parcelas de ar que cruzam a região de estudo.

5.5.2 A influência das dinâmicas de massas de ar na sazonalidade das concentrações de PBDEs

No tópico anterior, ficou evidente que a premissa de influência da temperatura na sazonalidade da concentração dos PBDEs em Sorocaba de maneira isolada não se cumpre, tornando-se, portanto, importante analisar esse fator de maneira conjunta com outros de modo a compor este quadro. Sob essa perspectiva, a investigação avança para o uso de modelos de transporte de massas de ar especificamente através da análise de retrotrajetórias de massas de ar HYSPLIT (do inglês, Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory). Esta abordagem permite rastrear o percurso atmosférico dos poluentes antes de sua deposição no amostrador passivo, oferecendo uma nova camada de interpretação sobre as causas da sazonalidade. Ao correlacionar os eventos de alta concentração com a procedência das massas de ar — sejam elas provenientes de centros industriais densamente urbanizados, zonas de queima de biomassa ou regiões costeiras com maior dispersão — é possível identificar se os PBDEs detectados são fruto de emissões locais contínuas ou de transporte transfronteiriço. Assim, a leitura das retrotrajetórias passa a constituir um elemento chave na compreensão dos processos que controlam a variabilidade temporal dos PBDEs na atmosfera de Sorocaba, contribuindo para a construção de uma base interpretativa mais sólida e menos dependente de explicações simplificadas. A Figura 14 a seguir compila as retrotrajetórias com dados meteorológicos obtidos no início, meio e final do período de amostragem.

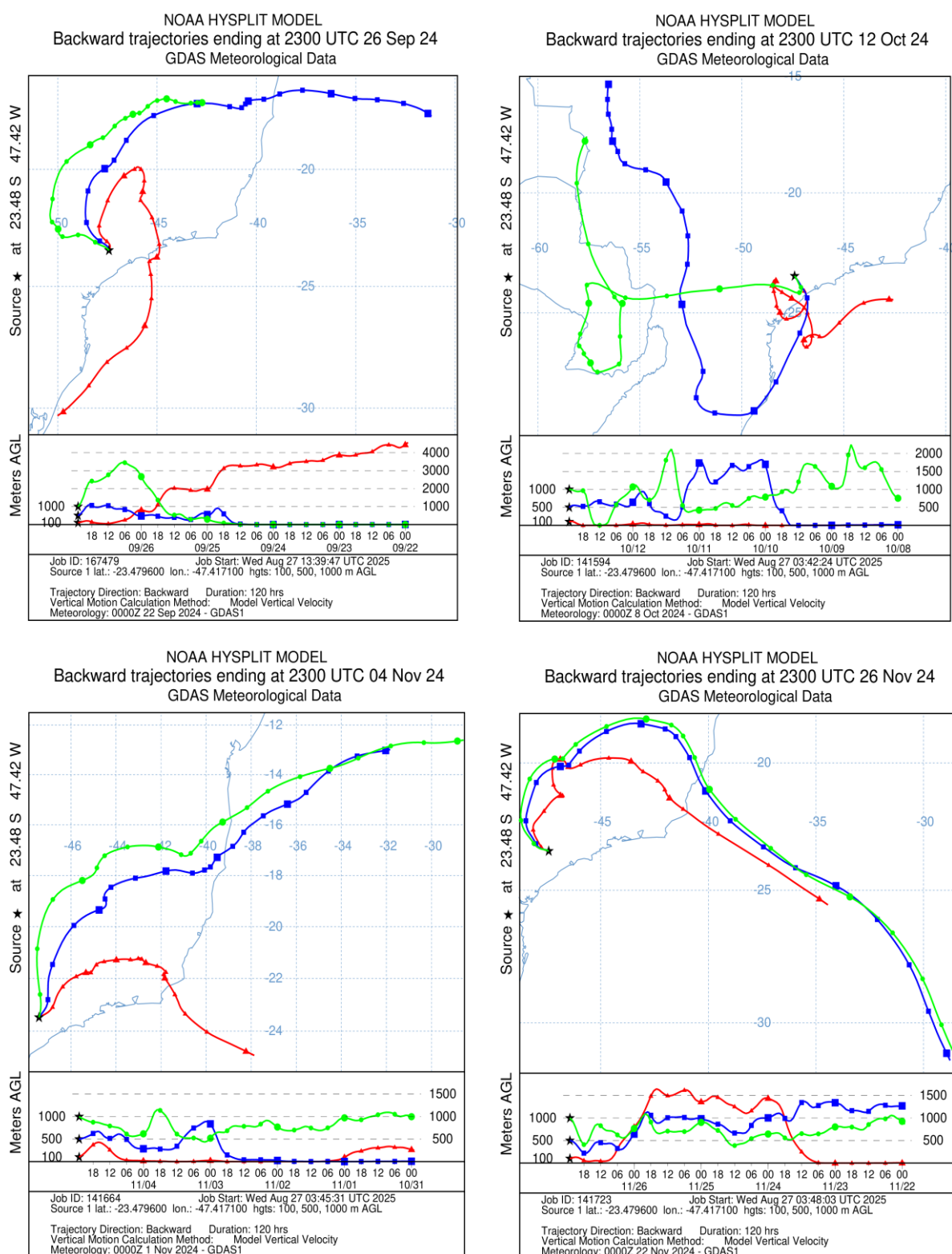
Figura 14 - Retro-trajetórias HYSPLIT da NOAA com dados meteorológicos GDAS obtidos no início, meio e final do período de amostragem.



Período 1: 18 de julho de 2024 – 17 de setembro de 2024.

Fonte: Adaptado de NOAA.

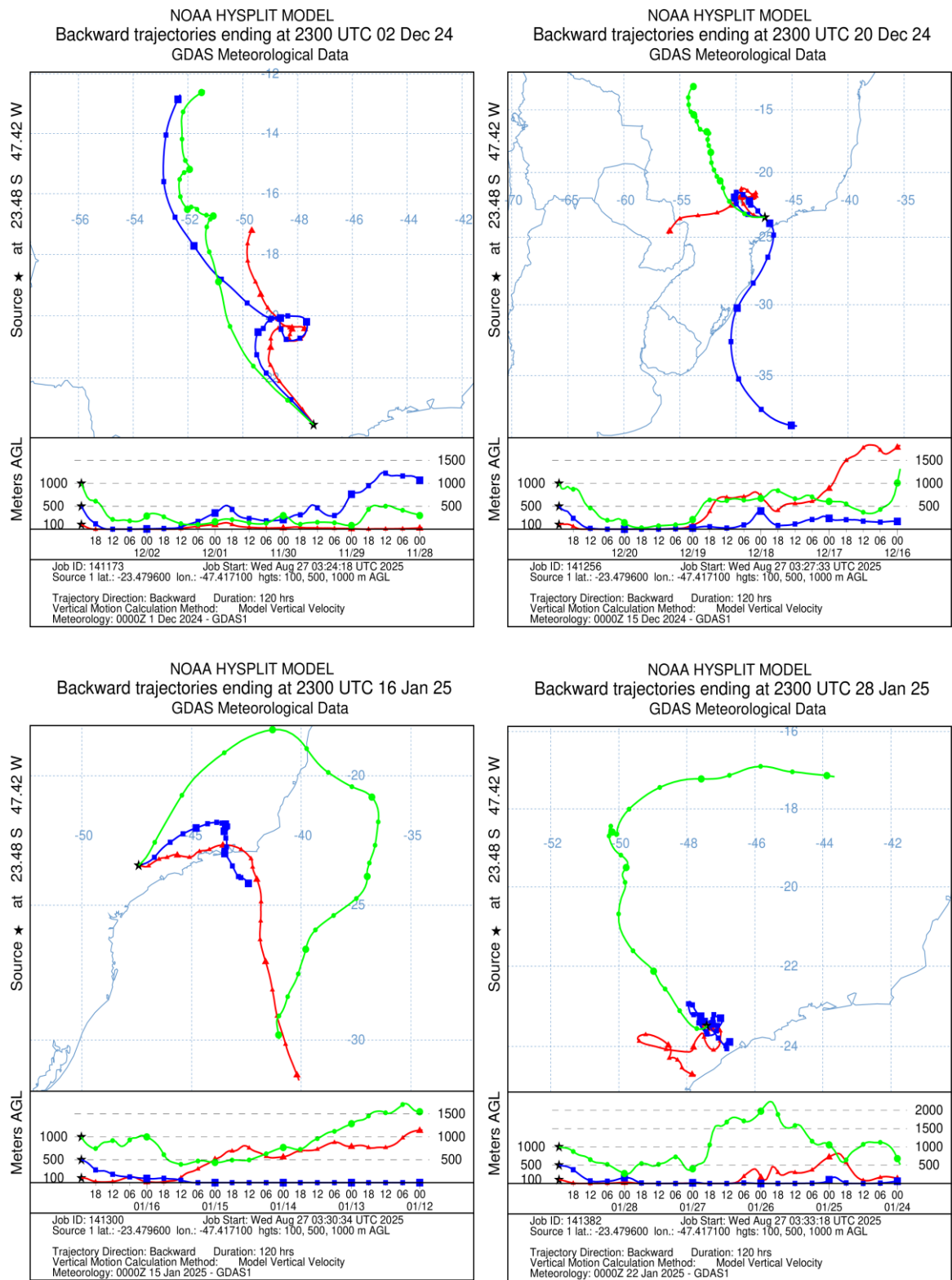
Figura 14 - Retro-trajetórias HYSPLIT da NOAA com dados meteorológicos GDAS obtidos no início, meio e final do período de amostragem (continuação)



Período 2: 20 de setembro de 2024 – 28 de novembro de 2024.

Fonte: Adaptado de NOAA (2025).

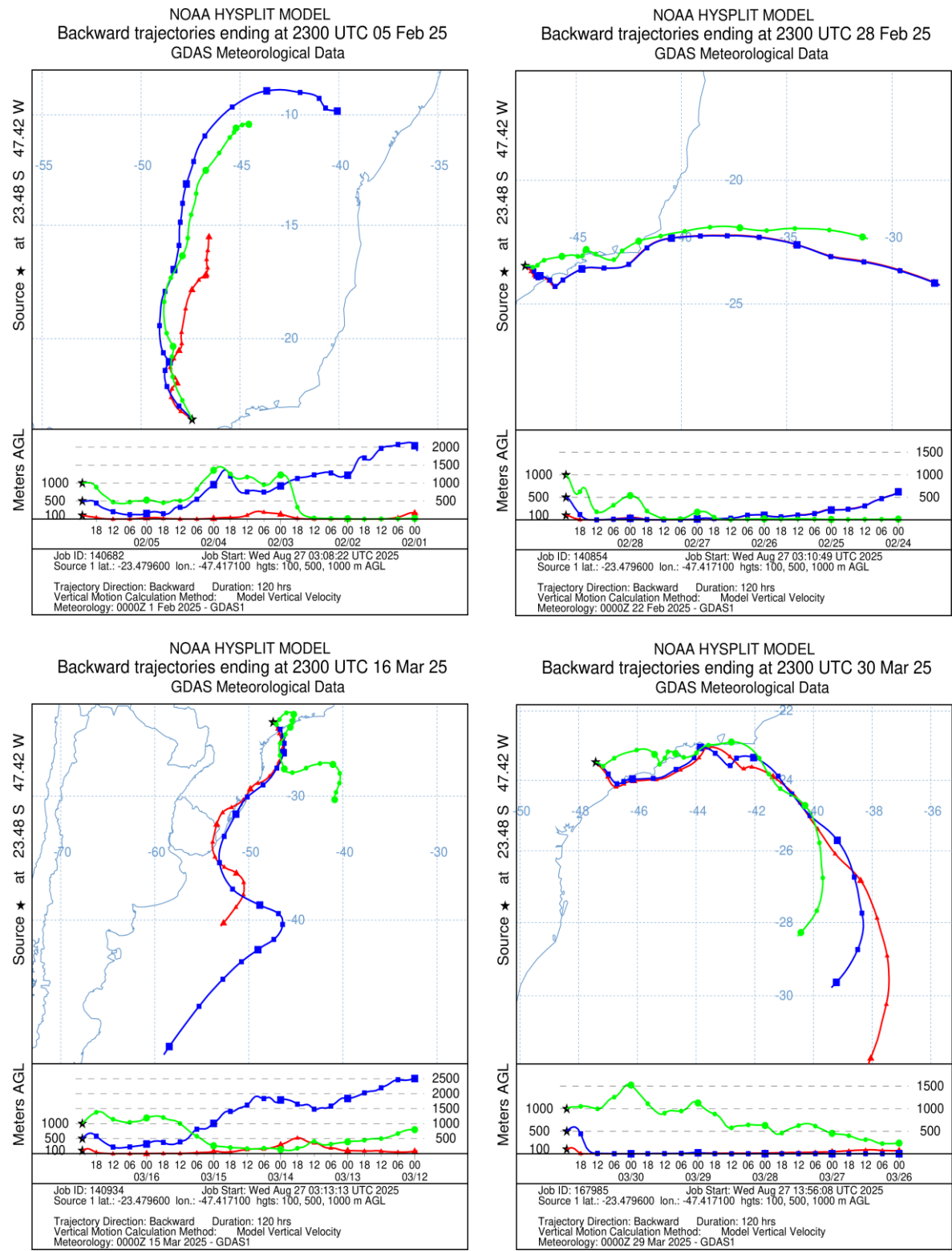
Figura 14 - Retro-trajetórias HYSPLIT da NOAA com dados meteorológicos GDAS obtidos no início, meio e final do período de amostragem (continuação).



Período 3: 28 de novembro de 2024 – 29 de janeiro de 2025.

Fonte: Adaptado de NOAA (2025).

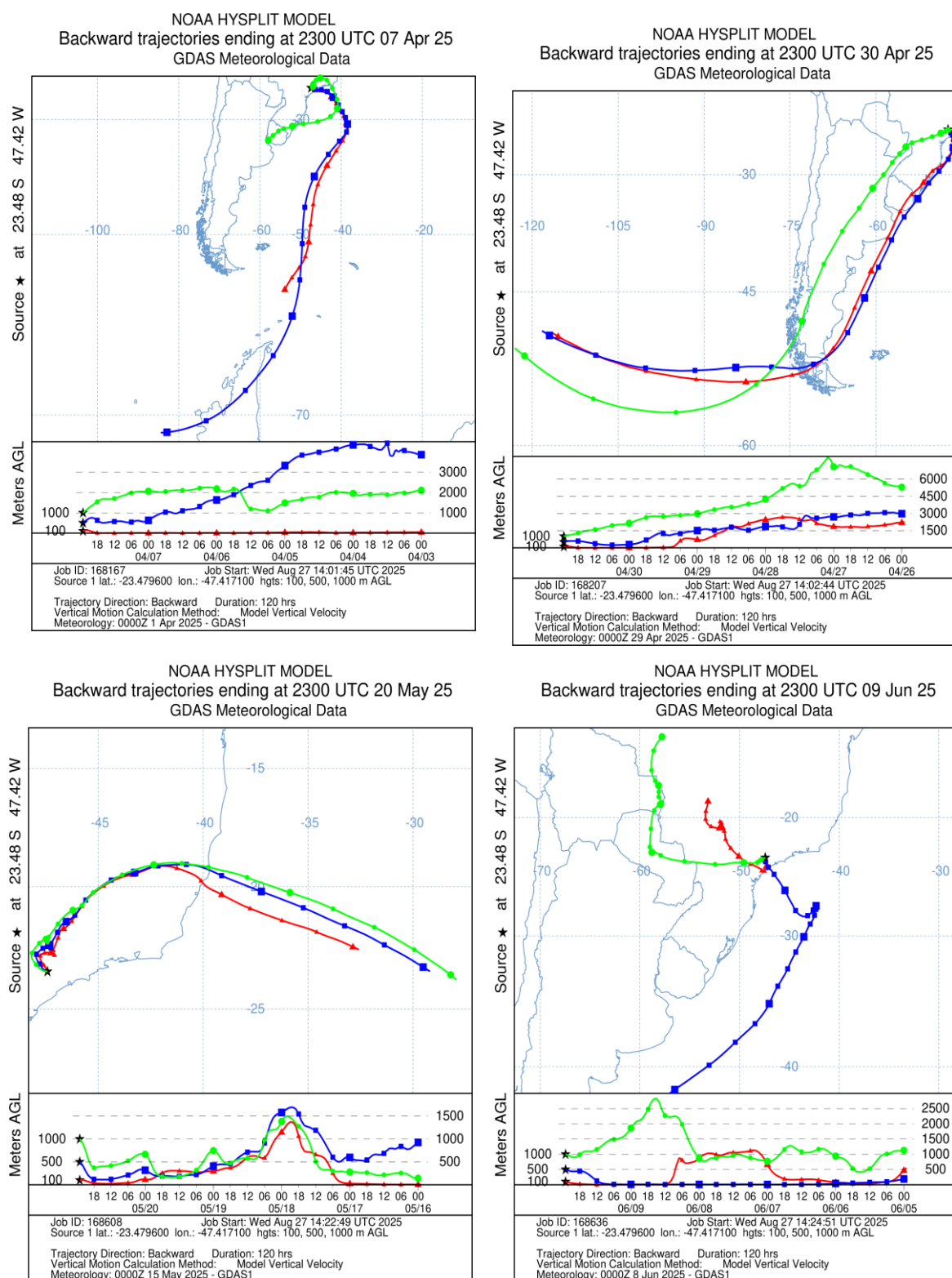
Figura 14 - Retro-trajetórias HYSPLIT da NOAA com dados meteorológicos GDAS obtidos no início, meio e final do período de amostragem (continuação)



Período 4: 29 de janeiro de 2025 - 1 de abril de 2025.

Fonte: Adaptado de NOAA (2025).

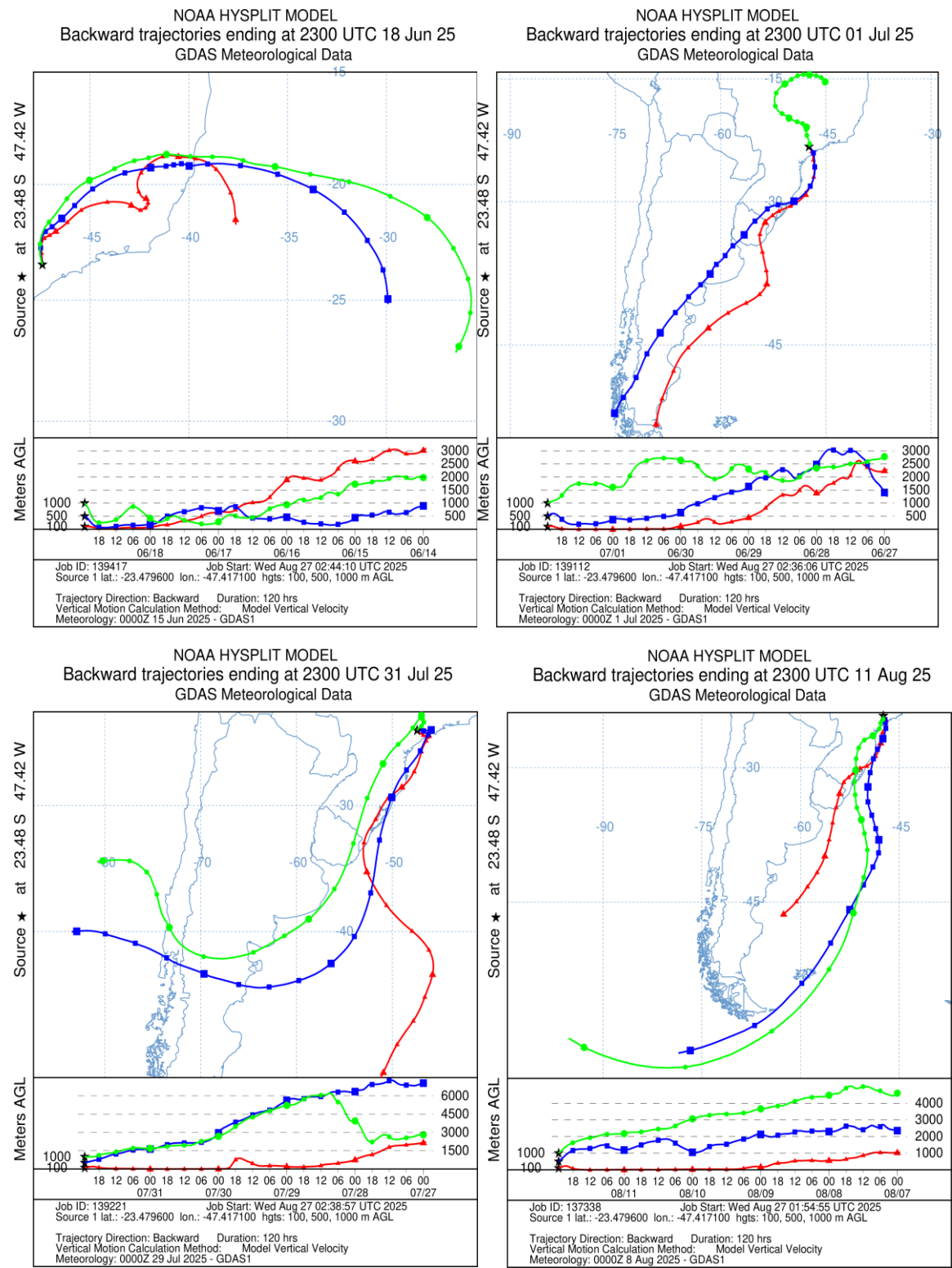
Figura 14 - Retro-trajetórias HYSPLIT da NOAA com dados meteorológicos GDAS obtidos no início, meio e final do período de amostragem (cont.)



Período 5: 1 de abril de 2025 – 10 de junho de 2025.

Fonte: Adaptado de NOAA (2025).

Figura 14 - Retro-trajetórias HYSPLIT da NOAA com dados meteorológicos GDAS obtidos no início, meio e final do período de amostragem (cont.).



Período 6: 10 de junho de 2025 – 12 de agosto de 2025

Fonte: Adaptado de NOAA (2025).

Período 1 (Inverno – 61 dias): As trajetórias desse período demonstram predominância de circulação continental (proveniente do Oeste), com massas de ar percorrendo extensas áreas do interior da América do Sul antes de atingir o ponto receptor, visível, principalmente, nas trajetórias de 24/07, 30/08 e 16/09. É possível observar também a frequência elevada de trajetórias curtas a moderadas, muitas vezes com curvatura acentuada e episódios de recirculação regional, especialmente nas camadas mais baixas. O perfil vertical indica que as massas de ar permaneceram majoritariamente em baixas a médias altitudes, com variação vertical limitada ao longo do tempo. Em conjunto, as trajetórias sugerem um regime atmosférico relativamente estável, com fraca ventilação e forte influência regional. O curto comprimento das trajetórias de 120h sugerem também a presença de ventos fracos, o que favorece o tempo de residência do ar sobre a região receptora. Neste período, foram observadas as maiores concentrações de PBDE em quase todos os locais observados, sendo $\sum_8 \text{PBDEs} = 890, 840, 800, 730, \text{pg/m}^3$ nas localidades FATEC, UNESP, ETEC e Parque Tecnológico, respectivamente. Nestas localidades, destaque para as concentrações do BDE-99 e -100.

Tais dados corroboram a ideia de que a estabilidade atmosférica e o maior tempo de residência do ar na região podem ter contribuído para o maior acúmulo dos BDE-99 e BDE-100 nos amostradores, já que ventos mais fracos apresentam uma tendência de carrear uma quantidade não tão substantiva de partículas suspensas. Sendo assim, os amostradores seriam capazes de reter basicamente o que estava na fase gasosa, que são os congêneres de média a baixa massa molar. Nesse contexto, o BDE-99 e BDE-100 aparentam ser os mais abundantes localmente (Canché-Cab *et al.*, 2026; Chavan; Bokade; Lataye, 2026).

Período 2 (Primavera – 70 dias): Neste período, as trajetórias tornam-se mais heterogêneas, indicando uma transição no regime de circulação. Há alternância entre trajetórias continentais e trajetórias de contribuição marítima, sobretudo proveniente do Atlântico Sul (correntes vindas do Leste). As massas de ar apresentam caminhos mais longos e com maior diversidade direcional, indicando recorrência de circulação fechada. O perfil vertical apresenta maior variabilidade de altitude, sugerindo uma atmosfera mais dinâmica do que no período 1. Este conjunto indica um regime intermediário entre estabilidade e dispersão. Neste período, a Unesp e o Parque Tecnológico, apresentaram suas segundas maiores somas de PBDE, com $\sum_8 \text{PBDEs} = 550$ e 420pg/m^3 , respectivamente. Aqui, o amostrador da Represa de Itupararanga, apresentou sua terceira maior soma de PBDEs, com 230pg/m^3 . Nos três casos, os BDE-99 e -100 foram os mais abundantes e, no caso da represa, o BDE-154 também apresentou valor significativo. Esse padrão indica um regime atmosférico de transição, no qual a estabilidade diminui e a mistura vertical se intensifica parcialmente. Conforme descrito por Canché-Cab *et*

al. (2024), condições intermediárias de estabilidade resultam em níveis moderados de turbulência e, consequentemente, em dispersão parcial dos poluentes. Esse comportamento é compatível com as concentrações intermediárias de PBDE observadas nesse período.

Período 3 (Primavera – 23 dias e Verão – 39 dias): As trajetórias do período 3 são as mais longas e dispersivas da série, associadas a fluxos oceânicos e trajetos que se estendem por latitudes mais baixas. Observa-se menor persistência direcional e ausência de padrões claros de recirculação regional. O perfil vertical apresenta maior variação de altitude com massas de ar atingindo níveis mais elevados ao longo do percurso. Este comportamento denota um regime atmosférico dinâmico, com mistura vertical mais intensa. Neste período, os amostradores da UNESP, Represa de Itupararanga, FATEC e Parque Tecnológico apresentaram seus menores valores, com $\sum_8 \text{PBDEs} = 100, 72, 23 \text{ e } 0 \text{ pg/m}^3$, respectivamente. O amostrador da ETEC apresentou seu segundo menor valor, com 170 pg/m^3 . Aqui, as espécies mais significativas, mais uma vez, foram o BDE-99 e BDE-100, sendo que desta vez, o BDE-209 na UNESP e na FATEC, se apresentou como um dos mais representativos. De acordo com Bento *et al.* (2022) e Corrêa *et al.* (2022), o Período 3 coincide com o pico do verão, com temperatura elevada e precipitação máxima, que favorece a lavagem atmosférica desses poluentes, resultando em sua menor concentração no ar. Ademais há interpretações na literatura de que, numa atmosfera de circulação mais dinâmica, os poluentes acabam por se dispersar mais e ser menos capturados pelos amostradores. No entanto, esta mesma dinâmica atmosférica favorece o carreamento de material particulado, o que explicaria a exceção do BDE-209 nas amostragens (Canché-Cab *et al.*, 2026; Lichiheb; Ngan; Cohen, 2024).

Período 4 (Verão – 50 dias e Outono – 12 dias): As trajetórias mostram um padrão mais organizado em escala regional, com fluxos predominantemente continentais, porém mais retilíneos e extensos que no inverno. A recirculação local é menos evidente e as trajetórias apresentam maior coerência direcional ao longo do tempo, sendo que o setor predominante oscila entre o Sul e o Sudeste, com massas de ar que passam pela costa antes de atingir o ponto de amostragem. O perfil vertical sugere massas de ar em altitudes médias (entre 500 e 1500m), com variações moderadas. Esse conjunto caracteriza um regime de transporte regional mais consistente, com menor estagnação que nos períodos tipicamente inverniais (Chavan; Bokade; Lataye, 2026; Lichiheb; Ngan; Cohen, 2024). Aqui, todos os pontos apresentaram valores de PBDE medianos, com o BDE-99 sendo o mais presente em todas as localidades, exceto na Represa e no Parque tecnológico, onde foram o segundo congênere mais presente. Para este

período, os BDE-153 e 154 também apareceram com certa relevância na UNESP, na FATEC e no Parque Tecnológico.

Período 5 (Outono - 70 dias): Aqui, as trajetórias indicam alternância entre fluxos continentais e marítimos, com trajetórias geralmente longas e curvadas. Este período marca o retorno das trajetórias do setor Sudoeste (SW) com massas de ar que atravessam grandes extensões de terra (Argentina/Sul do Brasil) antes de chegar ao local de amostragem. Observa-se maior diversidade de direções de origem e episódios de transporte mais rápido, evidenciado por trajetórias menos sinuosas. O perfil vertical mostra variação moderada de altitude (descendente, típico da transição para o inverno), sugerindo mistura atmosférica intermediária (Canché-Cab *et al.*, 2026). O padrão geral indica um regime transicional, sem predominância clara de estagnação ou de dispersão extrema. Neste período, ocorre uma recuperação significativa dos valores de PBDE, em que o amostrador da Represa de Itupararanga apresentou seu maior valor de $\sum_8 \text{PBDEs}$: 410 pg/m³; os amostradores da ETEC e da FATEC, apresentam aqui seus segundos maiores valores, com $\sum_8 \text{PBDEs}$ = 640 e 230 pg/m³, respectivamente. Neste período, permanece a tendência de destaque dos BDE-99 e BDE-100 em todas as localidades, exceto na FATEC, onde o destaque foi o BDE-153.

Período 6 (Outono - 10 dias e Inverno – 53 dias): As trajetórias voltam a apresentar características semelhantes às observadas no período 1. Predominam massas de ar continentais, com trajetórias relativamente curtas e recorrência de recirculação regional nas camadas mais baixas. O perfil vertical indica permanência das massas de ar em baixas altitudes, com poucas variações verticais ao longo do tempo. Esse comportamento é indicativo de um regime atmosférico mais estável, com fraca ventilação e forte influência regional (Canché-Cab *et al.*, 2026; Chavan; Bokade; Lataye, 2026). Aqui, apesar do perfil parecido com o período 1, houve significativa diminuição do somatório de PBDEs para todos os períodos em relação ao período 5 (anterior). Quando comparados com o período 1 – de maior similaridade em termos de perfil atmosférico – os valores são ainda mais discrepantes.

5.5.3 A influência da pluviosidade na sazonalidade da concentração de PBDEs

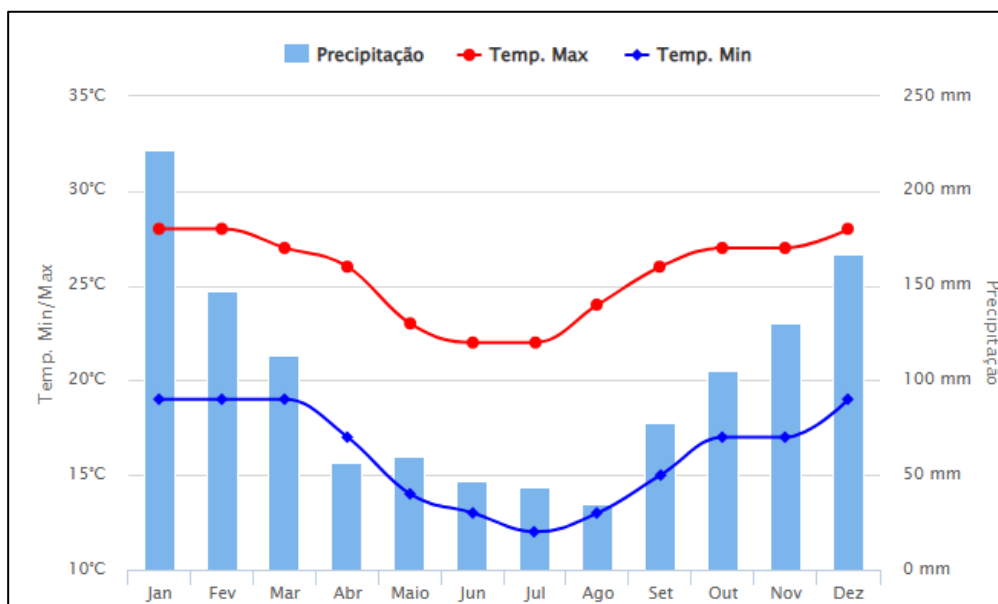
Neste estudo, embora uma sazonalidade bem definida tenha sido observada nas concentrações atmosféricas de PBDEs em ar externo, os fatores até o momento analisados não apresentaram, isoladamente, capacidade suficiente para explicar este comportamento. A temperatura do ar, frequentemente apontada na literatura como um dos principais fatores que

influenciam a volatilização e a partição gás-partícula desses compostos, não apresentou relação consistente com as concentrações medidas ao longo das campanhas de monitoramento. Do mesmo modo, a análise das trajetórias retroativas de massas de ar permitiu identificar a origem predominante das parcelas de ar que atingiram a área de estudo, entretanto, não foi capaz de explicar, por exemplo, o acentuado declínio entre o período 1 e o período 3 de amostragem observado em todos os pontos estudados. Neste contexto, o comportamento das concentrações é mais bem interpretado à luz do denominado "pulso de inverno", caracterizado pelo acúmulo de contaminantes na atmosfera durante o período mais seco, seguido de uma redução acentuada com o retorno das chuvas. Tal fenômeno se encaixa adequadamente, sendo conhecida por precipitação úmida via lavagem atmosférica que ocorre no pico de chuvas (Arinaitwe *et al.*, 2014; Bento *et al.*, 2022; Corrêa *et al.*, 2022; Dien *et al.*, 2016; Roscales *et al.*, 2018). Concentrações de PBDE apresentaram, nesse contexto, um fator de declínio de até aproximadamente 700 pg/m³ no PARQT e UNESP, bem como aproximadamente 800 pg/m³ na FATEC.

A lavagem atmosférica foi relatada em vários documentos da literatura (Arinaitwe *et al.*, 2014; Dien *et al.*, 2016; Roscales *et al.*, 2018). No Brasil, a existência de parques nacionais – locais montanhosos – foram relatados como o principal fator que influencia a concentração de PCBs, embora o PBDE não tenha sido detectado no estudo (Meire *et al.*, 2012). Dados da literatura também indicam que os PBDEs são removidos da atmosfera com mais eficiência do que os PCBs por este tipo de fenômeno, por exemplo, como resultado de uma possível fração maior de PBDEs em partículas do que PCBs (ter Schure *et al.*, 2004; Dien *et al.*, 2016).

No sentido de corroborar as afirmativas acima, tornou-se necessário realizar a busca por dados de pluviosidade para o período. Não obstante, os dados meteorológicos do INMET relativas à precipitação para o município de Sorocaba apresentaram lacunas em diversos períodos relativos ao presente trabalho, impossibilitando a utilização contínua dessas informações para as análises propostas no período estudado. Em razão dessas discontinuidades, foi necessário recorrer a dados históricos provenientes do Climatempo, que compila medições realizadas por 30 anos. Tal histórico é útil para se identificar os períodos de maior e menor acumulado de chuvas típico, apesar de não apresentar diretamente valores relativos ao período do presente estudo. A Figura 15 a seguir mostra a precipitação média no período histórico de 30 anos, ressaltando a sazonalidade típica para esta variável ao longo do ano.

Figura 15 – Sazonalidade de precipitação ao longo do ano via média histórica



Fonte: Climatempo.

Uma possibilidade adicional para a menor concentração de verão neste estudo pode ser atribuída ao surgimento de estruturas vegetativas no período de verão/chuvas. A vegetação é conhecida como um importante removedor e reservatório atmosférico devido à bem como à presença de ceras/lipídios hidrofóbicos sua grande área superficial, nas folhas, que auxiliam na absorção de SVOCs atmosféricos (Gouin *et al.*, 2005). Fenômenos de transporte via massas de ar também ajudam a explicar a dinâmica atmosférica que envolve essas variações Canché-Cab *et al.*, 2026; Chavan; Bokade; Lataye, 2026; Lichiheb; Ngan; Cohen, 2024).

As concentrações de PBDE no ar aumentam subsequentemente ao longo do período 4 para o 5, à medida que a estação chuvosa diminui e se aumenta o caráter de estabilidade atmosférica. Contudo, observou-se uma diminuição significativa na concentração no período 6, o que representa um ligeiro desvio em relação aos dados do início do presente estudo, cujo período (período 1) se sobrepõe a este. A principal causa dessa diminuição não pode ser especificamente apontada, mas pode estar relacionada à redução das fontes de emissão de PBDEs.

5.6 RISCO DE EXPOSIÇÃO HUMANA A PBDES NO AR EXTERIOR POR INALAÇÃO

Os dados obtidos para o risco de inalação humana de $\sum_8$ PBDEs no ar exterior neste estudo são apresentados na Tabela 13. O ar exterior é geralmente considerado um dos principais riscos de inalação de contaminantes externos, embora o risco envolvido seja amplamente

considerado significativamente baixo em comparação com as principais vias de exposição, como a ingestão alimentar e a exposição (inalação/ingestão) a contaminantes em ambientes internos (Akinrinade; Rosa, 2025b). Os resultados obtidos nesse estudo indicam que o risco de exposição por inalação é baixo para todos os grupos avaliados, apresentando valores ligeiramente superiores para adultos (média = 5,8 pg/kg/dia) em comparação com crianças (média = 4,7 pg/kg/dia). Essa diferença pode ser atribuída a fatores fisiológicos e comportamentais, como maiores taxas de inalação e maior tempo de permanência em ambientes externos por parte dos adultos.

Para fins de avaliação de risco, a USEPA (2014) atribuiu doses de referência (RfD) de 7000, 3000 e 2000 ng/kg/dia para os homólogos deca-, octa- e penta-BDE. O risco por inalação neste estudo também está significativamente abaixo desses níveis limite. Embora o risco de exposição por inalação aumente com a adição dos riscos de exposição dérmica e por ingestão, é improvável que a contribuição da inalação de PBDEs em ar exterior, isoladamente, seja suficiente para elevar a exposição total de modo a atingir um nível significativo da meta da USEPA. Este estudo indica que os PBDEs presentes no ar externo não representam um risco significativo à saúde humana por inalação no presente estudo.

Tabela 13 - Risco de exposição humana (pg/kg/dia) a $\sum_8$ PBDEs em ar externo.

	Risco de exposição (pg/kg/dia)			
	Adulto		Criança	
	Alto	Média	Alto	Média
Média	7.6	5.8	6.8	4.7
Mediana	5.3	4.0	4.8	3.3
Range	0.56 - 22	0.42 - 16	0.50 - 19	0.35 - 13

Fonte: Autor.

6. CONCLUSÃO

O presente estudo confirmou a premissa da contaminação atmosférica por PBDEs na região, com a detecção sistemática de todos os oito congêneres alvos nas amostras de ar externo. Entre os compostos correspondentes, o BDE-99 e BDE-100 destacaram-se como os principais contribuintes, evidenciando o predomínio histórico e a persistência de assinaturas químicas associadas à formulação comercial Penta-BDE (c-PentaBDE) nas matrizes locais, a despeito de sua restrição global consolidada desde 2009 na forma da inclusão desses poluentes na lista de POPs da Convenção de Estocolmo (UNEP). Entretanto, o risco de exposição por inalação em ar externo, tendo como base as doses de referência da USEPA, foi considerado baixo para as três formulações comerciais, tanto em adultos quanto em crianças. A distribuição espacial das concentrações revelou a forte influência de um gradiente de urbanização, demonstrando que as áreas com maior adensamento populacional e atividade industrial atuam como maiores reservatórios e fontes de emissão desses contaminantes, evidenciando a importância das emissões antrópicas locais e regionais na dinâmica atmosférica de tais espécies poluentes.

A sazonalidade dos PBDEs atmosféricos mostrou-se regulada por fatores meteorológicos e dinâmicos ao longo dos períodos amostrais. Verificou-se que os níveis observados sofrem influência sinérgica da temperatura – que favorece a volatilização e a partição gás-partícula –, e do transporte atmosférico, cujos padrões de circulação regional influenciaram a dispersão e o aporte atmosférico de PBDEs na área de estudo, operando tanto em escala local quanto de longo alcance (LRAT). Além disso, a lavagem atmosférica (deposição úmida) atuou como o principal mecanismo de atenuação natural dos poluentes na atmosfera, provocando um declínio de ~ 800 pg/m³ na transição da estação seca (Período 1) para a chuvosa (Período 3).

Sob uma perspectiva comparativa, os níveis identificados em Sorocaba situam-se na faixa superior do cenário global, superando a maioria dos dados documentados em inventários regionais anteriores, no bloco do GRULAC e em outras áreas urbanas do planeta. No que concerne à saúde pública, a avaliação de risco por inalação indicou um potencial de exposição significativamente baixo, quando contrastado com as doses de referência (RfD) preconizadas pela USEPA, sugerindo a ausência de efeitos adversos imediatos para a população local por essa via de contato.

Não obstante, a presença ubíqua dos oito homólogos, associada à capacidade de transporte atmosférico e ao potencial de bioacumulação desses compostos fornecem evidências inequívocas da transferência e da circulação contínua de PBDEs no ambiente, alimentada pelo

passivo de produtos de consumo e resíduos, (como estofados e espumas automotivas) ainda em uso devido aos desafios socioeconômicos de se retirar esses produtos de circulação.

Além de fornecer informações sobre a ocorrência de PBDEs, esta pesquisa contribuiu para a comprovação da efetividade da metodologia de amostragem e análise desses compostos em partículas inaláveis, ao demonstrar a aplicabilidade do sistema GAPS. Simultaneamente, a metodologia analítica via GC-MS assegurou a seletividade e a sensibilidade indispensáveis para a quantificação precisa de níveis traço do analito na matriz ambiental estudada. A padronização das etapas de coleta, preparo das amostras, extração, purificação e determinação cromatográfica resultou em um protocolo robusto, reproduzível e confiável, capaz de gerar dados de qualidade para estudos de monitoramento ambiental e ocupacional. Dessa forma, o trabalho amplia a capacidade técnica disponível no país para a determinação de PBDEs, com possibilidade de colaboração internacional, consolidando uma base metodológica para futuras investigações envolvendo poluentes orgânicos persistentes e fornece subsídios para programas de monitoramento, avaliação de exposição e desenvolvimento de políticas públicas voltadas à proteção da saúde humana e do meio ambiente.

Diante desse panorama, os resultados desse trabalho reforçam a urgente necessidade de maior apoio governamental às estratégias de promoção de um ambiente limpo, incluindo investimentos em fiscalização ambiental, destinação adequada de resíduos e substituição segura de retardantes de chama persistentes. Ainda nesse contexto, os resultados apontam a importância de ampliação do compromisso nacional com acordos ambientais multilaterais, especialmente a Convenção de Estocolmo para Poluentes Orgânicos Persistentes, visando reduzir progressivamente a circulação ambiental dessas substâncias e minimizar seus potenciais impactos à saúde humana e aos ecossistemas.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, G.; LI, L.; BREIVIK, K. **Global historical stocks and emissions of PBDEs.** *Environmental science & technology*, v. 53, n. 11, p. 6330-6340, 2019.
- ABDALLAH, M.A.E.; HARRAD, S. **Modification and calibration of a passive air sampler for monitoring vapor and particulate phase brominated flame retardants in indoor air: application to car interiors.** *Environmental Science & Technology*, 44, 3059 - 3065, 2010.
- AGGUINE, Y.; LAOUEDJ, N.; BEKKA, A.; BOUBERKA, Z.; NADIM, A.; EDDARIR, S.; MASCHKE, U. **Photochemical Degradation of Polybrominated Diphenylether BDE209 Under Ultraviolet Irradiation.** In: Oral, A., Bahsi, Z., Ozer, M. (eds) *International Congress on Energy Efficiency and Energy Related Materials (ENEFM2013)*. Springer Proceedings in Physics, vol 155, 2014.
- AKINRINADE, O. E.; ROSA, A. H. **Current levels, sources, and risks of human exposure to PAHs, PBDEs and PCBs in South American outdoor air: A critical review.** *Environmental Research*, 270, 120941. 2025a .
- AKINRINADE, O. E.; ROSA, A. H. **A global review of PCBs and halogenated flame retardants in indoor Air: Implication for human exposure risks.** *Chemosphere*, 384, 144495. 2025b.
- AKINRINADE, O. E.; STUBBINGS, W.; ABDALLAH, M. A. E.; AYEJUYO, O.; ALANI, R.; HARRAD, S. **Status of brominated flame retardants, polychlorinated biphenyls, and polycyclic aromatic hydrocarbons in air and indoor dust in AFRICA: A review.** *Emerging Contaminant*, 6, 405-420, 2020.
- AKINRINADE, O. E.; STUBBINGS, W.; ABDALLAH, M. A. E.; AYEJUYO, O.; ALANI, R.; HARRAD, S. **Atmospheric concentrations of polychlorinated biphenyls, brominated flame retardants, and novel flame retardants in Lagos, Nigeria indicate substantial local sources.** *Environmental Research*, 204(Pt B), 112091, 2021a.
- AKINRINADE, O. E.; STUBBINGS, W.; ABDALLAH, M. A. E.; AYEJUYO, O.; ALANI, R.; HARRAD, S. **Concentrations of Halogenated Flame Retardants and Polychlorinated Biphenyls in house dust from Lagos, Nigeria.** *Environmental Science: Processes and Impacts*, v. 23, n. 11, p. 1696-1705, 2021b.
- ALAE, M.; ARIAS, P.; SJÖDIN, A.; BERGMAN, Å. **An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release.** *Environment international*, v. 29, n. 6, p. 683-689, 2003.

ALI, N.; ALI, L.; MEHDI, T.; DIRTU, A. C.; AL-SHAMMARI, F.; NEELS, H.; E COVACI, A. **Níveis e perfis de organoclorados e retardantes de chama em poeira de carros e residências no Kuwait e no Paquistão: implicações para a exposição humana por ingestão de poeira.** *Environ. Int.*, 55, 62-70, 2013.

AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). 2017. **AMAP Assessment 2016: Chemicals of Emerging Arctic Concern.** Oslo: AMAP, 2017. Disponível em: <https://oaarchive.arctic-council.org/items/d6dbd242-13da-4e51-8266-899d8f797d32> . Acesso em: 25 fev. 2026.

ANNUNCIAÇÃO, D. L.; ALMEIDA, F. V.; HARA, E. L.; GRASSI, M. T.; SODRÉ, F. F. **Éteres difenílicos polibromados (PBDE) como contaminantes persistentes: ocorrência, comportamento no ambiente e estratégias analíticas.** *Química Nova*, v. 41, p. 782-795, 2018.

ARINAITWE, K.; MUIR, D.C.G.; KIREMIRE, B.T.; FELLIN, P.; LI, H.; TEIXEIRA, C. **Polybrominated Diphenyl Ethers and Alternative Flame Retardants in Air and Precipitation Samples from the Northern Lake Victoria Region, East Africa.** *Environmental Science & Technology*, 48 (3), 1458-1466, 2014.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological Profile for Polybrominated Diphenyl Ethers.** U.S. Department of Health and Human Services. Washington, D.C.: HHS, 2017. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp207-p.pdf> . Acesso em 02/02/2026.

AYRI, I.; GENISOGLU, M.; SOFUOGLU, A.; KURT-KARAKUS, P. B.; BIRGUL, A.; SOFUOGLU, S. C. **The effect of military conflict zone in the Middle East on atmospheric persistent organic pollutant contamination in its north.** *Science of The Total Environment*, 878, 162966, 2023.

BARTALINI, A.; MUÑOZ-ARNANZ, J.; GARCÍA-ÁLVAREZ, N.; FERNÁNDEZ, A.; JIMÉNEZ, B. **Global PBDE contamination in cetaceans. A critical review.** *Environmental Pollution*, v. 308, p. 119670, 2022.

BENTO, C. B.; CARMO, J. B.; GABRIEL, G. V. M.; BOTERO, W. G.; FERNANDES, A. P.; MARTINELLI, L. A.; OLIVEIRA, L. C. Soil metal concentrations after five years of pasture-to-sugarcane conversion. *Bragantia*, 81, e0822, 2022.

BESIS, A.; SAMARA, C. **Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the indoor and outdoor environments—a review on occurrence and human exposure.** *Environmental Pollution*, v. 169, p. 217-229, 2012.

BESIS, A.; VOUTSA, D.; SAMARA, C. **Atmospheric occurrence and gas-particle partitioning of PBDEs at industrial, urban and suburban sites of Thessaloniki, northern Greece: implications for human health.** *Environmental Pollution*, v. 215, p. 113-124, 2016.

BIRNBAUM, L. S.; STASKAL, D. F. **Brominated flame retardants: cause for concern?** *Environmental health perspectives*, v. 112, n. 1, p. 9-17, 2004.

BOGDAL, C.; WANG, Z.; BUSER, A. M.; SCHERINGER, M.; GERECKE, A. C.; SCHMID, P.; MÜLLER, C. E.; MACLEOD, M.; HUNGERBÜHLER, K. **Emissions of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Zurich, Switzerland, determined by a combination of measurements and modeling.** *Chemosphere*, 116, 15-23, 2014.

BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Secretaria de Logística e Tecnologia da Informação. **Instrução Normativa nº 01, de 19 de janeiro de 2010.** Dispõe sobre os critérios de sustentabilidade ambiental na aquisição de bens, contratação de serviços ou obras pela Administração Pública Federal direta, autárquica e fundacional e dá outras providências. Brasília: SLTI/MPOG, 2010. Disponível em: <https://www.gov.br/compras/pt-br/aceso-a-informacao/legislacao/instrucoes-normativas/instrucao-normativa-no-01-de-19-de-janeiro-de-2010#:~:text=Disp%C3%B5e%20sobre%20os%20crit%C3%A9rios%20de,fundacional%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%Aancias>. Acesso em: 07 mar. 2026.

BRASIL. **Lei n.º 12.305, de 02 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n.º 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União: Brasília, 03 de ago. de 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **Plano Nacional de Implementação do Brasil para a Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes.** Brasília, DF: MMA, 2023. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/meio-ambiente-urbano-recursos-hidricos-qualidade-ambiental/seguranca-quimica/convencao-de-estocolmo/pcb/projeto_pcb-responsavel/atualizacao-do-plano-nacional-de-implementacao-da-convencao-de-estocolmo-sobre-pops.pdf/view www.gov.br. Acesso em: 07 mar. 2026.

BURGOS MELO, H.D. **Presença de retardantes de chama bromados em resíduos poliméricos de equipamentos eletroeletrônicos.** 2023. 75 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Ciências Ambientais, UNESP - Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita Filho, Sorocaba-SP, 2023.

BURGOS MELO, H. D.; DE SOUZA-ARAUJO, J.; BENAVIDES GARZÓN, L. G.; MACEDO, J. C.; CARDOSO, R.; MANCINI, S. D.; HARRAD, S.; ROSA, A. **H. Concentrations and legislative aspects of PBDEs in plastic of waste electrical and electronic equipment in Brazil.** *Science of The Total Environment*, 906, 167349, 2024.

BURGOS MELO, H. D.; DE SOUZA-ARAUJO, J.; CARDOSO, R.; FRASCARELI, D.; GONTIJO, E. S. J.; MANCINI, S. D.; HARRAD, S.; ROSA, A. H. **PBDE concentrations in wastes from construction and demolition, soft furnishings, and end-of-life vehicles in Brazil.** *Environmental Research*, 287, 122963, 2025.

CANCHÉ-CAB, L.; SAN-PEDRO, L.; ALI, B.; RIVERO, M.; ESCALANTE, M. **The atmospheric boundary layer: a review of current challenges and a new generation of machine learning techniques.** *Artificial Intelligence Review*, v. 57, n. 12, p. 331, 2024.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Final Brazil Report of the UNEP-GEF Project: Continuing regional support for the POPs Global Monitoring Plan under Stockholm Convention in the Latin American and Caribbean Region.** 2023.

CETIN, B.; YURDAKUL, S.; ODABASI, M. **Spatio-temporal variations of atmospheric and soil polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in highly industrialized region of Dilovasi.** *Science of The Total Environment*, 646, 1164-1171. 2019.

CHAKRABORTY, P.; ZHANG, G.; CHENG, H.; BALASUBRAMANIAN, P.; LI, J.; JONES, K. C. **Amostragem passiva de ar de éteres difenílicos polibromados em Nova Delhi, Calcutá, Mumbai e Chennai: níveis, perfil homólogo e atribuição de fontes.** *Environ. Pollut.*, 231, 1181-1187, 2017.

CHAVAN, A.; BOKADE, V.; LATAYE, D. H. **Seasonal dispersion and trajectory-based source assessment of particulate air pollutants: an integrated monitoring and HYSPLIT modeling approach.** *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 198, n. 2, p. 203, 2026.

CHEN, S., GAO, X., MAI, B., CHEN, Z., LUO, X., SHENG, G., FU, J., & ZENG, E. Y. **Polybrominated diphenyl ethers in surface sediments of the Yangtze River Delta: Levels, distribution and potential hydrodynamic influence.** *Environmental Pollution*, 144(3), 951-95, 2006.

CHEVRIER, J.; HARLEY, K. G.; BRADMAN, A.; GHARBI, M.; SJÖDIN, A.; ESKENAZI, B. **Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants and thyroid hormone during pregnancy.** *Environmental Health Perspectives*, v. 118, n. 10, p. 1444–1449, 2010.

CHRISTIANSSON, A.; ERIKSSON, J.; TECLECHIEL, D.; BERGMAN, Å. **Identification and quantification of products formed via photolysis of decabromodiphenyl ether.** *Environmental Science and Pollution Research*, v. 16, n. 3, p. 312-321, 2009.

CLIMATEMPO. **Climatologia de Sorocaba - SP.** *Climatempo*. Disponível em: <https://www.climatempo.com.br/climatologia/544/sorocaba-sp>. Acesso em: 14 jul. 2026.

CORRÊA, C. J.; NNADI, E. O.; MBANASO, F. U.; TONELLO, K. C. **Urban Gardens' Potential to Improve Stormwater Management: A Comparative Analysis among Urban Soils in Sorocaba, São Paulo, Brazil.** *Sustainability*, 14(5), 2965, 2022.

COSTA, L. G.; GIORDANO, G. **Developmental neurotoxicity of polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants.** *Neurotoxicology*, v. 28, n. 6, p. 1047-1067, 2007.

COSTA, L. G.; GIORDANO, G.; TAGLIAFERRO, S.; CATTANEO, A.; CECCATELLI, S. **A mechanistic view of polybrominated diphenyl ether (PBDE) developmental neurotoxicity.** *Toxicology Letters*, v. 230, n. 2, p. 282–294, 2014.

CRISTALE, J.; BELÉ, T. G. A.; LACORTE, S.; DE MARCHI, M. R. R. **Occurrence of flame retardants in landfills: a case study in Brazil.** *Environmental research*, v. 168, p. 420-427, 2019.

DARNERUD, P. O.; ERIKSEN, G. S.; JÓHANNESSEN, T.; LARSEN, P. B.; VILUKSELA, M. **Polybrominated diphenyl ethers: occurrence, dietary exposure, and toxicology.** *Environmental health perspectives*, v. 109, n. Suppl 1, p. 49, 2001.

DE BOER, J.; DE BOER, K.; BOON, J. P. **Polybrominated Biphenyls and Diphenylethers.** Em: Volume 3 Anthropogenic Compounds Part K. [s.l.] Springer, Berlin, Heidelberg, 2000. v. 3p. 61–96.

DE BOER, J.; VAN DIJK, R.; ABALOS, M.; ABAD, E. **Persistent organic pollutants in air from Asia, Africa, Latin America, and the Pacific.** *Chemosphere*, v. 324, p. 138271, 2023.

DE SOUZA ARAUJO, J.; DOS SANTOS, I. C.; BURGOS MELO, H. D.; ROSA, A. H. . **Polybrominated diphenyl ethers in indoor dust from Brazil: assessing demographic differences and human health exposure.** *Environmental Science and Pollution Research*, v. 31, n. 35, p. 48122-48134, 2024.

DE WIT, C. A. **An overview of brominated flame retardants in the environment.** *Chemosphere*, v. 46, n. 5, p. 583-624, 2002.

DIEN, N. T.; HIRAI, Y.; MIYAZAKI, T.; SAKAI, S. Factors influencing atmospheric concentrations of polybrominated diphenyl ethers in Japan. *Chemosphere*, 144, 2073-2080. 2016.

DRAGE, D. S.; NEWTON, S.; DE WIT, C. A.; HARRAD, S. **Concentrations of legacy and emerging flame retardants in air and soil on a transect in the UK West Midlands.** *Chemosphere*, 148, 195-203, 2016.

EFSA CONTAM Panel (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain), SCHRENK, D.; BIGNAMI, M.; BODIN, L.; CHIPMAN, J. K.; DEL MAZO, J.; GRASL-KRAUPP, B.; HOGSTRAND, C.; HOOGENBOOM, L. R.; LEBLANC, J.-C.; NEBBIA, C. S.; NIELSEN, E.; NTZANI, E.; PETERSEN, A.; SAND, S.; SCHWERDTLE, T.; WALLACE, H.; BENFORD, D.; FÜRST, P.; ... VLEMINCKX, C. **Update of the risk assessment of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in food.** *EFSA Journal*, v. 22, n. 1, p. e8497, 2024.

ERIKSSON, P.; JAKOBSSON, E.; FREDRIKSSON, A. **Brominated flame retardants: a novel class of developmental neurotoxins in our environment?** *Environmental health perspectives*, v. 109, n. 9, p. 903, 2001.

EZECHIAŠ, M.; COVINO, S.; CAJTHAML, T. **Ecotoxicity and biodegradability of new brominated flame retardants: a review.** *Ecotoxicology and environmental safety*, v. 110, p. 153-167, 2014.

EUROPEAN COMMISSION. **Directive 2002/95/EC on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment (RoHS) and related regulatory framework.** *Official Journal of the European Union*, Brussels, 2008.

FARIA, T.; DAOUDI, A.; BOSSI, R.; JOHNSON, M. S.; VORKAMP, K.; MARTINS, V., & ALMEIDA, S. M. **Assessment of human exposure to particle-associated organic pollutants in home environments of Lisbon, Portugal.** *Environmental Research*, 293, 2026.

GARCÍA-SUASTEGUI, W. A.; NAVARRO-MABARAK, C.; SILVA-ADAYA, D.; DOLORES-RAYMUNDO, H. G.; ALVAREZ-GONZALEZ, M. Y.; LEÓN-OLEA, M.; RAMOS-CHÁVEZ, L. A. **Neurotransmitter Systems Affected by PBDE Exposure: Insights from In Vivo and In Vitro Neurotoxicity Studies.** *Toxics*, v. 13, n. 4, p. 316, 2025.

GALLO, J. B.; AGNELLI, J. A. M. **Aspectos do comportamento de polímeros em condições de incêndio.** *Polímeros*, v. 8, n. 1, p. 23-38, 1998.

GENISOGLU, M.; SOFUOGLU, A.; KURT-KARAKUS, P. B.; BIRGUL, A.; SOFUOGLU, S. C. **Brominated flame retardants in a computer technical service: Indoor air gas phase, submicron (PM1) and coarse (PM10) particles, associated inhalation exposure, and settled dust.** *Chemosphere*, v. 231, p. 216-224, 2019.

GEVAO, B.; GHADBAN, A. N.; PORCELLI, M.; ALI, L.; RASHDAN, A.; AL-BAHLOUL, M.; MATROUK, K.; ZAFAR, J. **Seasonal variations in the atmospheric concentrations of polybrominated diphenyl ethers in Kuwait.** *Science of The Total Environment*, 454-455, 534-541. 2013.

GOUIN, T.; HARNER, T.; DALY, G.; WANIA, F.; MACKAY, D.; JONES, K. **Variability of concentrations of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in air: Implications for monitoring, modeling and control.** *Atmospheric Environment*, 39(1), 151-166. 2005.

GREGOR, J.; BORŮVKOVÁ, J.; HŮLEK, R.; KALINA, J.; ŠEBKOVÁ, K.; JARKOVSKÝ, J.; DUŠEK, L.; KLÁNOVÁ, J. **GMP Data Warehouse – a Supporting Tool of Effectiveness Evaluation of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.** In: Hřebíček, J., Denzer, R., Schimak, G., Pitner, T. (eds) *Environmental Software Systems. Computer Science for Environmental Protection. ISESS 2017. IFIP Advances in Information and Communication Technology*, vol 507. Springer, Cham. 2017.

HARRAD, S. **Summary of Analytical Methods and Associated Quality Assurance/Quality Control (QA/QC) Procedures for Semi-volatile Organic Compounds** (pp1-6). 2016.

HARRAD, S., DE WIT, C. A., ABDALLAH, M. A. E., BERGH, C., BJORKLUND, J. A., COVACI, A., DARNERUD, P. O., DE BOER, J., DIAMOND, M., HUBER, S., LEONARDS, P., MANDAKALIS, M., OSTMAN, C., HAUG, L. S., THOMSEN, C., WEBSTER, T. F. **Indoor contamination with hexabromocyclododecanes, polybrominated diphenyl ethers, and perfluoroalkyl compounds: an important exposure pathway for people?.** *Environmental science & technology*, v. 44, n. 9, p. 3221-3231, 2010.

HARRAD, S.; IBARRA, C.; ROBSON, M.; MELYMUK, L.; ZHANG, X.; DIAMOND, M. E.; DOUWES, J. **Polybrominated diphenyl ethers in domestic indoor dust from Canada, New Zealand, United Kingdom and United States.** *Chemosphere*, 76(2), 232-238, 2008.

HARRAD, S.; WIJESEKERA, R.; HUNTER, S.; HALLIWELL, C.; BAKER, R. **Preliminary assessment of UK human dietary and inhalation exposure to polybrominated diphenyl ethers.** *Environmental science & technology*, v. 38, n. 8, p. 2345-2350, 2004.

HARNER, T.; SAINI, A.; SHAHPOURY, P.; ENG, A.; SCHUSTER, J. K.; KALISA, E., E MASTIN, J. **Cross-cutting research and future directions under the GAPS networks.** *Env. sci. Adv.*, 3 (6), 798-807, 2024.

HARNER, T.; SHOEIB, M.; DIAMOND, M.; IKONOMOU, M.; STERN, G. **Passive sampler derived air concentrations of PBDEs along an urban–rural transect: Spatial and temporal trends.** *Chemosphere*, 64(2), 262-267, 2006.

HE, W.; QIN, N.; HE, Q.; KONG, X.; LIU, W.; WANG, Q.; YANG, C.; JIANG, Y.; YANG, B.; BAI, Z.; WU, W.; XU, F. **Atmospheric PBDEs at rural and urban sites in central China from 2010 to 2013: Residual levels, potential sources and human exposure.** *Environmental Pollution*, 192, 232-243. 2014.

HITES, R. A. **Polybrominated Diphenyl Ethers in the Environment and in People: A Meta-Analysis of Concentrations.** *Environmental Science & Technology* 38 (4), 945-956. 2004.

HOH, E.; HITES, R.A. **Brominated Flame Retardants in the Atmosphere of the East-Central United States.** *Environmental Science & Technology*, 39 (20), 7794-7802. 2005.

HUANG, K.; ZHOU, W.; FU, J.; ZHANG, Q.; TENG, Y.; GU, L.; FU, Y.; HU, B.; MEI, Y.; ZHANG, H.; ZHANG, A.; FU, J.; JIANG, G. **Linking transthyretin-binding chemicals and free thyroid hormones: In vitro to in vivo extrapolation based on a competitive binding model.** *Environmental Science & Technology*, v. 57, p. 9130–9139, 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2025a). Cidades. Dados de 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sorocaba/panorama>. Acesso em: 20 dez. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2025b). Cidades. Dados de 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/votorantim/panorama>. Acesso em: 20 dez. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2025c). Cidades. Dados de 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/itu/panorama>. Acesso em: 20 dez. 2025.

IWEGBUE, C. M.; OSSAI, C. J.; OGWU, I. F.; ODALI, E. W.; OLISAH, C.; UJAM, O. T.; NWAJELI, G.E.; MARTINCIGH, B. S. **Sources and risk evaluation of polybrominated diphenyl ethers in dust and soil from an urban environment in Nigeria.** *Environmental Chemistry*, v. 22, n. 4, p. EN25007, 2025.

JIN, J.; WANG, Y.; LIU, W.; YANG, C.; HU, J.; CUI, J. **Polybrominated diphenyl ethers in atmosphere and soil of a production area in China: Levels and partitioning.** *Journal of Environmental Sciences*, 23(3), 427-433. 2011.

JINHUI, L.; YUAN, C.; WENJING, X. **Polybrominated diphenyl ethers in articles: a review of its applications and legislation.** *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, n. 5, p. 4312-4321, 2017.

KATIMA, Z. J.; OLUKUNLE, O. I.; KALANTZI, O.; DASO, A. P.; E OKONKWO, J. O. **The occurrence of brominated flame retardants in the atmosphere of Gauteng Province, South Africa using polyurethane foam passive air samplers and assessment of human exposure.** *Environ. Pollut.*, 242, 1894-1903, 2018.

KEMMLEIN, S.; HERZKE, D.; LAW, R. J. **Brominated flame retardants in the European chemicals policy of REACH—Regulation and determination in materials.** *Journal of Chromatography A*, v. 1216, n. 3, p. 320-333, 2009.

KOSTENKO, O.; DEL PINO, L. F.; JORGE-MONTALVO, P.; VISITACIÓN-FIGUEROA, L. **Management of waste containing polybrominated diphenyl ethers: a review.** *Heliyon*, v. 10, n. 22, 2024.

KUKHARCHYK, T.; PŘIBYLOVÁ, P.; CHERNYUK, V. Polybrominated diphenyl ethers in plastic waste of electrical and electronic equipment: a case study in Belarus. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 25, p. 32116–32123, 1 set. 2020.

KURT-KARAKUS, P. B.; ALEGRIA, H.; JANTUNEN, L.; BIRGUL, A.; TOPCU, A.; JONES, K. C.; TURGUT, C. **Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and alternative flame retardants (NFRs) in indoor and outdoor air and indoor dust from Istanbul-Turkey: Levels and an assessment of human exposure.** *Atmospheric Pollution Research*, 8(5), 801-815. 2017.

KURT-KARAKUS, P. B.; UGRANLI-CICEK, T.; SOFUOGLU, S. C.; CELIK, H.; GUNGORMUS, E.; GEDIK, K.; SOFUOGLU, A.; OKTEN, H. E.; BIRGUL, A.; ALEGRIA, H.; JONES, K. C. (2018). **The first countrywide monitoring of selected POPs: Polychlorinated biphenyls (PCBs), polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and selected organochlorine pesticides (OCPs) in the atmosphere of Turkey.** *Atmospheric Environment*, 177, 154-165, 2018.

LA GUARDIA, M. J.; HALE, R. C.; HARVEY, E. **Detailed Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Congener Composition of the Widely Used Penta-, Octa-, and Deca-PBDE Technical Flame-retardant Mixtures.** *Environmental Science & Technology*, 40 (20), 6247-6254, 2006.

LEE, H. J.; JEONG, H. J.; JANG, Y. L.; KIM, G. B. **Distribution, accumulation, and potential risk of polybrominated diphenyl ethers in the marine environment receiving effluents from a sewage treatment plant.** *Marine pollution bulletin*, v. 129, n. 1, p. 364-369, 2018.

LI, Y.; CHANG, Q.; LUO, Z.; ZHANG, J.; LIU, Y.; DUAN, H.; LI, J. **Transfer of POP-BFRs within e-waste plastics in recycling streams in China.** *Science of The Total Environment*, v. 717, p. 135003, 2020a.

LI, Z.-M.; ALBRECHT, M.; FROMME, H.; SCHRAMM, K.-W.; DE ANGELIS, M. **Persistent organic pollutants in human breast milk and associations with maternal thyroid hormone homeostasis.** *Environmental Science & Technology*, v. 54, p. 1111–1119, 2020b.

LI, Y.F.; QIAO, L.N.; REN, N.Q.; SVERKO, E.; MACKAY, D.; MACDONALD, R.W. **Decabrominated Diphenyl Ethers (BDE-209) in Chinese and Global Air: Levels, Gas/Particle Partitioning, and Long-Range Transport: Is Long-Range Transport of BDE-209 Really Governed by the Movement of Particles?** *Environmental Science & Technology*, 51(2), 1035-1042. 2017.

LI, Y. F.; MA, W. L.; YANG, M. **Prediction of gas/particle partitioning of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in global air: A theoretical study.** *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 15, n. 4, p. 1669-1681, 2015.

LICHIHEB, N.; NGAN, F.; COHEN, M. **Improving the atmospheric dispersion forecasts over Washington, DC using UrbanNet observations: A study with HYSPLIT model.** *Urban Climate*, v. 55, p. 101948, 2024.

MA, Y.; SALAMOVA, A.; VENIER, M.; HITES, R.A. **Has the Phase-Out of PBDEs Affected Their Atmospheric Levels? Trends of PBDEs and Their Replacements in the Great Lakes Atmosphere.** *Environmental Science & Technology*, 47 (20), 11457-11464, 2013.

MA, Y.; SANTACRUZ SALAS, A. P.; BURGOS MELO, H. D.; WANG, S.; JIN, J.; JÚNIOR, E. S.; ROSA, A. H.; HARRAD, S. **Distribution characteristics and ecotoxicological risks of typical organic flame retardants and plasticisers in the Amazon River basin around Manaus, Brazil.** *Environmental Research*, 297, 124125. 2026.

MA, Y.; STUBBINGS, W. A.; ABDALLAH, M. A. E.; CLINE-COLE, R.; HARRAD, S. **Temporal trends in concentrations of brominated flame retardants in UK foodstuffs suggest active impacts of global phase-out of PBDEs and HBCDD.** *Science of the Total Environment*, v. 863, p. 160956, 2023.

MA, Y.; STUBBINGS, W.A.; JIN, J.; CLINE-COLE, R.; ABDALLAH, M.A.; HARRAD, S. **Impact of Legislation on Brominated Flame Retardant Concentrations in UK Indoor and Outdoor Environments: Evidence for Declining Indoor Emissions of Some Legacy BFRs.** *Environmental Science & Technology*, 58 (9), 4237-4246, 2024.

MAGULOVA, K.; PRICEPUTU, A. **Global monitoring plan for persistent organic pollutants (POPs) under the Stockholm Convention: Triggering, streamlining and catalyzing global POPs monitoring.** *Environmental pollution*, v. 217, p. 82-84, 2016.

MARTÍNEZ VALENZUELA, C.; GAVILÁN GARCÍA, A.; CONDE AVILA, V.; BARRIENTOS ALEMÁN, D.; APODACA AVALOS, M.; LUNA VALDEZ, J. G.; CASTRO CARRANZA, G.; MASÍAS AMBRÍZ, L. O. **Applying the Global Monitoring Plan and analysis of POPs results in atmospheric air in Mexico (2017–2018).** *Chemosphere*, 303, 135154, 2022.

MCDONALD, T. A. **A perspective on the potential health risks of PBDEs.** Chemosphere, v. 46, n. 5, p. 745-755, 2002.

MEIRE, R. O.; LEE, S. C.; TARGINO, A. C.; TORRES, J. P. M.; HARNER, T. **Air concentrations and transport of persistent organic pollutants (POPs) in mountains of southeast and southern Brazil.** *Atmospheric Pollution Research*, 3(4), 417-425, 2012.

MELYMUK, L., ROBSON, M., HELM, P. A., & DIAMOND, M. L. **PCBs, PBDEs, and PAHs in Toronto air: Spatial and seasonal trends and implications for contaminant transport.** *Science of The Total Environment*, 429, 272-280. 2012.

NATIONAL INSTITUTE OF STANDARDS AND TECHNOLOGY (NIST) (2025). **Standard Reference Material 2585 Organic Contaminants in House Dust: CERTIFICATE OF ANALYSIS.** U.S. Department of Commerce. Disponível em: <https://tsapps.nist.gov/srmext/certificates/2585.pdf> . Acesso em: 03 fev. 2026.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA) (2024). **HYSPLIT.** Disponível em: <https://arl.noaa.gov/hysplit/hysplit/> . Acesso em 01/05/2024.
NEWTON, S.; SELLSTRÖM, U.; DE WIT, C.A. **Emerging Flame Retardants, PBDEs, and HBCDDs in Indoor and Outdoor Media in Stockholm, Sweden.** *Environmental Science & Technology*, 49 (5), 2912-2920, 2015.

OLIVEIRA SOUZA, M. C.; DEVÓZ, P. P.; BIANCHI XIMENEZ, J. P.; BOCATO, M. Z.; ROCHA, B. A.; BARBOSA, F. **Potential Health Risk to Brazilian Infants by Polybrominated Diphenyl Ethers Exposure via Breast Milk Intake.** *International Journal of Environmental Research & Public Health*, 19(17), 2022.

PALM, A.; BRORSTRÖM-LUNDÉN, E.; BREIVIK, K. **Transport and fate of polybrominated diphenyl ethers in the Baltic and Arctic regions.** Nordic Council of Ministers, 2004.

PAN, T.; WANG, Y.; YANG, X.; HUANG, X. F.; QIU, R. L. **Gallic acid accelerated BDE47 degradation in PMS/Fe (III) system: Oxidation intermediates autocatalyzed redox cycling of iron.** *Chemical Engineering Journal*, v. 384, p. 123248, 2020.

POZO, K.; OYOLA, G.; ESTELLANO, V. H.; HARNER, T.; RUDOLPH, A.; PRYBILOVA, P.; KUKUCKA, P.; AUDI, O.; KLÁNOVÁ, J.; METZDORFF, A.; FOCARDI, S. **Persistent Organic Pollutants (POPs) in the atmosphere of three Chilean cities using passive air samplers.** *Science of The Total Environment*, 586, 107-114, 2017.

POZO, K.; OYOLA, G.; JORQUERA, H.; GOMEZ, V.; GALBÁN-MALAGÓN, C.; MENA-CARRASCO, M.; AUDY, O.; PŘÍBYLOVÁ, P.; GUIDA, Y.; ESTELLANO, V. H.; LAMMEL, G., KLÁNOVÁ, J. **Environmental signature and health risk assessment of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) emitted from a landfill fire in Santiago de Chile.** *Environmental Pollution*, 330, 121648, 2023.

PRATS, R. M.; VAN DROOGE, B. L.; FERNÁNDEZ, P.; E GRIMALT, J. O. **Field comparison of passive polyurethane foam and active air sampling techniques for analysis of gas-phase semi-volatile organic compounds at a remote high-mountain site.** *Sci. Total Environ.*, 803, 149738, 2022.

PRIBYLOVA, P.; KARES, R.; BORUVKOVA, J.; CUPR, P.; PROKES, R.; KOHOUTEK, J.; KLANOVA, J. **Levels of persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air of Central and Eastern Europe.** *Atmospheric Pollution Research*, 3(4), 494–505, 2012.

QIAO, L. N.; HU, P. T.; MACDONALD, R.; KANNAN, K.; NIKOLAEV, A.; LI, Y. **F. Modeling gas/particle partitioning of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the atmosphere: A review.** *Science of the Total Environment*, v. 729, p. 138962, 2020.

RAUERT, C., HARNER, T., SCHUSTER, J.K., ENG, A., FILLMANN, G., CASTILLO, L.E., FENTANES, C., IBARRA, M.V., MIGLIORANZA, K.S.B., RIVADENEIRA, I.M., POZO, K., & ZULUAGA, B.H.A (2018). **Atmospheric Concentrations of New Persistent Organic Pollutants and Emerging Chemicals of Concern in the Group of Latin America and Caribbean (GRULAC) Region.** *Environmental Science & Technology*, 52 (13), 7240-7249. 2018a.

RAUERT, C.; HARNER, T.; SCHUSTER, J. K.; ENG, A.; FILLMANN, G.; CASTILLO, L. E.; FENTANES, O.; IBARRA, M. V.; MIGLIORANZA, K. S.; RIVADENEIRA, I. M.; POZO, K.; ARISTIZÁBAL ZULUAGA, B. H. **Air monitoring of new and legacy POPs in the Group of Latin America and Caribbean (GRULAC) region.** *Environ. Pollut.*, 243, 1252-1262, 2018b.

RAUERT, C.; SCHUSTER, J. K.; ENG, A.; HARNER, T. **Global atmospheric concentrations of brominated, chlorinated flame retardants and organophosphate esters.** *Environmental Science & Technology*, 52, 2777– 2789, 2018c.

RIAZ, R.; MALIK, R. N.; DE WIT, C. A. **Soil-air partitioning of semivolatile organic compounds in the Lesser Himalaya region: Influence of soil organic matter, atmospheric transport processes and secondary emissions.** *Environmental Pollution*, 291, 118006, 2021.

ROCHA-GUTIÉRREZ, B. A.; PERALTA-PÉREZ, M. R.; ZAVALA-DÍAZ DE LA SERNA, F. J. **Revisión global de los contaminantes emergentes PBDE y el caso particular de México.** Revista internacional de contaminación ambiental, v. 31, n. 3, p. 311-320, 2015.

ROLPH, G.; STEIN, A.; STUNDER, B. **Real-time Environmental Applications and Display sYstem: READY.** Environmental Modelling & Software, 95, 210-228, 2017.

ROSA, A.H.; STUBBINGS, W.A.; AKINRINADE, O.E.; JEUNON GONTIJO, E.S.; HARRAD, S. **Neural network for evaluation of the impact of the UK COVID-19 national lockdown on atmospheric concentrations of PAHs and PBDEs.** Environmental Pollution, p. 122794, 2024.

ROSCALES, J. L.; MUÑOZ-ARNANZ, J.; ROS, M.; VICENTE, A.; BARRIOS, L.; JIMÉNEZ, B. **Assessment of POPs in air from Spain using passive sampling from 2008 to 2015. Part I: Spatial and temporal observations of PBDEs.** *Science of The Total Environment*, 634, 1657-1668, 2018.

SAINI, A.; HARNER, T.; CHINNADHURAI, S.; SCHUSTER, J. K.; YATES, A.; SWEETMAN, A.; ARISTIZABAL-ZULUAGA, B. H.; JIMÉNEZ, B.; MANZANO, C. A.; GAGA, E. O.; STEVENSON, G.; FALANDYSZ, J.; MA, J.; MIGLIORANZA, K. S.; KANNAN, K.; TOMINAGA, M.; JARIYASOPIT, N.; ROJAS, N. Y.; AMADOR-MUÑOZ, O.; SHOEIB, T. **GAPS-megacities: A new global platform for investigating persistent organic pollutants and chemicals of emerging concern in urban air.** Environmental Pollution, 267, 115416, 2020.

SALMEIA, K. A.; FAGE, J.; LIANG, S.; GAAN, S. **An overview of mode of action and analytical methods for evaluation of gas phase activities of flame retardants.** Polymers, v. 7, n. 3, p. 504-526, 2015.

SANTANA-CHAVES, I. M.; MENZIO, M.; ZIONI, S. **Olhar para o futuro”: Uma década de interesses e controvérsias na metrópole caipira sorocabana** [“Looking to the Future”: A Decade of Interests and Controversies in the Caipira Metropolis of Sorocaba]. Anais Eletrônicos Do Encontro Nacional Da Associação Nacional de Pós Graduação e Pesquisa Em Planejamento Urbano e Regional-ENANPUR, 21, 29, 2025.
SÃO PAULO (Estado). Agência Metropolitana da Baixada Santista – AGEM. **Caderno de Subsídios às Diretrizes do Macrozoneamento para o Plano de Desenvolvimento Urbano Integrado (PDUI) da Região Metropolitana de Sorocaba:** AGEM, 2022. Disponível em: <https://planejamento.sorocaba.sp.gov.br/wp-content/uploads/2024/04/cadernos-subsidios-ao-macrozoneamento-pdui-rm-sorocaba-final.pdf>. Acesso em: 03 fev. 2026.

SANTANA-CHAVES, I. M.; DE OLIVEIRA SANTOS, L. C.; JACOBI, P. R.; WEINS, N. W. **The Travelling of Global Policy in the Metropolitan Region of Sorocaba (Brazil): The Role of International Organizations in Shaping Climate Agendas.** *Finisterra Revista Portuguesa de Geografia*, v. 60, n. 128, p. e36381, 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Lei Complementar nº 1.241, de 08 de maio de 2014.** Cria a Região Metropolitana de Sorocaba e dá providências correlatas. São Paulo, 2014. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei.complementar/2014/lei.complementar-1241-08.05.2014.html>. Acesso em: 02 fev. 2026.

SEADE - FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS. **O mapa da indústria do Estado de São Paulo.** São Paulo: Seade, [2024]. Disponível em: <https://economia.seade.gov.br/o-mapa-da-industria-do-estado-de-sao-paulo/>. Acesso em: 03 fev. 2026.

ŠEBKOVÁ, K. **The Stockholm convention, global monitoring plan and its implementation in regional and global monitoring reports.** In: *Persistent organic pollutants in human milk*. Cham: Springer International Publishing, 2023.

SHARKEY, M.; HARRAD, S.; ABDALLAH, M. A. E.; DRAGE, D. S.; BERRESHEIM, H. **Phasing-out of legacy brominated flame retardants: The UNEP Stockholm Convention and other legislative action worldwide.** *Environment International*, v. 144, p. 106041, 2020.

SHOEIB, M., E HARNER, T. **Characterization and comparison of three passive air samplers for persistent organic pollutants.** *Environ. Sci. Technol.*, 36, 19, 4142–4151, 2002.

SINGH, V.; CORTES-RAMIREZ, J.; TOMS, L. M.; SOORIYAGODA, T.; KARATELA, S. **Effects of polybrominated diphenyl ethers on hormonal and reproductive health in e-waste-exposed population: a systematic review.** *International journal of environmental research and public health*, v. 19, n. 13, p. 7820, 2022.

ŚMIEŁOWSKA, M.; ZABIEGAŁA, B. **Polybrominated diphenyl ether (PBDE) concentrations in dust from various indoor environments in Gdańsk, Poland: prediction of concentrations in indoor air and assessment of exposure of adults.** *Science of the Total Environment*, v. 734, p. 139437, 2020.

STEIN, A. F.; DRAXLER, R. R.; ROLPH, G. D.; STUNDER, B. J. B.; COHEN, M. D.; NGAN, F. **NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system.** *Bulletin of the American Meteorology Society*, 96, 2059-2077, 2015.

SU, Y., HUNG, H., BRICE, K. A., SU, K., ALEXANDROU, N., BLANCHARD, P., CHAN, E., SVERKO, E., & FELLIN, P. **Air concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in 2002–2004 at a rural site in the Great Lakes.** *Atmospheric Environment*, 43(39), 6230-6237, 2009.

SUN, Y., XU, Y., WU, H., HOU, J. **A critical review on BDE-209: source, distribution, influencing factors, toxicity, and degradation.** *Environment international*, v. 183, p. 108410, 2024.

TER SCHURE, A.F.H.; LARSSON, P.; AGRELL, C.; BOON, J.P. **Atmospheric Transport of Polybrominated Diphenyl Ethers and Polychlorinated Biphenyls to the Baltic Sea.** *Environmental Science & Technology*, 38 (5), 1282-1287. 2004.

TORRE, A. D. L.; SANZ, P.; NAVARRO, I.; MARTÍNEZ, M. Á. **Time trends of persistent organic pollutants in spanish air.** *Environmental Pollution*, 217, 26-32, 2016.

ULVI, A.; AYDIN, S.; AYDIN, M. E. **Polybrominated diphenyl ethers in surface water sources and sediments of the Konya Closed Basin and environmental risk assessment.** *Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, v. 31, n. 7, p. 1307-1320, 2025.

UNITED NATION ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). 2008. **What are POPs?** [Online]. United Nations Stockholm Convention, Châtelaine, Switzerland. Disponível: <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/tabid/673/Default.aspx> Acesso em: 20 fev. 26.

UNITED NATION ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). 2009. **Stockholm convention on POPs.** Disponível em: <http://chm.pops.int/The convention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx> . Acesso em 01 mai. 2024.

UNITED NATION ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **Continuing Regional Support for the POPs Global Monitoring Plan under the Stockholm Convention in the Latin American and Caribbean Region.** 2024.

USEPA - UNITED STATES. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. OFFICE OF HEALTH; ENVIRONMENTAL ASSESSMENT. EXPOSURE ASSESSMENT GROUP. **Exposure factors handbook.** Office of Health and Environmental Assessment, US Environmental Protection Agency, 1989.

USEPA - UNITED STATES. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. OFFICE OF HEALTH; ENVIRONMENTAL ASSESSMENT. EXPOSURE ASSESSMENT GROUP. **Exposure factors handbook.** Office of Health and Environmental Assessment, US Environmental Protection Agency, 2011.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA) (2014). **Fact Sheet – Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Polybrominated Biphenyls (PBBs)**. Disponível em: https://19january2017snapshot.epa.gov/sites/production/files/2014-03/documents/ffrofactsheet_contaminant_perchlorate_january2014_final_0.pdf . Acesso em: 08 mar. 2026.

VAN DER SCHYFF, V.; KALINA, J.; ABBALLE, A.; IAMICELI, A. L.; GOVARTS, E.; MELYMUK, L. **Has regulatory action reduced human exposure to flame retardants?** *Environmental Science & Technology*, v. 57, n. 48, p. 19106-19124, 2023.

VENIER, M.; HITES, R.A. **Flame Retardants in the Atmosphere near the Great Lakes.** *Environmental Science & Technology*, 42 (13), 4745-4751. 2008.

WANG, C.; LI, W.; CHEN, J.; WANG, H.; LI, T.; SHEN, G.; SHEN, H.; HUANG, Y.; WANG, R.; WANG, B.; ZHANG, Y.; TANG, J.; LIU, W.; WANG, X.; TAO, S. **Summer atmospheric polybrominated diphenyl ethers in urban and rural areas of northern China.** *Environmental Pollution*, 171, 234-240. 2012.

WANG, Y.; HUANG, J.; WANG, H.; LAN, L.; MU, X.; XU, W.; LI, X. **Theoretical study on pyrolysis mechanism of decabromodiphenyl ether (BDE-209) using DFT method.** *Chemosphere*, v. 310, p. 136904, 2023.

WANIA, F.; SHUNTHIRASINGHAM, C. **Passive air sampling for semi-volatile organic chemicals.** *Environmental Science: Processes & Impacts*, v. 22, n. 10, p. 1925-2002, 2020.

WILLIAMS, K.; PUVVULA, J.; HOLMES, J.H.; YANG, W.; VEASEY, S.; LIU, J.; YOLTON, K.; CECIL, K.M.; XU, Y.; BRAUN, J.M.; LANPHEAR, B. P.; SEARS, C.; VUONG A. M.; SJÖDIN, A.; CHEN, A. **Associations between Gestational Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Serum Concentrations and Child Sleep Outcomes from Ages 2 to 8 Years.** *Environmental Research*, v. 286, 2025.

WINDSOR, F. M.; PEREIRA, M. G.; TYLER, C. R.; ORMEROD, S. J. **Biological traits and the transfer of persistent organic pollutants through river food webs.** *Environmental Science & Technology*, v. 53, n. 22, p. 13246-13256, 2019.

XUE, J; XIAO, Q.; ZHANG, M.; LI, D.; WANG, X. **Toxic effects and mechanisms of polybrominated diphenyl ethers.** *International journal of molecular sciences*, v. 24, n. 17, p. 13487, 2023.

YANG, M.; JIA, H. L.; MA, W. L.; QI, H.; CUI, S.; LI, Y. F. **Levels, compositions, and gas-particle partitioning of polybrominated diphenyl ethers and dechlorane plus in air in a Chinese northeastern city.** *Atmospheric environment*, v. 55, p. 73-79, 2013.

YAO, B.; LUO, Z.; ZHI, D.; HOU, D.; LUO, L.; DU, S.; ZHOU, Y. **Current progress in degradation and removal methods of polybrominated diphenyl ethers from water and soil: A review.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 403, p. 123674, 2021.

YU, L.; HAN, Z.; LIU, C. **A review on the effects of PBDEs on thyroid and reproduction systems in fish.** *General and comparative endocrinology*, v. 219, p. 64-73, 2015.

ZHANG, Y.; XI, B.; TAN, W. **Release, transformation, and risk factors of polybrominated diphenyl ethers from landfills to the surrounding environments: A review.** *Environment international*, v. 157, p. 106780, 2021.

ZHAO, S.; ROGERS, M. J.; DING, C.; HE, J. **Reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers-microbes, processes and dehalogenases.** *Frontiers in microbiology*, v. 9, p. 1292, 2018.

ZHAO, X.; YANG, X.; DU, Y.; LI, R.; ZHOU, T.; WANG, Y.; CHEN, T.; WANG, D.; SHI, Z. **Polybrominated diphenyl ethers in serum from residents living in a brominated flame retardant production area: occurrence, influencing factors, and relationships with thyroid and liver function.** *Environmental Pollution*, v. 270, p. 116046, 2021.

ZHENG, J.; CHEN, K. H.; LUO, X. J.; YAN, X.; HE, C.T.; YU, Y. J.; HU, G. C.; PENG, X. W.; REN, M. Z.; YANG, Z. Y. **Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in paired human hair and serum from e-waste recycling workers: source apportionment of hair PBDEs and relationship between hair and serum.** *Environmental Science & Technology*, v. 48, n. 14, p. 791-796, 2014.

ZOTA, A. R.; GELLER, R. J.; ROMANO, L. E.; COLEMAN-PHOX, K.; ADLER, N. E.; PARRY, E.; WANG, M.; PARK, J.; ELMI, A. F.; LARAIA, B. A.; EPEL, E. S. **Association between persistent endocrine-disrupting chemicals (PBDEs, OH-PBDEs, PCBs, and PFASs) and biomarkers of inflammation and cellular aging during pregnancy and postpartum.** *Environment international*, v. 115, p. 9-20, 2018.