



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS FÍSICAS E MATEMÁTICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

Giulia de Souza Brocardo

**A ameaça dos contaminantes orgânicos sintéticos para a biodiversidade de
áreas costeiras: o que as ostras podem nos contar?**

Florianópolis

2025

Giulia de Souza Brocardo

A ameaça dos contaminantes orgânicos sintéticos para a biodiversidade de áreas costeiras: o que as ostras podem nos contar?

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito final para a obtenção do título de Mestra em Oceanografia.

Orientadora: Profa. Dra. Juliana Leonel

Florianópolis

2025

Ficha de identificação da obra elaborada pela autora, através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Brocardo, Giulia de Souza

A ameaça dos contaminantes orgânicos sintéticos para a biodiversidade de áreas costeiras: o que as ostras podem nos contar? /Giulia de Souza Brocardo ; orientadora, Juliana Leonel, 2025.

67 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Físicas e Matemáticas, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Florianópolis, 2025.

Inclui referências.

1. Oceanografia. 2. Contaminação Aquática. 3. Ostras. I. Leonel, Juliana. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. III. Título.

Giulia de Souza Brocardo

A ameaça dos contaminantes orgânicos sintéticos para a biodiversidade de áreas costeiras: o que as ostras podem nos contar?

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 24 de junho de 2025, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Profa. Dra. Tatiane Combi
Centro de Estudos do Mar (CEM/UFPR)

Dra. Kalina Manabe Brauko
Instituição Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de Mestra em Oceanografia.



Documento assinado digitalmente

Pedro de Souza Pereira

Data: 12/08/2025 14:59:27-0300

CPF: ***,759.524-**

Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Coordenação do Programa de Pós-Graduação



Documento assinado digitalmente

Juliana Leonel

Data: 08/08/2025 11:33:43-0300

CPF: ***,760.150-**

Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Profa. Dra. Juliana Leonel
Orientadora

Florianópolis, 2025

Dedico este trabalho à minha mãe, minha maior inspiração e fonte inesgotável de força e sabedoria.

Agradecimentos

Gostaria de começar agradecendo à minha orientadora, Profa. Dra. Juliana Leonel, por todos os ensinamentos transmitidos ao longo destes anos. Agradeço imensamente pela paciência, disponibilidade, apoio e pelos valiosos conselhos que muito contribuíram para a minha formação acadêmica e pessoal. Foi uma grande honra e inspiração poder ser orientada por uma mulher forte, inteligente e dedicada, cuja trajetória admiro profundamente.

À minha família — meu pai, minha mãe, meu irmão e minha namorada, Paola — agradeço por todo o apoio e incentivo incondicionais; sem vocês, nada disso seria possível. Ao meu sobrinho, Cauê, obrigada por encher nossas vidas de alegria e felicidade.

Às professoras Tatiane Combi e Kalina Brauko, obrigada pela disponibilidade em avaliar meu projeto de pesquisa e pelas contribuições valiosas oferecidas durante a etapa de qualificação, as quais foram fundamentais para a conclusão deste trabalho.

Às minhas colegas de laboratório, Giulia Z., Camila, Flavia e Adrielle, obrigada pela parceria ao longo dessa jornada, pelas trocas de conhecimento, pela ajuda nas atividades do dia a dia e pelo companheirismo que tornaram essa experiência muito mais leve e enriquecedora.

Um agradecimento especial ao Dr. Carlos H. A. M. Gomes, pelo apoio nas coletas e pelo fornecimento dos organismos utilizados neste estudo. Agradeço também à Aline, Kalina e Lígia pela colaboração nas atividades de campo.

Às pesquisadoras Dra. Camila Magrin e Dra. Satie Taniguchi, obrigada pelo apoio na execução das análises laboratoriais, cuja contribuição foi essencial para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos laboratórios LABCAI e INCT, dos Professores Dr. Afonso Celso Dias Bairy e Dr. Luiz Augusto dos Santos Madureira, meus agradecimentos pelo empréstimo de equipamentos.

Também não poderia deixar de agradecer os meus queridos amigos - Érica, Juliana, Juliê, Bia, Jo, Lu, Samuca e Gui - obrigada por estarem ao meu lado em todos os momentos, amo vocês!

RESUMO

As baías da Ilha de Santa Catarina são de importância socioeconômica crítica, mas estão cada vez mais sendo afetadas por pressões antrópicas e entradas de poluentes. Para avaliar seu estado de contaminação, duas espécies de ostras (*Crassostrea gigas* e *Crassostrea gasar*) foram transplantadas por 14 dias para seis locais distintos dentro das baías. Após a exposição, foi quantificada a bioacumulação de contaminantes emergentes (CEs), especificamente oxibenzona (OXY); poluentes orgânicos persistentes (POPs), incluindo bifenilos policlorados (PCBs), praguicidas organoclorados (OCPs) e éteres difenílicos polibromados (PBDEs); além de alquilbenzenos lineares (LABs). Também foram avaliados os potenciais riscos à saúde humana associados ao consumo de ostras. Não foram observadas diferenças significativas nas concentrações de contaminantes entre as espécies. PCBs, OCPs e LABs foram detectados em quase todas as amostras, com frequências de detecção próximas de 100% para ambas as espécies. Em contraste, a OXY foi detectada esporadicamente, enquanto os PBDEs não foram detectados em nenhuma amostra. As concentrações de contaminantes seguiram a seguinte ordem: LABs (média: 864,38 ng g⁻¹ peso seco; intervalo: LOQ–2437,64 ng g⁻¹ peso seco) > DDTs (3,78 ng g⁻¹ peso seco; intervalo: 1,50–6,15 ng g⁻¹ peso seco) > PCBs (1,23 ng g⁻¹ peso seco; intervalo: 0,18–2,98 ng g⁻¹ peso seco) > OXY (43,75 ng g⁻¹ peso seco; intervalo: LOQ–260 ng g⁻¹ peso seco). Notavelmente, níveis mais elevados de PCBs e DDTs foram registrados no Rio Imaruí e Biguaçu, ambos reconhecidos como áreas sujeitas a substancial influência antrópica. Esses achados ressaltam a presença disseminada de contaminantes legados e emergentes em ambientes costeiros e destacam a utilidade de ostras para o monitoramento ambiental e a avaliação de riscos à saúde humana.

Palavras-chave: Poluentes orgânicos persistentes; Oxibenzona; Alquilbenzenos lineares; Maricultura; Risco à saúde humana.

ABSTRACT

The bays of Santa Catarina Island are of critical socio-economic importance but are increasingly affected by anthropogenic pressures and pollutant inputs. To assess their contamination status, two oyster species (*Crassostrea gigas* and *Crassostrea gasar*) were transplanted for 14 days to six distinct sites within the bays. Post-exposure, bioaccumulation of emerging contaminants (ECs), specifically oxybenzone (OXY); persistent organic pollutants (POPs), including polychlorinated biphenyls (PCBs), organochlorine pesticides (OCPs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs); and linear alkylbenzenes (LABs) was quantified. Potential human health risks associated with oyster consumption were also evaluated. No significant differences in contaminant concentrations were observed between species. PCBs, OCPs, and LABs were detected in nearly all samples, with detection frequencies approaching 100% for both species. In contrast, OXY was sporadically detected, while PBDEs were not detected in any sample. Contaminant concentrations followed the order: LABs (mean: 864.38 ng g⁻¹ dw; range: LOQ–2437.64 ng g⁻¹ dw) > DDTs (3.78 ng g⁻¹ dw; range: 1.50–6.15 ng g⁻¹ dw) > PCBs (1.23 ng g⁻¹ dw; range: 0.18–2.98 ng g⁻¹ dw) > OXY (43.75 ng g⁻¹ dw; range: LOQ–260 ng g⁻¹ dw). Notably, higher levels of PCBs and DDTs were recorded at Imaruí and Biguaçu River, both recognized as areas subject to substantial anthropogenic influence. These findings underscore the pervasive presence of legacy and emerging contaminants in coastal environments and highlight the utility of oyster for environmental monitoring and human health risk assessment.

Keywords: Persistent organic pollutants; Oxybenzone; Linear alkylbenzenes; Mariculture; Human health risk.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 OBJETIVOS	15
2.1 OBJETIVO GERAL	15
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
3 MATERIAIS E MÉTODOS	15
3.2 EXPERIMENTO DE CAMPO E AMOSTRAGEM	15
3.3 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS	17
3.4 ANÁLISE DE POPs e LABS	18
3.4.1 Cuidados Analíticos	18
3.4.2 Preparação das amostras	18
3.4.3 Extração e Purificação	19
3.4.4 Identificação e quantificação dos compostos	19
3.4.5 Peso Lipídico	20
3.4.6 Avaliação de Risco	20
3.4.7 Controle de Qualidade	21
3.5 ANÁLISE DE OXIBENZONA	21
3.5.1 Preparo das amostras	22
3.5.2 Identificação e quantificação da oxibenzona	22
4 ARTIGO CIENTÍFICO	24
5 CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS	65
6 REFERÊNCIAS	66

1 INTRODUÇÃO

Os ambientes costeiros e marinhos vêm sofrendo contaminação por diversos poluentes (World Bank, 2019). Dentre estes, destacam-se centenas de compostos orgânicos detectados em diferentes compartimentos ambientais (Montagner; Vidal; Acayaba, 2017). Esses contaminantes podem eventualmente ingressar na teia trófica, afetando a flora, a fauna, a saúde humana e o meio ambiente como um todo, além de impactarem negativamente o desenvolvimento social e econômico em escala global (Negrete-Bolagay et al., 2021). Diante dessa problemática, estudos e políticas internacionais têm concentrado esforços na identificação e controle de contaminantes nos ambientes marinhos e costeiros (Wang et al., 2021).

Até o final da década de 1990, o foco principal dessas investigações recaiu sobre alguns grupos de poluentes orgânicos persistentes (POPs), especialmente os organoclorados (Beretta et al., 2014). Os POPs são substâncias de elevada persistência, capazes de serem transportadas a longas distâncias e de bioacumularem nos organismos. Além disso, possuem propriedades tóxicas, com efeitos adversos para a saúde humana e o meio ambiente (MMA, 2015). Por essas razões, os POPs são considerados uma das principais preocupações das agências de saúde em todo o mundo, resultando em ações de controle e mitigação em níveis regionais, nacionais e internacionais (Wikoff; Fitzgerald; Birnbaum, 2012).

Nesse contexto, destaca-se a Convenção de Estocolmo, um dos principais acordos globais para a redução e eliminação da produção e do uso de compostos classificados como POPs, da qual o Brasil é signatário (UNEP, 2020; Wikoff; Fitzgerald; Birnbaum, 2012). Embora o uso e a comercialização de muitos POPs tenham sido proibidos, sua elevada persistência faz com que ainda sejam comumente encontrados no ambiente, especialmente em ecossistemas marinhos (Chiesa et al., 2018; Neto et al., 2020). Entre os principais representantes desses compostos estão as bifenilas policloradas (PCBs), os praguicidas organoclorados (OCPs) e os éteres difenílicos polibromados (PBDEs), todos com usos históricos amplos como praguicidas, óleos refrigerantes, retardantes de chama e surfactantes (UNEP, 2020).

Os PCBs foram inicialmente sintetizados no século XIX, na Alemanha, mas sua produção em larga escala teve início apenas em 1922, sendo comercializadas sob diversas denominações (Loganathan; Lam, 2011). A ampla utilização industrial desses compostos deve-se às suas propriedades físico-químicas favoráveis, como

elevada constante dielétrica, além de grande estabilidade térmica e química. Essas características possibilitaram sua aplicação em capacitores, transformadores, fluidos de transferência de calor, retardantes de chama, tintas, adesivos, praguicidas e plastificantes (Hutzinger, 1974). A presença de PCBs no ambiente foi relatada pela primeira vez em 1966, por Sören Jensen, e desde então tem sido amplamente registrada em amostras ambientais ao redor do mundo (Jensen, 1972). Esses compostos apresentam elevada toxicidade para organismos aquáticos, podendo causar efeitos letais em altas concentrações e, em doses subletais, comprometer a reprodução e suprimir o sistema imunológico (Stockholm Convention, 2019). Devido a esses riscos, os PCBs integram o Anexo A da Convenção de Estocolmo, o que implica a proibição de sua produção e de novas aplicações (Stockholm Convention, 2019).

Os OCPs, por sua vez, representam a primeira geração de praguicidas sintéticos amplamente utilizados pelo ser humano (Clark, 2001). Seu uso disseminado ocorreu tanto na agricultura quanto na saúde pública, sendo particularmente valorizado no combate a vetores de doenças como malária e tifo, especialmente no período pós-Segunda Guerra Mundial (Walker, 2008). Esses compostos são reconhecidos por sua ampla distribuição ambiental, tendo sido detectados em diversos compartimentos ecológicos ao redor do mundo desde os primeiros registros nos anos 1960 (Iwata et al., 1994; Loganathan; Kannan, 1994). Devido às suas propriedades físico-químicas, a contaminação por OCPs não se restringe às áreas onde foram aplicados originalmente (Tanabe; Tatsukawa, 1980). Mesmo após sua proibição ou restrição, esses compostos persistem no ambiente e continuam sendo redistribuídos por longos períodos (Woodwell; Johnson, 1971). A combinação entre alta persistência e lipofilicidade favorece sua bioacumulação nos organismos e a biomagnificação ao longo da teia trófica, representando um risco contínuo à biota (Nakata et al., 1998).

Por fim, os PBDEs são compostos sintéticos empregados como retardantes de chama em uma ampla gama de produtos comerciais e domésticos, incluindo plásticos, madeira, papel, têxteis e componentes eletrônicos (Rodrigues et al., 2015; Siddiqi; Laessig; Reed, 2003). Seu uso mais intenso teve início na década de 1960, mas sua presença na biota foi identificada apenas nos anos 1980 (Pestana et al., 2008). Desde então, os PBDEs vêm sendo reportados globalmente em matrizes como água, solo, sedimentos, biota e até em seres humanos (De Wit, 2002; Rodrigues et

al., 2015). Esses contaminantes podem ser liberados para o ambiente durante a fabricação, uso ou descarte de materiais que os contenham, uma vez que estão fisicamente incorporados aos polímeros, mas não ligados quimicamente, facilitando sua liberação (Rodrigues et al., 2015). Além dessas rotas, os PBDEs podem alcançar ambientes marinhos por meio de descargas diretas de efluentes domésticos e industriais, bem como pela deposição atmosférica (Annuniação et al., 2018).

Os PBDEs apresentam elevada persistência, toxicidade e capacidade de bioacumulação e biomagnificação, causando diversos efeitos adversos em organismos, inclusive humanos. Entre os principais efeitos destacam-se hepatotoxicidade, alterações no sistema imunológico, neurotoxicidade, disfunções endócrinas e potencial cancerígeno (De Wit, 2002; Pestana et al., 2008; Siddiqi; Laessig; Reed, 2003).

De modo geral, os POPs identificados e estudados até este momento apresentam uma ampla gama de efeitos em humanos e organismos aquáticos em diferentes concentrações, onde exposições agudas a níveis muito altos podem resultar em toxicidade significativa (Wikoff; Fitzgerald; Birnbaum, 2012). Em humanos, a exposição aguda a alguns POPs pode resultar em alergias, hipersensibilidade e erupções cutâneas, enquanto, quando expostos cronicamente podem ter disfunções endócrinas, reprodutivas e imunológicas, assim como, distúrbios neurológicos e câncer (Wikoff; Fitzgerald; Birnbaum, 2012). De forma semelhante, os POPs demonstram toxicidade aos organismos aquáticos, causando desde problemas reprodutivos, neurotoxicidade, alterações no sistema imunológico até o desenvolvimento de câncer e em casos mais graves o óbito (Baptista-Neto; Wallner-Kersanach; Patchineelam, 2008; Pestana et al., 2008; Stockholm Convention, 2019).

Por outro lado, os contaminantes orgânicos emergentes (CEs) passaram a ser detectados no ambiente e a despertar maior atenção científica apenas recentemente (Tijani et al., 2016). O termo “emergentes” refere-se tanto a substâncias recentemente desenvolvidas quanto a compostos já conhecidos, mas cujos impactos ambientais começaram a ser investigados de forma mais sistemática apenas nas últimas décadas. Além disso, inclui substâncias cujos riscos ecológicos adicionais têm sido reconhecidos mais recentemente (Sauve; Desrosiers, 2014).

Entre os contaminantes emergentes, destacam-se os produtos de cuidado pessoal (*personal care products* – PCPs), um grupo que engloba fragrâncias, filtros solares, repelentes de insetos e compostos com ação antimicrobiana (Maruya et al.,

2014). O uso desses produtos aumentou exponencialmente nas últimas cinco décadas, impulsionado por sua incorporação às rotinas diárias de milhões de pessoas em todo o mundo. Como consequência, sua introdução no ambiente ocorre de forma contínua, principalmente por meio dos efluentes domésticos e do esgoto sanitário (Gros; Petrovic; Barceló, 2008; Zicarelli et al., 2022).

Entre os PCPs, os filtros UV constituem um grupo particularmente relevante, sendo amplamente empregados na proteção contra a radiação ultravioleta em diversos produtos, como cosméticos e protetores solares (Fent; Zenker; Rapp, 2010). Além disso, são utilizados como aditivos estabilizantes em plásticos, tintas, têxteis e outros materiais, prevenindo a fotodegradação de polímeros e pigmentos (Ozáez; Martínez-Guitarte; Morcillo, 2013). O uso dessas substâncias tem se intensificado nas últimas décadas, impulsionado pela crescente conscientização sobre os riscos associados à superexposição à radiação UV (Gago-Ferrero; Díaz-Cruz; Barceló, 2012).

Paralelamente ao seu uso extensivo, filtros UV vêm sendo detectados em ecossistemas aquáticos ao redor do mundo (Balmer et al., 2005; Fent; Zenker; Rapp, 2010) e em diversos organismos aquáticos (Gago-Ferrero; Díaz-Cruz; Barceló, 2012). Devido às suas propriedades lipofílicas e ao potencial de bioacumulação, esses compostos são considerados contaminantes ambientais ubíquos e de crescente preocupação (Ozáez; Martínez-Guitarte; Morcillo, 2013). Além disso, estudos têm demonstrado que podem causar uma variedade de efeitos deletérios na biota, incluindo desregulação endócrina, estresse oxidativo, danos genéticos, além de contribuir para o branqueamento e a mortalidade de corais (He et al., 2019; Lefebvre et al., 2017; Parolini et al., 2015).

Nesse cenário de crescente diversidade de contaminantes orgânicos em ambientes aquáticos, os alquilbenzenos lineares (LABs) têm se destacado como marcadores moleculares eficientes da poluição por esgoto doméstico e industrial. Utilizados como matéria-prima na fabricação de surfactantes presentes em detergentes, os LABs são amplamente detectados em ambientes costeiros devido ao descarte inadequado de efluentes (Flores-Nunes et al., 2015). Sua elevada lipofilicidade e afinidade por matéria orgânica favorecem sua associação a partículas em suspensão e sedimentos, contribuindo para sua persistência ambiental (Alkhadher et al., 2020). A presença de LABs, portanto, indica contaminação recente por esgoto

e tem sido amplamente utilizada em programas de monitoramento da qualidade da água e da integridade de ecossistemas marinhos.

Diante desse cenário, o monitoramento ambiental de poluentes como POPs, PCPs e LABs nos tecidos de organismos bioindicadores, especialmente bivalves, tem se mostrado altamente eficaz. Bivalves são amplamente utilizados em estudos de biomonitoramento devido a características como: 1) sedentarismo, permitindo a avaliação da contaminação local; 2) ampla distribuição geográfica, facilitando comparações entre regiões; 3) tolerância a variações ambientais e contaminantes; 4) populações estáveis e abundantes; 5) capacidade de acumular contaminantes em concentrações superiores às da água; 6) baixa atividade enzimática de metabolização, refletindo mudanças ambientais; 7) características bioquímicas, fisiológicas e histológicas bem conhecidas; e 8) interesse comercial e público na medição de contaminantes químicos (Bayen; Kee Lee; Philip Obbard, 2007; Van Cauwenberghe; Janssen, 2014; Zanette et al., 2011).

No Brasil, destaca-se a importância estratégica da maricultura na costa catarinense. Desde 2013, o estado de Santa Catarina é responsável por cerca de 90% da produção nacional de moluscos, sendo o maior produtor do país e o segundo da América Latina (EPAGRI, 2023). As Baías Norte e Sul da Ilha de Santa Catarina concentram mais de 70% dessa atividade (EPAGRI, 2023). Dada a expressiva relevância econômica e social da maricultura na região, a avaliação da contaminação química é fundamental para garantir a sustentabilidade da produção e a preservação dos ecossistemas costeiros.

Embora esforços de pesquisa nas Baías Sul e Norte tenham investigado microplásticos, alquilbenzenos lineares (LABs), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e elementos-traço (Bastolla et al., 2022; De Souza et al., 2016; Pagliosa et al., 2006; Pessatti et al., 2016; Saldaña-Serrano et al., 2022; Souza et al., 2012, 2013; Zacchi et al., 2018), os estudos especificamente focados em poluentes orgânicos persistentes (POPs) ainda são extremamente limitados (Bastolla et al., 2024). Ademais, até onde se tem conhecimento, não existem dados sobre a ocorrência de filtros UV em organismos dessas baías.

Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo avaliar a presença de POPs selecionados (PCBs, OCPs e PBDEs), filtros UV (oxibenzona) e LABs em

ostras (*Crassostrea gigas* e *Crassostrea gasar*) cultivadas nas Baías Sul e Norte da Ilha de Santa Catarina. Esta avaliação busca diagnosticar o estado de contaminação da região e compreender melhor os potenciais riscos que esses contaminantes representam para a biodiversidade local e a saúde humana.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o estado de contaminação das baías da Ilha de Santa Catarina, por meio da quantificação da bioacumulação de contaminantes em duas espécies de ostras (*Crassostrea gigas* e *Crassostrea gasar*) transplantadas para diferentes áreas sob influência antrópica.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Quantificar a bioacumulação de oxibenzona (OXY); poluentes orgânicos persistentes (POPs), incluindo bifenilos policlorados (PCBs), praguicidas organoclorados (OCPs) e éteres difenílicos polibromados (PBDEs); e alquilbenzenos lineares (LABs), nas ostras transplantadas;
- Avaliar a distribuição espacial da contaminação nas baías, identificando áreas com maior concentração de poluentes, especialmente aquelas sob reconhecida influência antrópica;
- Estimar os potenciais riscos à saúde humana associados ao consumo de ostras contaminadas por substâncias químicas de preocupação ambiental;
- Contribuir com o inventário global de ocorrência e distribuição de POPs, PCPs e LABs.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

As Baías Sul e Norte da Ilha de Santa Catarina estão situadas no estado de Santa Catarina (Figura 1), no sul do Brasil (48°56' O, 27°57' S), abrangendo nove municípios (Fonseca et al., 2021). As duas baías são interligadas por um canal estreito na região central da ilha e cobrem uma área total de aproximadamente 430 km², com cerca de 50 km de extensão e até 12 km de largura (Garbossa et al., 2014). Devido à sua geografia e à natureza abrigada, essas baías funcionam como

importantes áreas de refúgio e reprodução para diversos organismos aquáticos (Pinho, 2016).

A hidrografia das baías é composta por três bacias hidrográficas principais, responsáveis por cerca de 65% do aporte de água doce, além de mais de 49 bacias de drenagem periféricas. Juntas, essas bacias somam uma área de drenagem de aproximadamente 1.875 km² (Garbossa et al., 2014; Cabral et al., 2020). A região abriga cerca de 1 milhão de habitantes e apresenta intensa atividade agrícola, industrial e urbana, embora apenas cerca de 30% dos efluentes gerados recebam tratamento adequado (Garbossa et al., 2017). Como consequência, grandes volumes de matéria orgânica são lançados no sistema, contribuindo para processos de eutrofização e desoxigenação da coluna d'água, com potencial significativo de impacto sobre a biodiversidade local (Brauko et al., 2020).

As baías também possuem grande relevância econômica e social, caracterizando-se por elevado adensamento populacional (Garbossa et al., 2014). Entre as principais atividades econômicas, destaca-se a maricultura, especialmente a produção de moluscos (Simonassi et al., 2010). Desde 2013, o estado de Santa Catarina é responsável por cerca de 95% da produção de moluscos no Brasil, ocupando a posição de maior produtor nacional e o segundo maior da América Latina (EPAGRI, 2021). As Baías Sul e Norte concentram mais de 70% dessa produção, sendo estimado que, apenas em 2021, o setor movimentou R\$ 78,5 milhões (EPAGRI, 2021).

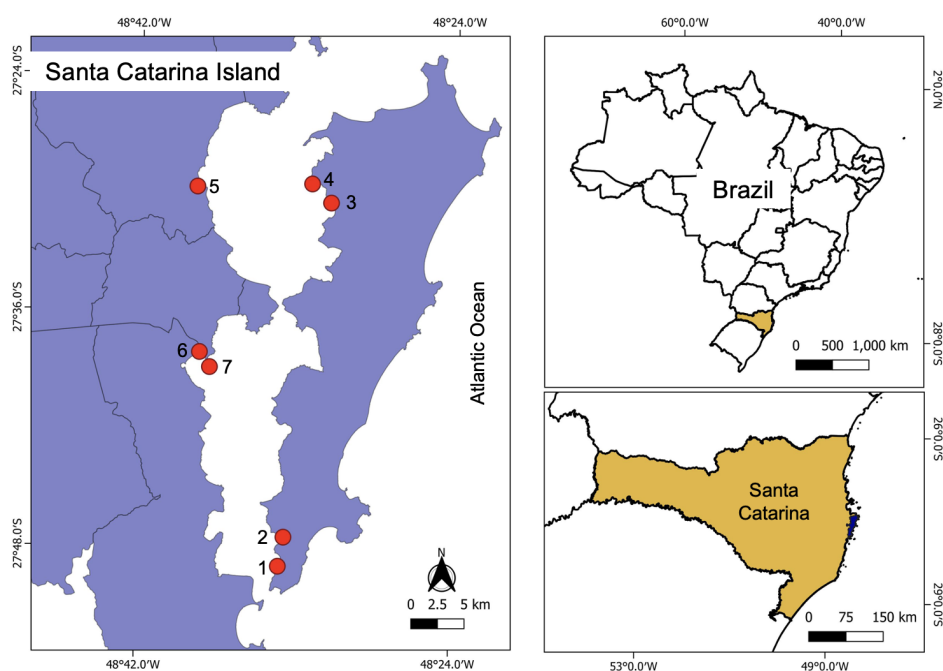
Além da produção de ostras, essas baías apresentam alta produtividade ecológica, funcionando como áreas de alimentação, reprodução e berçário para diversas espécies (Fonseca et al., 2021). Na Baía Sul, destaca-se a presença da Reserva Extrativista Marinha do Pirajubaé — a primeira criada no Brasil —, voltada à conservação do manguezal e à extração sustentável do berbigão. Já na Baía Norte, encontra-se a Estação Ecológica de Carijós, que abriga dois importantes manguezais: o de Ratoes e o do Saco Grande. Essa região também abriga uma população residente de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) (Costa, 2019). Ao longo das duas baías, há abundância de crustáceos de interesse comercial, especialmente para a pesca artesanal, como os camarões-rosa (*Farfantepenaeus paulensis* e *F. brasiliensis*) e os siris-azuis (*Callinectes danae* e *C. ornatus*) (Pereira, 2021).

Diante da relevância ecológica, econômica e social das Baías Sul e Norte da Ilha de Santa Catarina, torna-se evidente a necessidade de estudos que avaliem a presença de POPs, PCPs e LABs nessas áreas, bem como seus possíveis efeitos sobre organismos-chave da fauna marinha local.

3.2 EXPERIMENTO DE CAMPO E AMOSTRAGEM

Ostras (*C. gigas* e *C. gasar*), da mesma idade, foram coletadas do ambiente natural na área de cultivo operada pelo Laboratório de Moluscos Marinhos (LMM-UFSC), em Caieiras. Utilizando lanternas, elas foram transplantadas para seis locais diferentes, três em cada baía: a) Baía Sul: Caieiras, Tapera e Rio Imaruí; e b) Baía Norte: Sambaqui, Santo Antônio de Lisboa e Rio Biguaçu (Fig. 1). No Rio Imaruí, as lanternas foram posicionadas em dois locais distintos, com o objetivo de avaliar o gradiente de diluição da pluma fluvial (o primeiro ponto na foz do rio e o segundo a 500 m de distância). Em cada lanterna, foram colocadas 10 ostras de cada espécie, que permaneceram no ambiente por 14 dias, durante o mês de agosto de 2023. Adicionalmente, 10 ostras de cada espécie, obtidas da estação no dia 0, foram utilizadas como controles.

Fig 1. Mapa com os pontos de coleta localizados nas Baías Sul e Norte da Ilha de Santa Catarina



(1) Caieiras; (2) Tapera, (3) Santo Antônio de Lisboa; (4) Sambaqui; (5) Rio Biguaçu; (6)(7) Rio Imaruí.

Os locais de amostragem foram selecionados com base na sua localização geográfica, na presença de espécies nativas de ostras e na disponibilidade de estudos prévios realizados na região (Fig. 1). Pesquisas anteriores nesses locais fornecem dados de referência para comparação, apoiam a aplicação de uma metodologia consistente e auxiliam na avaliação de mudanças ambientais de longo prazo que afetam a biota local.

Após a exposição, as ostras foram levadas ao laboratório, onde foram realizadas medições biométricas (Tabela 1). Os tecidos moles foram agrupados por espécie e local, armazenados em frascos de vidro previamente limpos e congelados a -20°C para análises de POPs, OXY e LABs.

Local	Espécie	Amostra	Largura (cm)	Comprimento (cm)
Caieiras	<i>C. gigas</i>	121	5,06 ± 0,27	7,47 ± 0,62
	<i>C. gasar</i>	122	6,28 ± 0,59	8,71 ± 0,93
Tapera	<i>C. gigas</i>	123	4,85 ± 0,51	7,60 ± 0,34
	<i>C. gasar</i>	124	6,46 ± 0,39	8,40 ± 0,42
Santo Antônio de Lisboa	<i>C. gigas</i>	125	5,49 ± 0,39	7,93 ± 0,65
	<i>C. gasar</i>	126	6,52 ± 0,66	8,59 ± 0,72
Sambaqui	<i>C. gigas</i>	127	5,08 ± 0,53	7,63 ± 0,36
	<i>C. gasar</i>	128	6,54 ± 0,71	8,66 ± 1,11
Marina Rio Biguaçu	<i>C. gigas</i>	129	4,82 ± 0,36	7,34 ± 0,78
	<i>C. gasar</i>	130	6,05 ± 0,55	7,69 ± 1,22
Trapiche Rio Imaruí	<i>C. gigas</i>	133	4,70 ± 0,42	7,73 ± 0,38
	<i>C. gasar</i>	134	6,18 ± 0,50	8,18 ± 0,70
Cultivo Rio Imaruí	<i>C. gigas</i>	135	4,84 ± 0,40	7,22 ± 0,28
	<i>C. gasar</i>	136	6,21 ± 0,78	8,21 ± 0,66

Tabela 1 - Biometria das ostras.

3.3 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS

Foram conduzidas medições dos parâmetros físico-químicos da água nos locais de cultivo no momento da remoção das lanternas com o uso de uma sonda multiparâmetro HI98194. Estes parâmetros incluem temperatura (°C), salinidade, condutividade (mS cm^{-3}), oxigênio dissolvido (ppm), saturação de oxigênio (%) e pH.

Também foram coletadas amostras de água para a análise de coliformes fecais e coliformes totais. As amostras foram armazenadas em sacos plásticos estéreis e fornecidas pela empresa que realizou as análises (QMC - LABORATÓRIO DE ANÁLISES).

3.4 ANÁLISE DE POPs e LABS

O processamento das amostras para as análises de POPs e LABs foi realizado no Laboratório de Poluição e Geoquímica Marinha da Coordenadoria Especial de Oceanografia/UFSC e as análises de cromatografia de fase gasosa com espectrometria de massas foram realizadas no Laboratório de Química Orgânica Marinha do Instituto Oceanográfico/USP.

3.4.1 Cuidados Analíticos

Todos os materiais (vidrarias e utensílios) utilizados no processamento das amostras foram previamente limpos com detergente laboratorial e água corrente. Depois de secos, os materiais volumétricos e de metal foram enxaguados com solventes orgânicos (diclorometano e *n*-hexano) e os demais materiais foram levados à mufla durante 4 horas a 450°C. Os solventes a serem utilizados são específicos para análises de resíduos (HPLC). E de forma semelhante a vidraria, o sulfato de sódio, a sílica e o óxido de alumínio foram calcinados por 4 horas a 450°C.

3.4.2 Preparação das amostras

Após a dissecação das ostras, aproximadamente 1g de amostra úmida de cada ponto amostral foi seca em estufa a 65°C por 24h com o intuito de determinar o peso úmido. Após esse período, quando o material atingiu temperatura ambiente, ele foi pesado e retornado para a estufa por mais 2h na mesma temperatura. Na pesagem seguinte a diferença foi menor que 0,2 e o peso úmido foi então determinado conforme Equação 1.

Equação 1:

$$\text{Peso úmido (\%)} = \frac{(\text{peso da amostra seco com o frasco} - \text{peso do frasco})}{(\text{peso da amostra úmida com o frasco} - \text{peso do frasco})} \times 100$$

Em seguida os pools de amostras foram secos em liofilizador (L101-Liotop) por aproximadamente 5 dias, maceradas e homogeneizadas usando gral e pistilo de porcelana e armazenadas em frascos de vidro limpos.

3.4.3 Extração e Purificação

A extração e purificação dos extratos para as análises de POPs e LABs se baseou no método descrito em Santos et al. (2020) e Neto et al. (2020) com algumas modificações. Após pesar 3g de amostra seca foi adicionado os padrões subrogados (PC 103 + 198 1ng μL^{-1} , 1C12-LAB, 5 ng μL^{-1}) e a extração foi feita em banho de ultrassom com 15 mL de uma mistura de diclorometano (DCM) e *n*-hexano (1:1 v:v) por 10 minutos; esse procedimento foi repetido três vezes formando um extrato único para cada amostra.

Os extratos foram então concentrados a 3 mL em evaporador rotatório e 10% foi usado para a determinação do peso lipídico por método gravimétrico (ver item 3.3.5). O restante da amostra foi separada em 3 frações para a realização dos procedimentos de purificação de acordo com o grupo de compostos a serem analisados.

Para os POPs, a purificação foi realizada pelo método de tratamento ácido. Os extratos foram colocados em tubos cônicos, adicionou-se 2 mL de ácido sulfúrico concentrado, 1 mL de *n*-hexano e homogeneizou-se. Após a separação das frações, a parte hexânica foi transferida para outro tubo cônico, onde foram repetidos os passos anteriores. Após isto, lavou a amostra três vezes com água Milli-Q (extraída com *n*-hexano).

Para os LABs a purificação foi realizada pelo método de cromatografia de adsorção com alumina (16 g) e sílica (8 g), ambas 95 % ativada. A coluna foi eluída com 40 mL de *n*-hexano. O extrato final de ambas as purificações foram concentradas a 0,9 mL e foram adicionados 0,1 mL do padrão interno (TCMX, 10 ng μL^{-1}) para POPs e PCPs, e 0,1 mL do padrão interno para LABs (1-C19-LAB, 5 ng μL^{-1}).

3.4.4 Identificação e quantificação dos compostos

A separação dos compostos-alvo foi realizada mediante a injeção de 1 μL do extrato em um cromatógrafo gasoso (Agilent Technologies 7890B) acoplado a um

espectrômetro de massas de triplo quadrupolo (Agilent Technologies 7010B) (GC–MS/MS), operando no modo de monitoramento de reações múltiplas (MRM). A coluna cromatográfica utilizada foi HP-5MS (30 m x 0,25 mm x 0,25 µm), com hélio como gás de arraste. As temperaturas da interface, da fonte e dos quadrupolos foram ajustadas para 300°C, 300°C e 150°C, respectivamente.

3.4.5 Peso Lipídico

O peso lipídico das amostras foi calculado usando 10% do volume total extraído da amostra, a qual foi evaporada completamente em um frasco previamente pesado. O peso pode ser calculado pela equação abaixo.

Equação 2:

peso lipídico (%)

$$= \left(\frac{\text{peso úmido}}{\text{peso seco}} \right) \times \left(\frac{\text{volume do vial}}{0,1} \right) \times \left(\frac{\text{volume total extraído}}{\text{alíquota usada}} \right) \times \left(\frac{100}{1000} \right)$$

3.4.6 Avaliação de Risco

Para avaliar o potencial risco à saúde humana associado ao consumo de bivalves pela população brasileira local, a ingestão diária estimada (EDI) foi calculada seguindo as diretrizes da OMS (Equação 3) (WHO, 1998). O cálculo foi baseado na concentração total do elemento alvo (Cm), no consumo médio de moluscos pela população local (C, em g dia⁻¹) e no peso corporal médio (BW, em kg):

Equação 3:

$$EDI = Cm * C / BW$$

Para os PCBs, a concentração média (Cm) foi calculada considerando os PCBs do tipo dioxina presentes nas ostras (dl-PCBs), expressos como pg WHO-TEQ-PCB por grama de tecido úmido; para os OCPs, considerou-se a soma dos DDTs (ΣDDTs), expressa como ng por grama de tecido úmido.

Como não existem dados oficiais sobre o consumo diário de moluscos no Brasil, foram realizadas estimativas com base na produção nacional de 8.800 toneladas em 2023 (IBGE, 2024) e em uma população de 203 milhões de habitantes (IBGE, 2022), resultando em uma ingestão média de aproximadamente 0,12 g dia⁻¹

por pessoa. Esse valor é substancialmente inferior ao consumo médio nacional de pescado, estimado em 9,5 kg per capita ao ano. Para o cálculo da EDI, foi considerado um peso corporal médio de adulto de 73,4 kg (IBGE, 2019).

O risco carcinogênico (CR) foi estimado conforme a metodologia proposta pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA, 2015). O cálculo levou em conta a concentração do contaminante nas ostras (C, em pg g⁻¹ para dl-PCBs), a taxa diária de ingestão de moluscos (IR, em g dia⁻¹), a duração da exposição (ED, em anos), a frequência de exposição (EF, em dias ano⁻¹), um fator de conversão de unidades (CF, por exemplo, 1 × 10⁻⁹ para converter pg em mg), o fator de inclinação de câncer (CSF, em mg kg⁻¹ dia⁻¹), o peso corporal médio (BW, em kg) e o tempo médio de exposição (AT, em dias, calculado como ED × 365). O CR foi então determinado utilizando a seguinte equação (Equação 4).

Equação 4:

$$CR = (C * IR * ED * EF * CF * CSF) / (BW * AT)$$

Esse valor representa a probabilidade de desenvolver câncer ao longo da vida devido à exposição ao contaminante pelo consumo de moluscos. De acordo com as diretrizes da US EPA (2015), valores de CR abaixo de 10⁻⁶ são considerados negligenciáveis, valores entre 10⁻⁶ e 10⁻⁴ são toleráveis, e valores acima de 10⁻⁴ podem representar um risco inaceitável.

3.4.7 Controle de Qualidade

Para garantir a qualidade das análises foram realizados alguns procedimentos, tais como branco, duplicata da amostra e uso de padrão interno (WADE; CANTILLO, 1994). O branco servirá para certificar que as amostras não foram contaminadas durante o experimento, e ele não poderá ter mais que 5% dos analitos detectados em concentrações que ultrapassem 3 vezes o limite de detecção. Por sua vez, a duplicata de amostra será usada para verificar a homogeneidade da amostra e precisão analítica do método. Qualquer discrepância superior a 25% entre a amostra original e a duplicata resultará na repetição da análise. O uso de padrão interno irá acompanhar

o desempenho do método, de forma que será necessário que a recuperação fique dentro da faixa de 40 a 120%.

3.5 ANÁLISE DE OXIBENZONA

As análises de oxibenzona (OXY) foram realizadas no Laboratório de Eletroforese e Cromatografia /UFSC.

3.5.1 Preparo das amostras

O preparo das amostras para a análise de OXY foi realizado de acordo com o método QuEChERS (AOAC, 2007; BS EN 15662, 2008) descrito por HE et al. (2019b) e HE; TIMM; BLANEY (2017) com modificações. Inicialmente, foi pesado 200 mg de amostra seca em um tubo tipo eppendorf, e adicionado 400 μ L de água Milli-Q® e agitado em vórtex por 30 segundos a 3000 rpm. Em seguida, foi adicionado 600 μ L de acetonitrila e agitado em vórtex por 30 segundos a 3000 rpm. Feito isso, foi adicionado 80 mg de $MgSO_4$ e 20 mg de NaCl e agitado em vórtex por 30 segundos a 3000 rpm. Após esta primeira etapa, foi centrifugado a 6000 rpm por 10 minutos. Foram recolhidos 400 μ L do sobrenadante e transferidos para outro tubo onde foi adicionado mais 80 mg de $MgSO_4$ para a etapa de limpeza, agitado em vórtex por 30 segundos a 3000 rpm e centrifugado a 6000 rpm por 10 minutos. Uma alíquota de 200 μ L do sobrenadante foi recolhida e transferida para um novo tubo que foi levado ao congelador ($-20\text{ }^{\circ}\text{C}$) over night para separação da parte lipídica. Antes da análise, uma alíquota de 100 μ L do sobrenadante do tubo que estava no congelador foi recolhida e misturada a 100 μ L de água Milli-Q® para que a composição da amostra seja semelhante à composição da fase móvel.

3.5.2 Identificação e quantificação da oxibenzona

A identificação e quantificação da OXY foi feita através da injeção de 10 μ L de extrato em um cromatógrafo de fase gasosa (Agilent Technologies 1200 Series) acoplado a um espectrômetro de massas triplo quadrupolo com fonte de ionização ESI, Turbo V Ion Source/TurbolonSpray, (Q trap 3200, Applied Biosystems/MDS Sciex). A fase móvel foi composta por acetonitrila e água (acidificada a 0,1% com ácido fórmico) na proporção de 60:40 (v/v) a um fluxo de $0,5\text{ mL min}^{-1}$ e as separações cromatográficas foram realizadas em coluna Eclipse Plus C18 (Agilent, Waldbronn, Alemanha) com dimensões de 100 x 4,6 mm; e tamanho de partícula de 3,5 μ m,

acomodada no compartimento de colunas com controle de temperatura independente a 30°C. A ionização foi conduzida no modo positivo, resolução Unit e dwell time de 200 ms. O monitoramento de reações múltiplas (MRM) consistiu no acompanhamento das transições 229,2/151,0 e 229,2/105,1 m/z para a quantificação e confirmação, respectivamente.

Para a quantificação, foram construídas curvas de calibração, em triplicata, da solução de OXY em nove níveis de concentração, variando de 7 a 175 µg L⁻¹. A regressão linear foi calculada a partir da média das três curvas e os parâmetros obtidos estão listados na Tabela 2.

Tabela 2 – Parâmetros da curva de calibração.

Parâmetros	Valores
Inclinação	142,36 ± 1,23
Intercepto	42,02 ± 7,52
Linearidade (R ²)	0,9995
Limite de Detecção (µg L ⁻¹)	2,33
Limite de Quantificação (µg L ⁻¹)	7,00

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

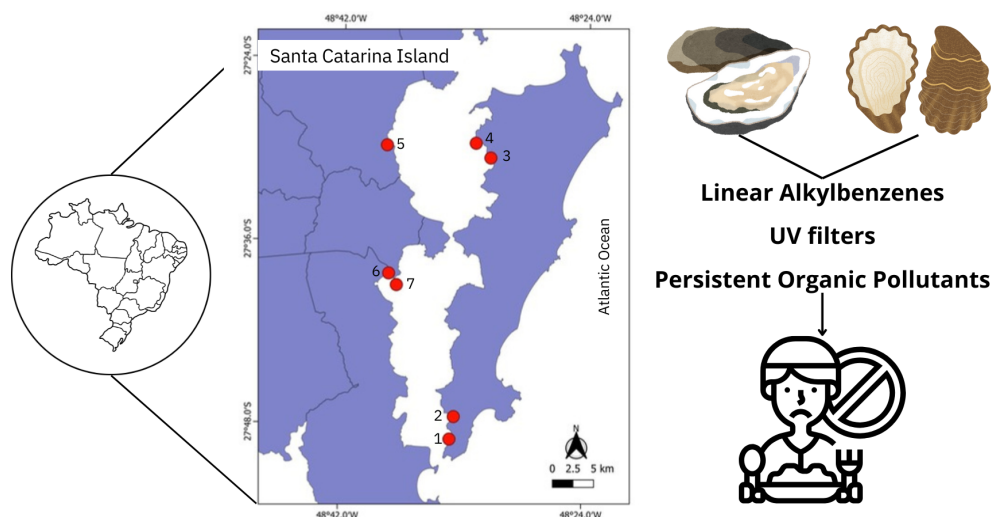
3.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A soma de PCBs, DDTs, LABs e OXY foi expressa como ng por grama de peso seco (ng g⁻¹ dw). Para a avaliação de risco, os valores foram expressos como pg por grama de peso úmido (pg g⁻¹ ww). As análises estatísticas foram realizadas utilizando os softwares GraphPad Prism® v 10.1 (StatSoft Inc.) e R v 4.4.3 (R Foundation for Statistical Computing). O nível de significância adotado para todos os testes estatísticos foi $\alpha = 0,05$. Antes das análises, as suposições de normalidade e homocedasticidade foram verificadas pelos testes de Shapiro-Wilk e Brown-Forsythe, respectivamente. Os dados foram transformados em logaritmo (log x) quando necessário, para atender às premissas de normalidade.

Uma ANOVA de dois fatores foi conduzida para avaliar diferenças nas concentrações dos contaminantes (PCBs, DDTs, LABs e OXY) nas ostras, de acordo com o local e entre as espécies (*C. gigas* e *C. gasar*). Além disso, foi empregada a análise de componentes principais (PCA) para explorar padrões de associação entre os contaminantes e parâmetros biológicos. As seguintes variáveis contínuas foram

incluídas na PCA: coliformes fecais na água (NMP/100 mL), concentração lipídica das ostras (%), concentrações totais de PCBs em *C. gigas* e *C. gasar* (ng g⁻¹ dw), totais de DDTs em *C. gigas* e *C. gasar* (ng g⁻¹ dw), totais de LABs em *C. gigas* e *C. gasar* (ng g⁻¹ dw) e totais de OXY em *C. gigas* e *C. gasar* (ng g⁻¹ dw).

4 ARTIGO CIENTÍFICO



The threat of synthetic organic contaminants to coastal biodiversity: what can oysters tell us?

Revista: Marine Pollution Bulletin

Giulia Brocardo^a; Camila Pesenato Magrin^b; Satie Taniguchi^c; Carlos Henrique Araujo de Miranda Gomes^d; Gustavo Amadeu Mickey^b; Juliana Leonel^a;

^a Laboratory of Chemical Oceanography, Federal University of Santa Catarina, Florianópolis, SC, 88040-900, Brazil

^b Chemistry Department, Federal University of Santa Catarina, Florianópolis, SC, 88040-900, Brazil

^c Laboratory of Marine Organic Chemistry - LABQOM, Oceanographic Institute, University of São Paulo, São Paulo, 05508-120, Brazil

^d Laboratory of Marine Mollusks-LMM, Department of Aquaculture, Center of Agricultural Science, Federal University of Santa Catarina, UFSC, Florianópolis, SC, 88040900, Brazil

Highlights

- Oyster transplantation was used to monitor chemical contamination in coastal bays;
- Legacy contaminants (PCBs, DDTs) and LABs were detected at high frequencies;
- Oxybenzone was sporadically detected and PBDEs were below detection limits;
- Sites near Imaruí and Biguaçu River showed the highest contamination levels;
- Findings demonstrate risks to environmental health and potential impacts on seafood safety.

Abstract

The bays surrounding Santa Catarina Island are of significant socio-economic importance but are increasingly impacted by anthropogenic pressures and pollutant inputs. This study assessed the contamination status of these bays using a 14-day oyster transplantation with two sentinel species, *Crassostrea gigas* and *Crassostrea gasar*, deployed at six sites. Post-exposure, the bioaccumulation of emerging contaminants (ECs), such as oxybenzone (OXY); persistent organic pollutants (POPs), including polychlorinated biphenyls (PCBs), organochlorine pesticides (OCPs), and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs); and linear alkylbenzenes (LABs), markers of sewage contamination, were analyzed. Potential human health risks associated with oyster consumption were also evaluated. No significant differences in contaminant accumulation were found between species. PCBs, OCPs, and LABs were detected in nearly all samples, with detection frequencies close to 100%. OXY was sporadically detected, while PBDEs were not detected. Contaminant concentrations followed the order: LABs (mean: 864.38 ng g⁻¹ dw; range: <LOQ–2437.64) > DDTs (3.78 ng g⁻¹ dw; range: 1.50–6.15) > PCBs (1.23 ng g⁻¹ dw; range: 0.18–2.98) > OXY (43.75 ng g⁻¹ dw; range: <LOQ–260). Higher concentrations of PCBs and DDTs were observed at Imaruí and Biguaçu River, areas heavily influenced by anthropogenic activities. These findings confirm the widespread presence of both legacy and emerging contaminants in these coastal environments. Moreover, they demonstrate the effectiveness of oysters as a practical tool for environmental monitoring and for assessing potential risks to seafood safety and public health.

Keywords: Persistent organic pollutants; Oxybenzone; Linear alkylbenzenes; Mariculture; Human health risk.

1 Introduction

The expansion of human activities and economic growth has accelerated ecosystem degradation, resulting in increasing pollution pressures on coastal and marine environments in recent years (Ali; Puppim de Oliveira, 2018; World Bank, 2019). Several organic compounds have been detected in different environmental compartments (Montagner; Vidal; Acayaba, 2017). These pollutants can eventually enter the food web, impacting flora, fauna, human health, and the environment as a whole, with global, social and economic repercussions (Negrete-Bolagay et al., 2021). In response, international studies and policies have focused on the presence of these contaminants in marine and coastal environments (Wang et al., 2021). Until the late 1990s, research focused on specific groups of persistent organic pollutants (POPs), such as organochlorines (Beretta et al., 2014).

POPs are persistent substances with high capacity for long-distance transport and bioaccumulation. They also exhibit toxic properties harmful to human health and the environment (MMA, 2015). Their broad and recurrent applications included pesticides, cooling oils, flame retardants, surfactants, and more (UNEP, 2020). As a result, POPs represent a major concern for health agencies worldwide, leading to regional, national, and international actions (Wikoff; Fitzgerald; Birnbaum, 2012). The Stockholm Convention is one of the main global efforts, to which Brazil is a signatory, aimed at reducing or eliminating the production and use of compounds classified as POPs (UNEP, 2020; Wikoff; Fitzgerald; Birnbaum, 2012). Although the production and use of POPs are currently prohibited or strictly regulated, these compounds remain ubiquitous in the environment due to their chemical persistence and the potential for unintentional release through various anthropogenic activities (MMA, 2015). Consequently, compounds such as polychlorinated biphenyls (PCBs), organochlorine pesticides (OCPs), and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) are still commonly detected in marine environments (Chiesa et al., 2018; Neto et al., 2020).

In addition to these well-known persistent pollutants, attention has increasingly turned to emerging organic contaminants (ECs), which have only recently been detected in the environment and have become study targets (Tijani et al., 2016). Among ECs, personal care products (PCPs) stand out. This group includes fragrances, sunscreens, insect repellents, and antimicrobial products (Maruya et al., 2014). Organic UV filters, commonly found in PCPs, are extensively used in everyday products. One of the most prevalent is oxybenzone (OXY), also known as benzophenone-3 (BP-3), which is widely used in sunscreens due to its efficiency in absorbing UV-A and UV-B radiation and preventing skin damage.

OXY has been employed for over four decades in more than 2000 personal care products, including shampoos, toothpaste, creams, and cosmetics, as well as in industrial applications such as plastic coatings, food containers, textiles, and pharmaceuticals (DiNardo; Downs, 2019; Mustieles et al., 2023). Due to its widespread use, OXY has been classified as a high production volume chemical by the US Environmental Protection Agency (US EPA, 2025), with production levels exceeding hundreds of tons annually.

Given its chemical stability and pseudo-persistence, OXY has been widely detected in both freshwater and marine environments, including rivers, lakes, seawater, and even drinking water (Kim; Choi, 2014). Particularly in urbanized and touristic coastal regions, its presence in marine systems has raised concerns about ecological risks. Studies have reported OXY accumulation in various aquatic organisms, including fish, mollusks, and corals (Gago-Ferrero et al., 2012; Balmer et al., 2005; Fent et al., 2010).

OXY is known to bioaccumulate and biomagnify through the food chain, posing potential risks not only to marine biodiversity but also to human health. It has been identified as an endocrine-disrupting compound capable of interfering with hormonal regulation in aquatic organisms at environmentally relevant concentrations. Notably, it has been shown to cause coral bleaching and impair reproduction in marine invertebrates and fish (Downs et al., 2022).

Sewage is a major source of POPs and PCPs in marine environments, particularly in densely populated or touristic coastal areas (Gros; Petrovic; Barceló, 2008; Zicarelli et al., 2022). It contains a wide variety of contaminants with well-documented

ecotoxicological effects, including endocrine disruption, antibiotic resistance selection, and long-term degradation of marine habitats (Martins et al., 2008). Thus, monitoring sewage pollution is urgent and essential for water quality control and for the development of effective pollution mitigation strategies (Isobe et al., 2004). Among the organic compounds used as molecular markers of sewage contamination, linear alkylbenzenes (LABs), are particularly relevant due to their widespread use and their association with untreated domestic and industrial wastewater (Flores-Nunes et al., 2015). LABs are lipophilic and readily adsorb to suspended particulate matter and organic-rich sediments, where they can persist and serve as indicators of historical and ongoing sewage discharge (Alkhadher et al., 2020).

The environmental monitoring of POPs, PCPs, and LABs in bivalve tissues is effective since these organisms are considered model species for assessing marine pollution. This is due to their characteristics, including: (1) sedentary nature, allowing for the study of local contamination; (2) wide geographic distribution, enabling regional comparisons; (3) tolerance to environmental variations and contaminants; (4) stable and abundant populations; (5) ability to accumulate contaminants at concentrations higher than those in water; (6) low enzymatic activity for contaminant metabolism, reflecting environmental changes; (7) well-known biochemical, physiological, and histological traits; and (8) commercial and public interest in measuring chemical contaminants (Van Cauwenberghe; Janssen, 2014; Zanette et al., 2011).

Despite concerns regarding the occurrence of POPs, PCPs, and LABs in coastal regions, little is known about the occurrence and distribution of POPs and PCPs in the state of Santa Catarina. Since 2013, Santa Catarina has been responsible for 95% of mollusk production in Brazil, making it the largest producer in the country and the second largest in Latin America (EPAGRI, 2023). The South and North Bays of Santa Catarina Island represent more than 90% of this production (EPAGRI, 2023). Given the economic and social relevance of mollusk farming in the region, investigating chemical contamination is essential to support sustainable production and protect coastal ecosystems.

Although research efforts in the South and North Bays have investigated microplastics, linear alkylbenzenes (LABs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and trace elements (Bastolla et al., 2022; De Souza et al., 2016; Pagliosa et al., 2006; Pessatti

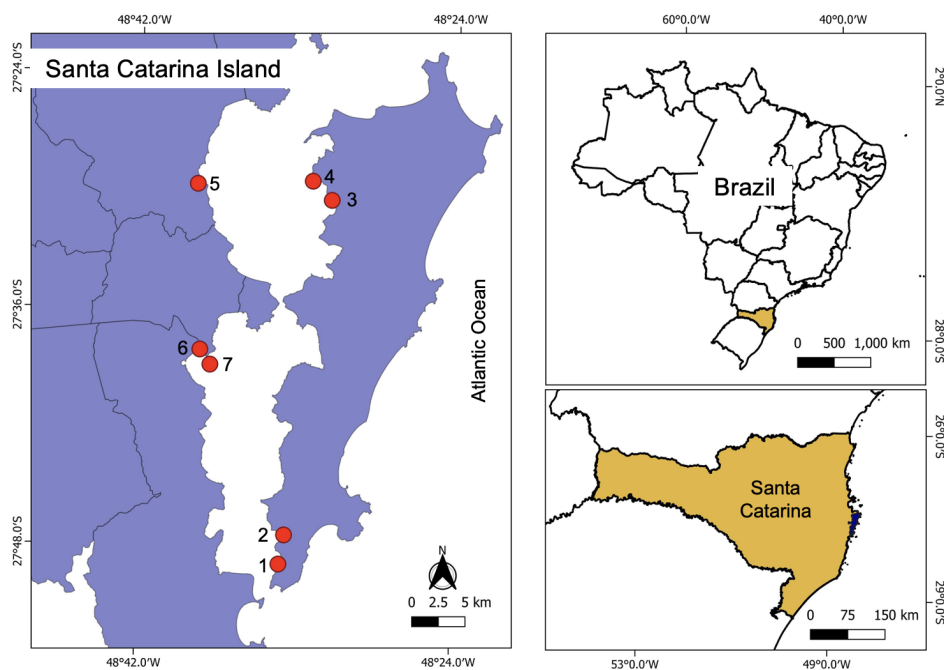
et al., 2016; Saldaña-Serrano et al., 2022; Souza et al., 2012, 2013; Zacchi et al., 2018), studies focused on POPs are extremely limited (Bastolla et al., 2024). Moreover, to our knowledge, no data exist regarding the occurrence of OXY compounds in organisms from these bays. In this context, the present study aims to evaluate the presence of selected POPs (PCBs, OCPs, and PBDEs), OXY, and LABs in oysters (*Crassostrea gigas* and *Crassostrea gasar*) collected from the South and North Bays of Santa Catarina Island. By assessing the bioaccumulation of these contaminants in filter-feeding bivalves, this study seeks to characterize the contamination status of the region and to better understand the potential ecological and human health risks associated with pollutant exposure in this coastal environment.

2. Materials and methods

2.1 Sample collection

The sampling area is located in the South and North Bays of Santa Catarina Island in the state of Santa Catarina, southern Brazil (48°56' W, 27°57' S), encompassing nine municipalities (Fonseca; Newton; Cabral, 2021). They are connected by a narrow channel in the central area, covering a total area of 430 km², with a length of 50 km and a width of 12 km (Garbossa et al., 2016). Due to their sheltered geography, the bays are considered a natural nursery and refuge for various organisms (Pinho, 2016). The sampling sites were selected based on their geographic location, the presence of native oyster species, and the availability of previous studies conducted in the region (Fig. 1). Prior research at these locations provides baseline data for comparison, supports consistent methodology, and helps assess long-term environmental changes affecting local biota.

Figure 1 - Map of sampling sites located in the South and North Bays of Santa Catarina Island.



(1) Caieiras; (2) Tapera; (3) Santo Antônio de Lisboa; (4) Sambaqui; (5) Biguaçu River; (6) Imaruí River Pier; (7) Imaruí River Oyster Farm.

Oysters (*C.gigas* and *C.gasar*), of the same age, were collected from the natural environment at the shellfish farming area operated by the Marine Mollusks Laboratory (LMM-UFSC) in Caieiras. Using lanterns, they were transplanted to 6 different locations, three in each bay: a) South Bay: Caieiras, Tapera, and Imaruí River; and b) North Bay: Sambaqui, Santo Antônio de Lisboa, and Biguaçu River (Fig. 1). In the Imaruí River, lanterns were placed at two distinct locations to assess the dilution gradient of the river plume (the first point at the river mouth, the second 500 m away). In each lantern, 10 oysters of each species were placed, and they remained in the environment for 14 days during August 2023. Additionally, 10 oysters of each species obtained from the station on day 0 were used as controls.

After exposure, the oysters were taken to the laboratory, where biometric measurements were performed (Table S-1). The soft tissues were pooled by species and site, stored in pre-cleaned glass jars, and frozen at -20°C for POPs, OXY and LABs analyses.

2.2 Physicochemical and microbiological parameters

Physicochemical parameters of the water were measured at the sites during the removal of the lanterns using a multiparameter probe (HI98194). The parameters

assessed included temperature ($^{\circ}\text{C}$), salinity, conductivity (mS cm^{-3}), dissolved oxygen (ppm), oxygen saturation (%), and pH. Additionally, water samples were collected to analyze fecal and total coliforms.

2.3 Analysis of POPs and LABs

Details regarding analytical precautions and sample preparation can be found in the supplementary material (Supplementary information 1).

Extraction and purification procedures followed the protocols of Neto et al. (2020) and Santos et al. (2020), with modifications. Surrogate standards (PCB 103 + 198, $1 \text{ ng } \mu\text{L}^{-1}$; 1C12-LAB, $5 \text{ ng } \mu\text{L}^{-1}$) were added to approximately 3 g of dry sample, and extraction was performed in an ultrasonic bath using 15 mL of a 1:1 (v:v) DCM/n-hexane mixture for 10 minutes, repeated three times. The combined extract was concentrated to 3 mL and 10% were used for lipid quantification gravimetrically (Equation S-1).

Part of the extract was purified via acid treatment with concentrated sulfuric acid for POPs analysis. And the remainder, used for LABs analysis, were purified using adsorption chromatography with activated alumina (16 g) and silica (8 g), eluted with 40 mL of n-hexane. Final extracts were concentrated to 0.9 mL, and internal standards were added, TCMX ($1 \text{ ng } \mu\text{L}^{-1}$) for POPs and 1-C19-LAB ($5 \text{ ng } \mu\text{L}^{-1}$) for LABs.

Identification and Quantification of Compounds

Separation of the target compounds was performed by injecting $1 \mu\text{L}$ of the extract into a gas chromatograph (Agilent Technologies 7890B) coupled with a triple quadrupole mass spectrometer (Agilent Technologies 7010B) (GC–MS/MS) in multiple reaction monitoring (MRM) mode. The chromatographic column used was HP-5MS (30 m x 0.25 mm x 0.25 μm), with helium as the carrier gas. The interface, source, and quadrupole temperatures were set at 300°C , 300°C , and 150°C , respectively.

Risk Assessment

To assess the potential human health risk associated with the consumption of bivalves by the local Brazilian population, the estimated daily intake (EDI) was calculated following WHO guidelines (WHO, 1998). Calculation was based on the total

concentration of the target element (C_m), the average mollusk consumption by the local population (C , in g day^{-1}), and the average body weight (BW , in kg):

$$EDI = \frac{C_m * C}{BW}$$

For PCBs, C_m was calculated for dioxin-like PCBs in oysters (dl-PCBs, expressed as $\text{pg WHO-TEQ-PCB per gram of wet tissue}$), as for OCPs, $\sum\text{DDTs}$ (expressed as $\text{ng per gram of wet tissue}$). As there is no official data on daily mollusk consumption in Brazil, estimates based on 2023 production of 8,800 tons (IBGE, 2024) and a population of 203 million (IBGE, 2022) suggest an average intake of 0.12 g day^{-1} per person. This intake is substantially lower than the national average fish consumption, estimated at $9.5 \text{ kg per capita annually}$. An average adult body weight of 73.4 kg (IBGE, 2019) was used in the EDI calculation.

Carcinogenic risk (CR) was estimated following the methodology proposed by the U.S. Environmental Protection Agency (US EPA, 2015). The calculation considered the contaminant concentration in oysters (C , in pg g^{-1} for dl-PCBs), the daily ingestion rate of mollusks (C , in g day^{-1}), the exposure duration (ED , in years), the exposure frequency (EF , in days year^{-1}), a unit conversion factor (CF , e.g., 1×10^{-9} to convert pg to mg), the cancer slope factor (CSF , in $\text{mg kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$), the average body weight (BW , in kg), and the averaging time (AT , in days, calculated as $ED \times 365$). The CR was determined using the following equation:

$$CR = \frac{C * IR * ED * EF * CF * CSF}{BW * AT}$$

This value represents the probability of developing cancer over a lifetime due to contaminant exposure from mollusk consumption. According to US EPA (2015) guidelines, CR values below 10^{-6} are considered negligible, values between 10^{-6} and 10^{-4} are tolerable, and values above 10^{-4} may represent an unacceptable risk.

2.4 Analysis of OXY

Sample Preparation

Sample preparation for OXY analysis followed a modified QuEChERS method (AOAC, 2016; BS EN 15662, 2018) based on He et al. (2019) and He; Timm; Blaney, (2017). Briefly, 200 mg of dry sample was placed in an Eppendorf tube, followed by

the addition of 400 μL of Milli-Q® water and vortexing for 30 s at 3000 rpm. Then, 600 μL of acetonitrile was added and vortexed again. A mixture of 80 mg MgSO_4 and 20 mg NaCl was added, vortexed, and centrifuged at 6000 rpm for 10 min. Next, 400 μL of the supernatant was transferred to a new tube containing 80 mg MgSO_4 for cleanup, vortexed, and centrifuged under the same conditions. A 200 μL aliquot was transferred to another tube and frozen at -20°C overnight for lipid separation. Prior to analysis, 100 μL of the thawed supernatant was mixed with 100 μL of Milli-Q® water to match the mobile phase composition.

Identification and Quantification

OXY identification and quantification were conducted by injecting 10 μL of the extract into a gas chromatograph (Agilent Technologies 1200 Series) coupled with a triple quadrupole mass spectrometer with ESI ionization, Turbo V Ion Source/TurbolonSpray (Q trap 3200, Applied Biosystems/MDS Sciex). The mobile phase consisted of acetonitrile and water (acidified with 0.1% formic acid) in a 60:40 (v/v) ratio at a flow rate of 0.5 mL min^{-1} . Chromatographic separations were performed using an Eclipse Plus C18 column (Agilent, Waldbronn, Germany), measuring 100 x 4.6 mm with a particle size of 3.5 μm , at a controlled temperature of 30°C . Ionization was conducted in positive mode with Unit resolution and a dwell time of 200 ms.

The multiple reaction monitoring (MRM) mode monitored the transitions 229.2/151.0 and 229.2/105.1 m/z for quantification and confirmation, respectively.

2.5 Quality Control

All analytical procedures were conducted following strict quality assurance and quality control protocols. For the POPs and LABs analyses several control procedures were implemented, laboratory blanks were included and processed identically to the actual samples. Contaminant levels in all blanks were subtracted and analyte levels did not exceed 5% of concentrations three times the detection limit (Wade; Cantillo, 1994). Sample duplicates were analyzed to assess sample homogeneity and analytical precision, with discrepancies being lower than 25% between the original and duplicate samples. Internal standards were incorporated to monitor method

performance, with acceptable recovery rates ranging from 40% to 120%. Calibration curves were performed with 10 points, each with $R^2 > 0.995$.

As for OXY analyses, system suitability was verified to confirm the adequacy of the method in providing reliable results. The evaluated parameters were the retention factor (k) and the number of theoretical plates (N). The retention time observed was 8.88 minutes, the retention factor was 4.18, and the number of theoretical plates was 3683. According to these results, the method proved to be appropriate, with retention factor values greater than 2—indicating that the peak of interest is well separated from other peaks and from the solvent peak (non-retained compound)—and a number of theoretical plates exceeding 2000, as recommended by (Ribani et al., 2004).

Another important aspect of chromatographic analysis is the evaluation of the matrix effect. Matrix effect assays were conducted by preparing calibration curves in triplicate both in the matrix (oyster extract) and in ultrapure water. Based on the comparison of the slope values of each curve and the application of F and Student's t-tests, it was concluded that no matrix effect was present.

2.6 Data analysis

The sum of PCBs, DDTs, LABs and OXY was expressed as ng per g of dry weight ($\text{ng g}^{-1} \text{ dw}$). As for risk assessment, values were expressed as pg per wet weight ($\text{pg g}^{-1} \text{ ww}$). Statistical analyses were performed using GraphPad Prism® v 10.1 (StatSoft Inc.) and R v 4.4.3 (R Foundation for Statistical Computing). The significance threshold for all statistical tests was set at $\alpha = 0.05$. Before analysis, the assumptions of normality and homoscedasticity were verified using the Shapiro-Wilk and Brown-Forsythe tests, respectively. Data were log-transformed ($\log x$) when necessary to meet normality assumptions. A two-way ANOVA was conducted to evaluate differences in contaminant concentrations (PCBs, DDTs, LABs, and OXY) in the oysters according to site and between species (*C. gigas* and *C. gasar*).

Furthermore, principal component analysis (PCA) was employed to explore patterns of association among contaminants and biological parameters. The following continuous variables were included in the PCA: fecal coliforms in the water (NMP/100ml), lipid concentration of the oysters (%), concentrations of total PCBs in *C. gigas* and *C. gasar* ($\text{ng g}^{-1} \text{ dw}$), total DDTs in *C. gigas* and *C. gasar* ($\text{ng g}^{-1} \text{ dw}$),

total LABs in *C. gigas* and *C. gasar* ($\text{ng g}^{-1} \text{ dw}$), total OXY in *C. gigas* and *C. gasar* ($\text{ng g}^{-1} \text{ dw}$). Four rows containing missing values or values outside the defined scale range were removed prior to analysis.

3. Results and Discussion

3.1 Contaminant concentrations and spatial distribution

Physicochemical and microbiological analyses identified Caieiras as the local with the highest dissolved oxygen (DO) and lowest fecal coliform levels among the locations assessed (Table S-2), similar to previous findings by Saldaña-Serrano et al. (2022). In contrast, Imaruí River exhibited the lowest DO and the highest fecal coliform levels, in agreement with observations reported by Bastolla et al. (2022) and Garbossa et al. (2016). Even though, fecal and total coliform concentrations at all sampling sites exceeded the limits established by CONAMA Resolution 357/2005 (Brasil, 2005), for aquaculture-designated waters, the highest values were detected at more urbanized areas, since population growth and unregulated urbanization have increased the volume of sewage discharged into the marine environment (Brauko et al., 2020; Garbossa et al., 2016). According to Garbossa et al. (2016), for both South and North Bays of Santa Catarina Island, there was no significant difference in the amount of total coliforms between the areas that receive sewage collection and treatment and those without. This result highlights the inefficiency of the sewage collection and treatment systems in the region.

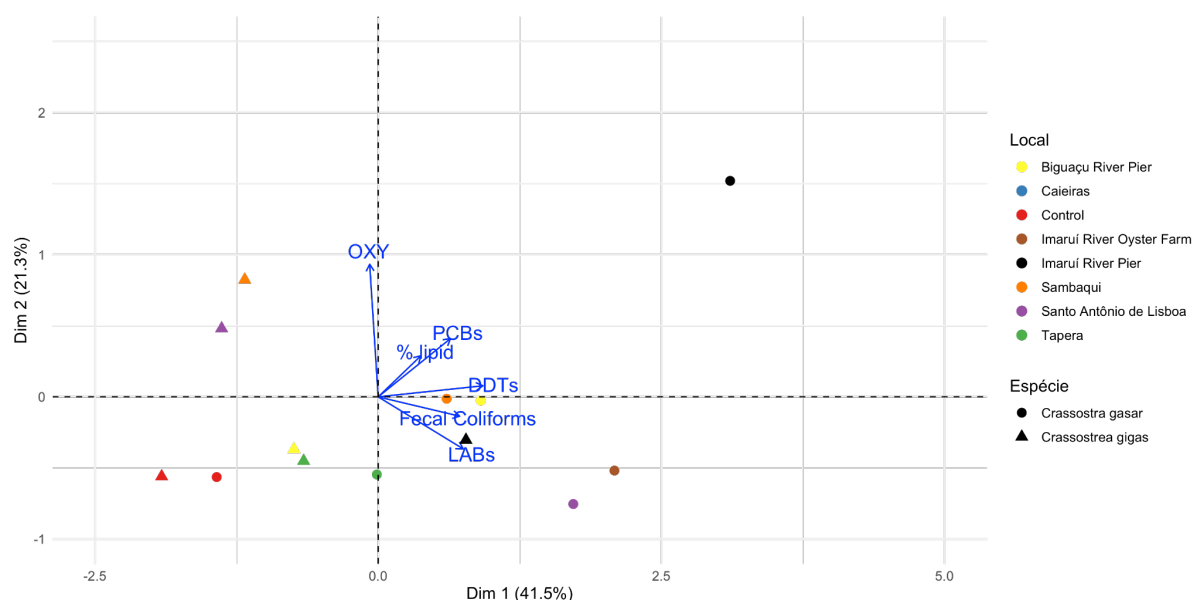
These microbiological indicators of sewage contamination correspond with the widespread detection of chemical contaminants in oyster tissues. PCBs, OCPs, and LABs were detected in nearly all oyster samples, with detection rates close to 100% for both *C. gigas* and *C. gasar* across all sites. OXY, in contrast, was only detected in a few samples. Notably, PBDEs were not detected in any of the analyzed samples. The average concentrations of the detected compounds followed the order: LABs ($864.38 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$, range: $<10.00 - 2437.64 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$) > OXY ($43.75 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$, range: $<7.00 - 260 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$) > DDTs ($3.78 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$, range: $1.50 - 6.15 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$) > PCBs ($1.23 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$, range: $0.18 - 2.98 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$). Among the organochlorine pollutants, DDTs were the most predominant group, with higher concentrations than PCBs across all sites and both species. The elevated levels of LABs, in particular, point to substantial inputs of untreated or partially treated domestic sewage, aligning with the

microbiological contamination observed. These results suggest pervasive contamination by organochlorines alongside sewage-associated compounds.

According to the PCA results, the first two principal components (PCs) together explained more than 60% of the total variance in the dataset (Fig. 2). Concentrations of PCBs, DDTs, and lipid percentage were positively correlated and contributed predominantly to the variation along the component 1 axis. This finding aligns with our expectations, as both PCBs and DDTs are characterized by low aqueous solubility and high lipophilicity (Dickhut; Andren; Armstrong, 1986; WHO, 1989). In contrast, fecal coliforms and LABs were oriented slightly downward, suggesting a distinct influence relative to the other variables, but still related to PCBs and DDTs. These results indicate a direct association between DDTs, PCBs, and lipid content, while LABs and fecal contamination followed a different pattern of variability.

On the other hand, OXY was the primary driver of variation along the second principal component (PC2), exhibiting weak correlations with the other contaminants. With a water solubility of approximately 3.7 mg L^{-1} (SCCP, 2006), OXY demonstrates moderate mobility in aquatic environments, facilitating its dispersion via water currents. Also, when compared with PCBs and DDTs, OXY presents a lower Log Kow (≈ 3.79), which indicates a lower hydrophobicity and, consequently, a lower potential for bioaccumulation in lipid-rich tissues. This likely reflects the distinct environmental behaviors of OXY compared to PCBs and DDTs. Moreover, while PCBs and DDTs are related to industrial and agricultural sources, respectively, and LABs with sewage discharge, OXY primarily originates from personal care products, with people engaging in water-based activities being one of the principal sources of contamination (Downs et al., 2022).

Fig 2. Principal component analysis (PCA) for pollutant concentrations and lipid percentage for oyster *Crassostrea gigas* and *Crassostrea gasar*, as well as fecal coliform in the bays of Santa Catarina Island.



Overall, there was no significant difference in the occurrence of these compounds between the species. A study conducted by Bastolla et al. (2023) with three species of oysters showed that *C. gigas* and *C. gasar* had a similar bioaccumulation of PAHs. Similar bioaccumulation capacity observed in both species is likely due to shared ecological and physiological traits. Both are suspension-feeding bivalves that filter large volumes of water, facilitating the uptake of contaminants such as LABs, POPs and OXY. They occupy similar estuarine habitats and have comparable anatomical features in tissues involved in filtration and accumulation, such as gills, mantle, and digestive gland. Additionally, their high filtration rates further support the similar contaminant accumulation profiles observed (Bastolla et al., 2023).

Regarding the geographical distribution, oysters from the control site and Caieiras exhibited lower concentrations of PCBs, DDTs and LABs (Table 1), as expected, since this region is characterized by low population density, limited urbanization and low industrial activity. However, this site exhibited a higher level of OXY. According to Vidal-Liñán et al. (2018), OXY exhibits low bioaccumulation potential in mussels, with tissue concentrations declining rapidly—typically within one to two days post-exposure. This transient nature implies that OXY levels in marine organisms are strongly associated with recent contamination events. Unlike POPs, which remain in biota and sediments for extended periods, the occurrence of OXY is more episodic. The elevated concentrations of OXY at the Caieiras site may reflect recent discharges associated with water recreational activities and sewage discharge,

a consequence likely linked to its widespread use in personal care products at high concentrations. Its moderate water solubility and potential for transport from other areas may also contribute to its presence, allowing inputs from distinct regions. This is further supported by the pronounced spatial variability in the occurrence of UV filters – including OXY – in water samples around Santa Catarina Island, as reported by Magrin et al. (2025).

Table 1. Concentrations of POPs, LABs and OXY in oysters collected from the bays of Santa Catarina Island, Brazil.

ng g ⁻¹ dry weight						
Local	Species	ΣPCBs	ΣDDTs	ΣLABs	OXY	% lipid
Control	<i>C. gigas</i>	0.29	1.58	418.42	<LOQ	15.99
	<i>C. gasar</i>	0.80	2.44	328.30	<LOQ	12.19
Caieiras	<i>C. gigas</i>	0.18	1.50	35.27	<LOQ	9.70
	<i>C. gasar</i>	1.23	2.98	<LOQ	260	15.79
Tapera	<i>C. gigas</i>	0.31	2.41	<LOQ	<LOQ	14.20
	<i>C. gasar</i>	0.52	3.30	473.01	<LOQ	16.13
Santo Antônio de Lisboa	<i>C. gigas</i>	0.24	2.80	527.34	120	13.18
	<i>C. gasar</i>	1.06	5.50	1706.55	<LOQ	16.62
Sambaqui	<i>C. gigas</i>	2.11	2.69	131.43	90	7.06
	<i>C. gasar</i>	0.28	2.78	522.40	<LOQ	10.95
Biguaçu River Marina	<i>C. gigas</i>	2.32	4.38	1058.56	60	10.25
	<i>C. gasar</i>	2.89	6.09	952.24	<LOQ	14.45

Imaruí River	<i>C. gigas</i>	0.83	6.10	2437.64	<LOQ	8.72
Oyster Farm	<i>C. gasar</i>	2.40	6.15	2205.35	70	13.15
	<i>C. gigas</i>	1.22	4.48	380.07	<LOQ	16.04
Imaruí River Pier	<i>C. gasar</i>	2.98	5.24	923.32	100	19.04

Biguaçu and Imaruí Rivers presented higher levels of PCBs and DDTs compared to the other sites (Fig. 3 and Fig 4.). Both are located in the continental portions of the North and South Bays of Santa Catarina Island, respectively, and are subject to significant anthropogenic pressures, particularly from untreated domestic sewage and diffuse pollution sources (INSTITUTO ÁGUA CONECTA, 2024). Water quality analyses have reported elevated levels of thermotolerant coliforms, biochemical oxygen demand, nutrients, and metals in these basins (De Souza; Moecke, 2018; INSTITUTO ÁGUA CONECTA, 2024). Additionally, these drainage basins span areas subject to varying degrees of anthropogenic influence, such as industries, shopping malls, farms, and residential zones. These findings underscore the degraded environmental conditions of the Biguaçu and Imaruí Rivers, which may explain the elevated concentrations of pollutants, such as PCBs and DDTs, detected in oysters from these sites.

Fig 3 - Occurrence of PCBs in oysters collected from the bays of Santa Catarina Island, Brazil.

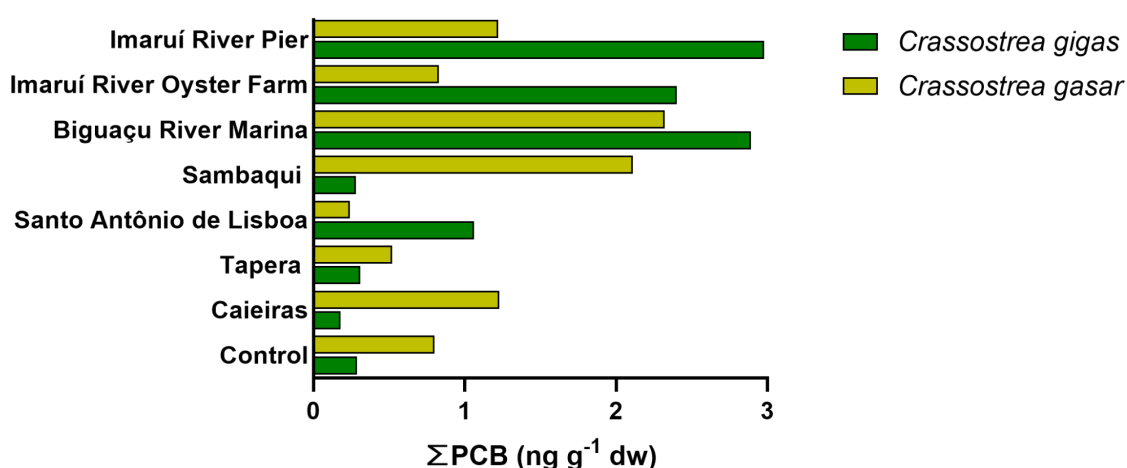
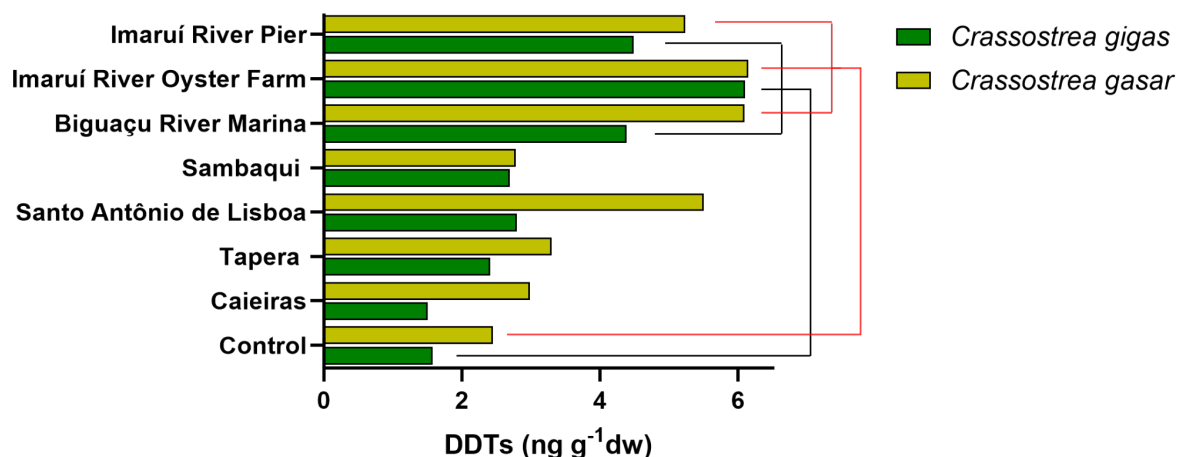
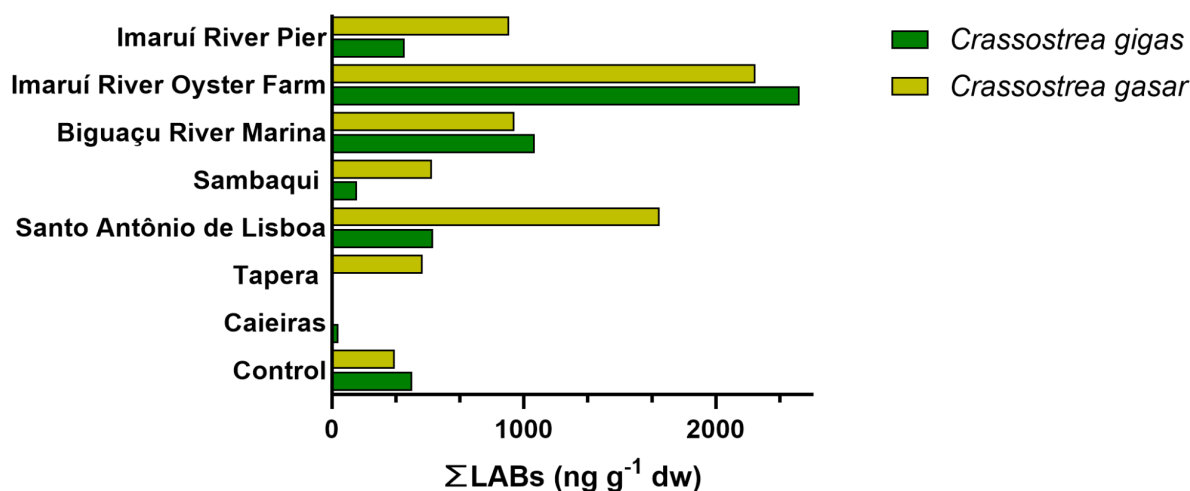


Fig 4 - Occurrence of DDTs in oysters collected from the bays of Santa Catarina Island, Brazil.



When observing the occurrence of LABs at the sampling sites (Fig 5), it is evident that the oysters from the oyster farm in the Imaruí River area presented higher concentrations, even surpassing those found at Imaruí River Pier, where was expected to show greater contamination due to its proximity to the river mouth. However, spatial analysis reveals that this aquaculture site is situated within a Bay near the municipality of Palhoça and adjacent to the São José Bay—both of which are densely populated areas characterized by significant anthropogenic pressure and domestic sewage discharge.

Fig 5 - Occurrence of LABs in oysters collected from the bays of Santa Catarina Island, Brazil.



Another area with a high concentration of LABs was Santo Antônio de Lisboa and Biguaçu River Marina. Although there was no statistically significant difference between them, Santo Antônio de Lisboa and Sambaqui exhibited different levels of LABs, despite being geographically close. This discrepancy may be attributed to the fact that Santo Antônio de Lisboa is a more urbanized neighborhood, traditionally associated with gastronomy and tourism, which exerts greater anthropogenic pressure on the coastal environment, potentially leading to increased sewage discharge and waste generation. Additionally, the presence of a marina and numerous boats in the region may further contribute to the elevated levels of LABs observed.

3.2 Composition of POPs

A total of 49 PCB congeners were analyzed in oyster samples (Tables S-3 and S-4), of which only 21 were detected at concentrations above the limit of quantification (LOQ). Among the detected congeners, pentachlorobiphenyls (24.0%–69.5%) and hexachlorobiphenyls (9.7%–68.7%) were the most prevalent. This distribution aligns with previous studies conducted on marine organisms in Brazil (Lavandier et al., 2013; Miranda; Yogui, 2016; Santos et al., 2020). Such a pattern likely reflects the historical widespread use and commercialization of these PCB classes as technical mixtures, particularly Aroclor 1242, 1248, 1254, and 1260, in the United States, which were also imported into Brazil (Lavandier et al., 2013). Among these, PCBs 153 and 138 were the most prevalent (22.4% and 11.1%, respectively). Both are hexachlorinated congeners known for their high environmental persistence, due to their chemical structure, which confers low volatility and strong resistance to degradation (Iwata et al., 1993). Similar PCB profiles have also been reported in a previous monitoring study involving bivalves in Brazil (Santos et al., 2020).

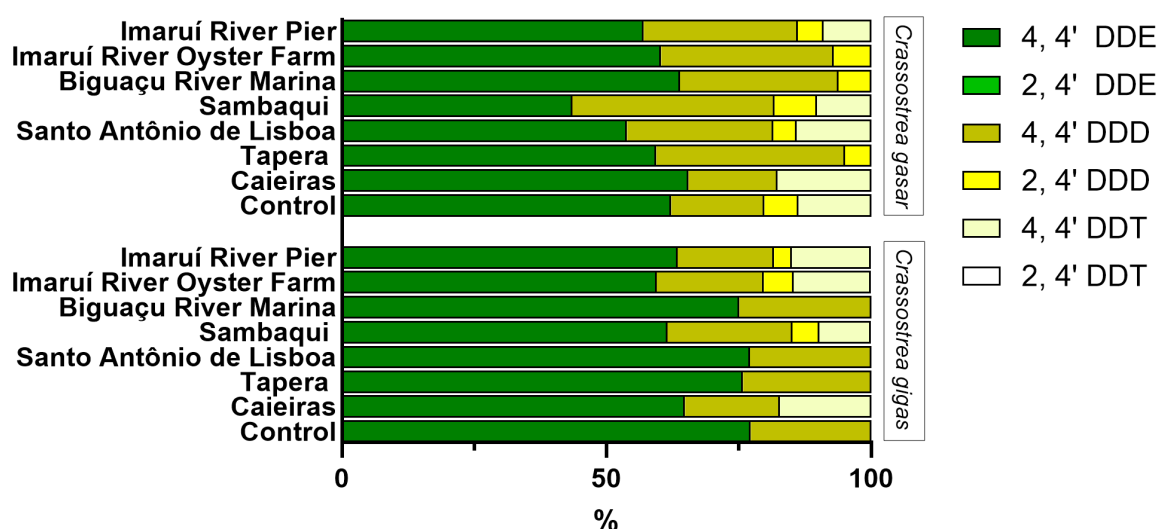
As for the OCPs, only DDTs were detected, highlighting the extensive historical use of these compounds in agricultural practices and public health campaigns in Brazil (Lignani; Brandão, 2022; Russell, 2001). Brazil alone produced approximately 75,500 tons of DDT between 1959 and 1982, underscoring the scale of its use (MMA, 2015). Additionally, DDT was used extensively in South America for vector control in antimalarial programs starting in the 1960s. Although its use has been banned or restricted in most countries, DDT residues remain detectable in aquatic environments due to their persistence and possible illegal use. These results are consistent with

numerous studies conducted along the Brazilian coast, where DDTs have been frequently reported in various environmental matrices, particularly in bivalves used as biomonitors (as reviewed by SOUZA et al., 2022).

Regarding the composition of DDTs, p,p'-DDE and p,p'-DDD were the predominant metabolites accumulated in oysters in this study (Fig 6). These metabolites, in the marine environment, are a result of a DDT degradation under oxidizing and reducing conditions, respectively (Sotão Neto et al., 2020). A p,p'-DDT/(p,p'-DDE + p,p'-DDD) ratio is commonly used to assess whether DDT inputs are recent or historical, with values lower than 1 indicating aged, microbially degraded DDT, and values significantly greater than one suggesting fresh application (Li et al., 2006). The p,p'-DDT/(p,p'-DDE + p,p'-DDD) ratios below 1 in this study suggests that DDT contamination stems from historical rather than recent sources. This is expected, given the regulatory restrictions imposed during the 1970s and 1980s. Since then, DDT use has been limited to specific cases, in accordance with the Stockholm Convention, such as public health campaigns targeting disease vectors (STOCKHOLM CONVENTION, 2019).

However, a study conducted by Bastolla et al. (2024) indicates recent inputs of DDTs in the North Bay of Santa Catarina Island, more specifically at the Mouth of Ratonas River. This region is influenced by the Papaquara River, which is characterized by severe anthropogenic pressures associated with irregular urban development and inadequate sanitation infrastructure (Filho; Waskow, 2012). The regional sanitation company (CASAN) has been fined on multiple occasions due to the illegal discharge of untreated sewage into the river system (ISA, 2017). These findings may also be related to the fact that Bastolla et al. (2024) collected native oyster species (*Crassostrea gasar*) growing directly in the environment, and therefore exposed to various sources of contamination over a prolonged period. This approach differs from the present study, in which oysters were exposed under controlled conditions for only 14 days.

Fig 6 - Variations of DDTs and their metabolites in oysters collected from the bays of Santa Catarina Island, Brazil.



3.3 Comparison with other studies

The concentrations of LABs observed in this study were comparable to those reported by Brocardo et al. (2025) and Saldaña-Serrano et al. (2022) for the same geographic region. However, when compared to other national and international studies, the LAB levels detected here were notably higher. For example, Alkhadher et al. (2020) reported LAB concentrations ranging from 8.12 to 27.9 ng g⁻¹ dw in *Crassostrea belcheri* oysters from Malaysian mangroves, while Zacchi et al. (2018) recorded values between 42.44 and 152 ng g⁻¹ dw in *C. gasar* from estuarine aquaculture sites in Guaratuba Bay, Brazil. In contrast, oysters sampled in the present study exhibited LAB concentrations ranging from 35.27 to 2437.64 ng g⁻¹ dw, indicating substantially higher levels of sewage-derived contamination. These findings underscore an urgent need for improved wastewater management strategies in the evaluated areas.

Compared to a recent study by Bastolla et al. (2024) involving *C. gasar* in the North and South Bays of Santa Catarina Island and adjacent areas, our results were considerably lower. Specifically, in Itajaí—a major port area—ΣPCB concentrations reported by Bastolla et al. (2024) were approximately 100 times higher than those observed here, likely due to intense maritime traffic and port activities that increase pollutant discharge. Similarly, PCB levels in our study were roughly 10 times lower than those found by Petrus et al. (2015) in mussels from a more urbanized and impacted area of Brazil. In contrast, similar PCB levels were observed in bivalves in Todos os Santos Bay, Brazil (Santos et al., 2020). When compared globally, PCB

concentrations in this study were also lower than those reported in more industrialized regions such as Korea (Kim et al., 2002), Singapore (Bayen; Kee Lee; Philip Obbard, 2007), and Europe (Chiesa et al., 2018). This difference likely reflects the lower degree of industrialization in the study area and the gradual reduction of PCB use in Brazil since the 1980s.

Regarding DDTs, the levels detected in oysters from this study were within the range, or lower than, those previously reported along the Brazilian coast. For instance, De Brito et al. (2002) reported comparable Σ DDT concentrations in *Perna perna* from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, with higher levels during the dry season due to reduced runoff. Conversely, Tavares et al. (1999) and Liebezeit et al. (2011) reported higher Σ DDT levels in bivalves from Todos os Santos and Paranaguá Bays, respectively. These differences likely reflect more intensive historical DDT use, greater industrial and port activity, and hydrographic features that favor contaminant accumulation in those areas. Similarly, DDT levels observed in our study were lower than those reported by Bian et al. (2009) in freshwater bivalves in a region of China characterized by relatively intensive agricultural activity. Similarly, the concentrations detected here were lower than those reported in bivalves along the coast of the United States (Sericano et al., 2014). In contrast, they were comparable to those reported by Ali et al. (2015) in the Arabian Gulf, a region considered to have limited agricultural activity.

In contrast to other contaminants, PBDEs were below the LOQ in all oyster samples analyzed. This finding is consistent with results reported by Lavandier et al. (2013) in fish species from Brazil. However, it contrasts with previous studies involving bivalves from more industrialized or urbanized regions, including Singapore (Bayen et al., 2003), Japan (Ueno et al., 2010), and north of Brazil (Mello et al., 2024). The comparatively low PBDE concentrations observed in the present study may be attributed to Brazil's historically limited industrial use of PBDEs, resulting in lower environmental burdens (Burgos Melo et al., 2024). These findings support earlier evidence suggesting that PBDE concentrations in Brazilian aquatic organisms tend to be lower than those observed in more industrialized regions (Da Silva et al., 2013).

Finally, OXY concentrations in this study were comparable to those reported in oysters from the Chesapeake Bay, USA (He et al., 2019), but higher than those

reported in mussels from the European Union (Cunha et al., 2018). The elevated OXY levels in oysters from this study area may be linked to local factors such as intense tourism and insufficient sewage treatment infrastructure (Gadelha et al., 2019), both of which are known contributors to UV filter contamination in coastal waters.

3.4 Human Risk Assessment

In general, PCBs and DDTs can cause a wide range of effects in humans and aquatic organisms, depending on concentration and duration of exposure. These effects range from relatively acute responses—such as allergies, hypersensitivity, and dermatological rashes—to more severe outcomes, including endocrine disruption, reproductive and immune dysfunction, neurological disorders, and cancer (Wikoff; Fitzgerald; Birnbaum, 2012). To evaluate potential health risks, the estimated daily intake (EDI) of PCBs and DDTs through oyster consumption was assessed. For PCBs, the EDI was calculated based on the most toxic congeners—non-ortho and mono-ortho dioxin-like PCBs (DL-PCBs). Although no specific Brazilian regulation exists for PCB concentrations in bivalves intended for human consumption, the national regulatory limit established for fish products was used as a reference 6.5 pg WHO-TEQ g⁻¹ day⁻¹ (MAPA, 2015). All measured EDI values, ranging from 0.00027 to 0.0020 WHO-TEQ kg⁻¹ day⁻¹, were below this limit. Furthermore, when compared to the World Health Organization's health-based guidance value of 4 pg WHO-TEQ kg⁻¹ day⁻¹ (WHO, 1998), the estimated intake values remained well within the safety threshold. As for DDTs, the levels of EDI (0.06 - 0.52 ng kg⁻¹ day⁻¹) were lower than those established by FAO and WHO (2005) of 10,000 ng kg⁻¹ day⁻¹ and 500 ng kg⁻¹ day⁻¹ established by Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, 2022).

DL-PCBs have been demonstrated to induce neurological, endocrine, immunological, and carcinogenic effects, leading several international organizations to categorize them as probable human carcinogens (Knerr; And Schrenk, 2006). Therefore, it is essential to highlight that DL-PCBs are hazardous compounds that can contribute to significant health risks through seafood intake. In this context, the Σ CR analysis, which estimates the carcinogenic risks associated with the consumption of bivalves from this region, was performed. Our results (3.08×10^{-13} - 31.82×10^{-12}) reveal that current values are below 1.0×10^{-6} —the benchmark generally regarded as acceptable for human seafood consumption (US EPA, 2015).said

Despite the EDI and CR values being below established regulatory limits, the presence of fishing and aquaculture activities in the monitored areas raises concerns about the potential risks associated with the bioaccumulation of these compounds in seafood. This issue is particularly significant in the South and North bays of Santa Catarina Island, which is the leading producer of bivalve mollusks in Brazil and a key hub for aquaculture development (EPAGRI, 2023). Contamination in this region could have serious implications not only for human health and food safety, but also for the sustainability and economic viability of local aquaculture. Furthermore, previous studies have consistently identified fish and shellfish as major dietary sources of persistent organic pollutants, underscoring the need for continuous monitoring and risk assessment in high-production areas (Santos et al., 2020).

4 Conclusion

This study provides a comprehensive overview of contamination levels in the bays of Santa Catarina Island, offering relevant information on the spatial distribution and sources of both legacy and emerging pollutants in this coastal region. The ubiquitous detection of PCBs, OCPs (notably DDTs), and LABs across all sites highlights a persistent contamination scenario driven by historical inputs and continuous domestic sewage discharges. In contrast, the sporadic detection of OXY likely reflects its distinct environmental behavior and localized sources. While contaminant concentrations in oyster tissues remained below international regulatory thresholds for human consumption—indicating limited immediate risk—spatial variability was evident. Higher concentrations of PCBs and DDTs were consistently observed in areas subjected to intense anthropogenic influence, particularly the Imaruí and Biguaçu River. The elevated levels of LABs further underscore the chronic impact of untreated or insufficiently treated wastewater entering these coastal systems.

These findings reinforce the necessity for targeted pollution control measures along the Brazilian coast, particularly through improvements in wastewater management infrastructure. Moreover, this study demonstrates the effectiveness of oysters as a cost-effective and sensitive biomonitoring tool for evaluating environmental quality and potential risks to seafood safety in Brazilian coastal ecosystems. Continuous monitoring, coupled with proactive mitigation strategies, is essential to protect ecosystem health, support sustainable aquaculture, and safeguard

public health in the bays of Santa Catarina Island and other ecologically and socioeconomically important coastal regions of Brazil.

Acknowledgements

This research was conducted within the Graduate Program in Oceanography (PPGOceano–UFSC), with support from CAPES – Financing Code 001. J. Leonel was supported by CNPq (305773/2022–4) and FAPESC (2024TR002510). The authors are deeply grateful to the Marine Mollusc Laboratory (LMM/UFSC), especially Dr. Carlos H. A. M. Gomes, for his invaluable assistance with field collections; to the Laboratory of Marine Organic Chemistry (LABQOM/IO-USP), especially Dr. Satie Taniguchi, for GC-MS/MS analyses; and to the Department of Chemistry, particularly Dr. Camila Pesenato Magrin, for her support with the oxybenzone analyses. We also thank the staff of the Laboratory of Biomarkers of Aquatic Contamination and Immunochemistry (LABCAI/UFSC) and the Department of Chemistry for their assistance with analytical equipment.

REFERENCES

- ALI, Nadeem *et al.* Organohalogenated contaminants in sediments and bivalves from the Northern Arabian Gulf. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 122, p. 432–439, dez. 2015.
- ALI, Saleem H.; PUPPIM DE OLIVEIRA, Jose A. Pollution and economic development: an empirical research review. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 12, p. 123003, nov. 2018.
- ALKHADHER, Sadeq Abdullah Abdo *et al.* Determination of linear alkylbenzenes (LABs) in mangrove ecosystems using the oyster *Crassostrea belcheri* as a biosensor. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, p. 111115, 1 maio 2020.
- AOAC. **Guidelines for Standard Method Performance Requirements**. Association of Official Analytical Chemists, , 2016.
- ATSDR. **Toxicological Profile for DDT, DDE, and DDD**. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, , 2022.
- BALMER, Marianne *et al.* **Occurrence of Some Organic UV Filters in Wastewater, in Surface Waters, and in Fish from Swiss Lakes | Environmental Science & Technology**. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/es040055r>>. Acesso em: 29 abr. 2025.
- BASTOLLA, Camila L. V. *et al.* Molecular changes in oysters *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) from aquaculture areas of Santa Catarina Island bays (Florianópolis, Brazil) reveal anthropogenic effects. **Chemosphere**, v. 307, p. 135735, nov. 2022.
- BASTOLLA, Camila L. V. *et al.* Comparative biochemical and molecular responses of

biotransformation and antioxidant systems in three species of *Crassostrea* (Sacco, 1897) oysters exposed to chrysene. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 270, p. 109642, 1 ago. 2023.

BASTOLLA, Camila L. V. *et al.* Emerging and legacy contaminants on the Brazilian southern coast (Santa Catarina): A multi-biomarker approach in oysters *Crassostrea gasar* (Adanson, 1757). **Science of The Total Environment**, v. 925, p. 171679, 15 maio 2024.

BAYEN, Stephane *et al.* Occurrence of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in green mussels (*Perna viridis*) from Singapore, Southeast Asia. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 22, n. 10, p. 2432–2437, 1 out. 2003.

BAYEN, Stéphane; KEE LEE, Hian; PHILIP OBBARD, Jeffrey. Exposure and response of aquacultured oysters, *Crassostrea gigas*, to marine contaminants. **Environmental Research**, v. 103, n. 3, p. 375–382, 1 mar. 2007.

BERETTA, Magda *et al.* Occurrence of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in marine sediments in the Todos os Santos Bay and the north coast of Salvador, Bahia, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 7, p. 1278–1286, 1 jul. 2014.

BIAN, Xuesen *et al.* HCH and DDT Residues in Bivalves *Anodonta woodiana* from the Taihu Lake, China. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 56, n. 1, p. 67–76, 1 jan. 2009.

BRASIL. **MMA - Ministério do Meio Ambiente**. Disponível em: <<https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>>. Acesso em: 20 maio. 2025.

BRAUKO, Kalina *et al.* **Frontiers | Marine Heatwaves, Sewage and Eutrophication Combine to Trigger Deoxygenation and Biodiversity Loss: A SW Atlantic Case Study**. Disponível em: <<https://www.frontiersin.org/journals/marine-science/articles/10.3389/fmars.2020.590258/full>>. Acesso em: 29 maio. 2025.

BROCARD, Giulia S. *et al.* Microplastics in commercial bivalves and their association with farm structures: A case study in a relevant aquaculture area of Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 81, p. 103965, 1 jan. 2025.

BS EN 15662. **Foods of plant origin. Multimethod for the determination of pesticide residues using GC- and LC-based analysis following acetonitrile extraction/partitioning and clean-up by dispersive SPE. Modular QuEChERS-method**. Disponível em: <https://www.en-standard.eu/bs-en-15662-2018-foods-of-plant-origin-multimethod-for-the-determination-of-pesticide-residues-using-gc-and-lc-based-analysis-following-acetonitrile-extraction-partitioning-and-clean-up-by-dispersive-spe-modular-quechers-method/?srsltid=AfmBOoq7bzPwt9S5mwtgRk11TDPo6-7XFig7_NTUwLSPQvwLFkuTK2v>. Acesso em: 27 maio. 2025.

BURGOS MELO, Hansel David *et al.* Concentrations and legislative aspects of PBDEs in plastic of waste electrical and electronic equipment in Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 906, p. 167349, jan. 2024.

CHIESA, Luca Maria *et al.* Food safety traits of mussels and clams: distribution of PCBs, PBDEs, OCPs, PAHs and PFASs in sample from different areas using HRMS-Orbitrap® and modified QuEChERS extraction followed by GC-MS/MS. **Food Additives & Contaminants: Part A**, v. 35, n. 5, p. 959–971, 4 maio 2018.

CUNHA, S. C. *et al.* UV-filters and musk fragrances in seafood commercialized in Europe Union: Occurrence, risk and exposure assessment. **Environmental Research**, v. 161, p. 399–408, 1 fev. 2018.

DA SILVA, S. F. Gonçalves *et al.* Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDES) and Polychlorinated Biphenyls (PCBS) in Mussels and Two Fish Species from the Estuary of the Guanabara Bay, Southeastern Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 91, n. 3, p. 261–266, 1 set. 2013.

DE BRITO, A. P.; DE ANDRADE BRÜNING, I. M. R.; MOREIRA, I. Chlorinated pesticides in mussels from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 1, p. 79–81, jan. 2002.

DE SOUZA, Leandro; MOECKE, Elisa Helena Siegel. **Qualidade das águas superficiais do Rio Maruim avaliada pelo IQA Índice de Qualidade das Águas**. [S.l.: S.n.]. v. Tecnologias-para-a-sustentabilidade

DE SOUZA, R. V. *et al.* Metals and pesticides in commercial bivalve mollusc production areas in the North and South Bays, Santa Catarina (Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 105, n. 1, p. 377–384, 15 abr. 2016.

DICKHUT, Rebecca M.; ANDREN, Anders W.; ARMSTRONG, David E. Aqueous solubilities of six polychlorinated biphenyl congeners at four temperatures. **Environmental Science & Technology**, v. 20, n. 8, p. 807–810, ago. 1986.

DINARDO, Joseph C.; DOWNS, Craig A. Can oxybenzone cause Hirschsprung's disease? **Reproductive Toxicology**, v. 86, p. 98–100, 1 jun. 2019.

DOWNS, C. A. *et al.* Oxybenzone contamination from sunscreen pollution and its ecological threat to Hanauma Bay, Oahu, Hawaii, U.S.A. **Chemosphere**, v. 291, p. 132880, 1 mar. 2022.

EPAGRI. **Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina**. , 2023.

FAO; WHO (ORGS.). **Pesticide residues in food - 2005: report of the joint meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and the WHO Core Assessment Group on Pesticide Residues ; Geneva, Switzerland, 20 - 29 September 2005**. Genève: World Health Organization [u.a.], 2005.

FENT, Karl; ZENKER, Armin; RAPP, Maja. Widespread occurrence of estrogenic UV-filters in aquatic ecosystems in Switzerland. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 5, p. 1817–1824, 1 maio 2010.

FILHO, Erico Porto; WASKOW, Larissa Beatriz. **DIAGNÓSTICO SOCIOAMBIENTAL E PERSPECTIVAS DE SUSTENTABILIDADE PARA A REGIÃO DE ENTORNO DO RIO PAPAQUARA, FLORIANÓPOLIS/SC**. 2012.

FLORES-NUNES, Fabrício *et al.* Effect of linear alkylbenzene mixtures and sanitary sewage in biochemical and molecular responses in pacific oyster *Crassostrea gigas*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 22, p. 17386–17396, 1 nov. 2015.

FONSECA, Alessandra Larissa; NEWTON, Alice; CABRAL, Alex. Local and meso-scale pressures in the eutrophication process of a coastal subtropical system: Challenges for effective management. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 250, p. 107109, 5 mar. 2021.

GADELHA, Juliana R. *et al.* Persistent and emerging pollutants assessment on aquaculture oysters (*Crassostrea gigas*) from NW Portuguese coast (Ria De Aveiro). **Science of The Total Environment**, v. 666, p. 731–742, maio 2019.

GAGO-FERRERO, Pablo; DÍAZ-CRUZ, M. Silvia; BARCELÓ, Damià. An overview of UV-absorbing compounds (organic UV filters) in aquatic biota. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 404, n. 9, p. 2597–2610, 1 nov. 2012.

GARBOSSA, Luis H. P. *et al.* Thermotolerant coliform loadings to coastal areas of Santa Catarina (Brazil) evidence the effect of growing urbanisation and insufficient provision of sewerage infrastructure. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 1, p. 27, 20 dez. 2016.

GROS, Meritxell; PETROVIC, Mira; BARCELÓ, Damià. Analysis of Emerging Contaminants of Municipal and Industrial Origin. *In*: BARCELÓ, Damià; PETROVIC, Mira (Orgs.). **Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste: Occurrence, Analysis and Effects**. Berlin, Heidelberg: Springer, 2008. p. 37–104.

HE, Ke *et al.* Occurrence of antibiotics, estrogenic hormones, and UV-filters in water, sediment, and oyster tissue from the Chesapeake Bay. **Science of The Total Environment**, v. 650, p. 3101–3109, 10 fev. 2019.

HE, Ke; TIMM, Anne; BLANEY, Lee. Simultaneous determination of UV-filters and estrogens in aquatic invertebrates by modified quick, easy, cheap, effective, rugged, and safe extraction and liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1509, p. 91–101, 4 ago. 2017.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saúde**. Rio de Janeiro, RJ: Ibge, 2019.

IBGE. **IBGE | Cidades@ | Brasil | Pesquisa | Censo 2022 | Território**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/10102/122229>>. Acesso em: 19 maio. 2025.

IBGE. **IBGE | Cidades@ | Brasil | Pesquisa | Pecuária | Aquicultura | 2023**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/18/0?ano=2023>>. Acesso em: 19 maio. 2025.

INSTITUTO ÁGUA CONECTA. Diagnóstico e Prognóstico da Qualidade da Água dos Corpos Hídricos para Elaboração de Proposta de Enquadramento da UPG 8.1 – Tijucas. 2024.

ISA. **Casan é multada por vazamento de esgoto em rio no Norte da Ilha | Unidades de Conservação no Brasil**. Disponível em: <<https://uc.socioambiental.org/pt-br/noticia/181448>>. Acesso em: 6 jun. 2025.

ISOBE, Kei O. *et al.* Distribution of linear alkylbenzenes (LABs) in riverine and coastal environments in South and Southeast Asia. **Water Research**, v. 38, n. 9, p. 2449–2459, 1 maio 2004.

IWATA, Hisato *et al.* Distribution of persistent organochlorines in the oceanic air and surface seawater and the role of ocean on their global transport and fate. **Environmental Science & Technology**, v. 27, n. 6, p. 1080–1098, 1 jun. 1993.

KIM, S. K. *et al.* Geographical distribution and accumulation features of organochlorine residues in bivalves from coastal areas of South Korea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 45, n. 1, p. 268–279, 1 set. 2002.

KIM, Sujin; CHOI, Kyungho. Occurrences, toxicities, and ecological risks of benzophenone-3, a common component of organic sunscreen products: A mini-review. **Environment International**, v. 70, p. 143–157, 1 set. 2014.

KNERR, Stefanie; AND SCHRENK, Dieter. Carcinogenicity of “Non-Dioxinlike” Polychlorinated Biphenyls. **Critical Reviews in Toxicology**, v. 36, n. 9, p. 663–694, 1 jan. 2006.

LAVANDIER, Ricardo *et al.* Polychlorinated biphenyls (PCBs) and Polybrominated Diphenyl ethers (PBDEs) in three fish species from an estuary in the southeastern coast of Brazil. **Chemosphere**, v. 90, n. 9, p. 2435–2443, 1 mar. 2013.

LI, Jun *et al.* Concentrations, enantiomeric compositions, and sources of HCH, DDT and chlordane in soils from the Pearl River Delta, South China. **Science of The Total Environment**, v. 372, n. 1, p. 215–224, 15 dez. 2006.

LIEBEZEIT, Gerd *et al.* DDT in Biota of Paranaguá Bay, Southern Brazil: Recent Input and Rapid Degradation. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 220, n. 1, p. 181–188, 1 set. 2011.

LIGNANI, Leonardo de Bem; BRANDÃO, Júlia Lima Gorges. A ditadura dos agrotóxicos: o Programa Nacional de Defensivos Agrícolas e as mudanças na produção e no consumo de pesticidas no Brasil, 1975-1985. **História, Ciências, Saúde-Manguinhos**, v. 29, p. 337–359, 17 jun. 2022.

MAGRIN, Camila Pesenato *et al.* Development of a dispersive pipette extraction method for the determination of eleven sunscreen molecules in seawater samples. **Microchemical Journal**, v. 209, p. 112817, 1 fev. 2025.

MAPA. **INSTRUÇÃO NORMATIVA SDA N o 13, DE 15 DE JULHO DE 2015.** , 2015. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/inspecao/produtos-animal/plano-de-nacional-de-controle-de-residuos-e-contaminantes/documentos-da-pncrc/pncrc-2015.pdf>>. Acesso em: 27 maio. 2025

MARTINS, César de Castro *et al.* Marcadores orgânicos de contaminação por esgotos sanitários em sedimentos superficiais da baía de Santos, São Paulo. **Química Nova**, v. 31, p. 1008–1014, 2008.

MARUYA, Keith A. *et al.* An Adaptive, Comprehensive Monitoring Strategy for Chemicals of Emerging Concern (CECs) in California’s Aquatic Ecosystems. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 10, n. 1, p. 69–77, 1 jan. 2014.

MELLO, Luiza C. *et al.* Assessment of cancer and dietary risks in commercially valuable marine organisms in coast of a region of future exploration (Equatorial South Atlantic). **Journal of Environmental Management**, v. 367, p. 121991, 1 set. 2024.

MIRANDA, Daniele A.; YOGUI, Gilvan T. Polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in king mackerel caught off the coast of Pernambuco, northeastern Brazil: Occurrence, contaminant profile, biological parameters and human intake. **Science of The Total Environment**, v. 569–570, p. 1510–1516, 1 nov. 2016.

MMA. **Convenção de Estocolmo**. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/seguranca-quimica/convencao-de-estocolmo.htm>>. Acesso em: 15 abr. 2025.

MONTAGNER, Cassiana C.; VIDAL, Cristiane; ACAYABA, Raphael D. CONTAMINANTES EMERGENTES EM MATRIZES AQUÁTICAS DO BRASIL: CENÁRIO ATUAL E

ASPECTOS ANALÍTICOS, ECOTOXICOLÓGICOS E REGULATÓRIOS. **Química Nova**, v. 40, p. 1094–1110, nov. 2017.

MUSTIELES, Vicente *et al.* Benzophenone-3: Comprehensive review of the toxicological and human evidence with meta-analysis of human biomonitoring studies. **Environment International**, v. 173, p. 107739, 1 mar. 2023.

NEGRETE-BOLAGAY, Daniela *et al.* Persistent organic pollutants: The trade-off between potential risks and sustainable remediation methods. **Journal of Environmental Management**, v. 300, p. 113737, 15 dez. 2021.

NETO, Basílio M. T. Sotão *et al.* Persistent organic pollutants (POPs) and personal care products (PCPs) in the surface sediments of a large tropical bay (Todos os Santos Bay, Brazil) - ScienceDirect. 2020.

PAGLIOSA, P. R. *et al.* Urbanization impact on Subtropical Estuaries: a Comparative Study of Water Properties in Urban Areas and in Protected Areas. **Journal of Coastal Research**, p. 731–735, 2006.

PESSATTI, Tomás B. *et al.* Upregulation of biotransformation genes in gills of oyster *Crassostrea brasiliensis* exposed *in situ* to urban effluents, Florianópolis Bay, Southern Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 131, p. 172–180, 1 set. 2016.

PETRUS, Galvao *et al.* The brown mussel *Perna perna* (L., 1758) as a sentinel species for chlorinated pesticide and dioxin-like compounds. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 17, p. 13522–13533, 1 set. 2015.

PINHO, Ricardo. A pesca artesanal na Baía Sul da Ilha de Santa Catarina: um patrimônio da cultura local. **Revista Confluências Culturais**, v. 5, n. 2, p. 9–28, 30 set. 2016.

RIBANI, Marcelo *et al.* Validação em métodos cromatográficos e eletroforéticos. **Química Nova**, v. 27, p. 771–780, out. 2004.

RUSSELL, Edmund. **War and Nature: Fighting Humans and Insects with Chemicals from World War I to Silent Spring**. [S.l.]: Cambridge University Press, 2001.

SALDAÑA-SERRANO, Miguel *et al.* Microplastics and linear alkylbenzene levels in oysters *Crassostrea gigas* driven by sewage contamination at an important aquaculture area of Brazil. **Chemosphere**, v. 307, p. 136039, 1 nov. 2022.

SANTOS, L. L. *et al.* PCBs occurrence in marine bivalves and fish from Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, p. 111070, 1 maio 2020.

SCCP. **Opinion on benzophenone-3**. Scientific Committee on Consumer Products, , 2006. Disponível em:
<https://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_sccp/docs/sccp_o_078.pdf>

SERICANO, José L. *et al.* Temporal trends and spatial distribution of DDT in bivalves from the coastal marine environments of the continental United States, 1986–2009. **Marine Pollution Bulletin**, v. 81, n. 2, p. 303–316, abr. 2014.

SOTÃO NETO, Basílio M. T. *et al.* Persistent organic pollutants (POPs) and personal care products (PCPs) in the surface sediments of a large tropical bay (Todos os Santos Bay, Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, p. 111818, 1 dez. 2020.

SOUZA, Doris Sobral Marques *et al.* Evaluation of tropical water sources and mollusks in southern Brazil using microbiological, biochemical, and chemical parameters. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Special Issue Section: SETAC North America 31st Annual Meeting. v. 76, p. 153–161, 1 fev. 2012.

SOUZA, Doris Sobral Marques *et al.* Virus, protozoa and organic compounds decay in depurated oysters. **International Journal of Food Microbiology**, v. 167, n. 3, p. 337–345, 1 nov. 2013.

SOUZA, Marília Cristina Oliveira *et al.* Legacy and emerging pollutants in Latin America: A critical review of occurrence and levels in environmental and food samples. **Science of The Total Environment**, v. 848, p. 157774, nov. 2022.

STOCKHOLM CONVENTION. **Listing of POPs in the Stockholm Convention**. Disponível em: <<https://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx>>. Acesso em: 1 jun. 2025.

TAVARES, T. M.; BERETTA, M.; COSTA, M. C. Ratio of DDT/DDE in the all saints bay, brazil and its use in environmental management. **Chemosphere**, v. 38, n. 6, p. 1445–1452, mar. 1999.

TIJANI, Jimoh O. *et al.* Pharmaceuticals, endocrine disruptors, personal care products, nanomaterials and perfluorinated pollutants: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 14, n. 1, p. 27–49, 1 mar. 2016.

UENO, D. *et al.* Spatial distribution of hexabromocyclododecanes (HBCDs), polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and organochlorines in bivalves from Japanese coastal waters. **Chemosphere**, v. 78, n. 10, p. 1213–1219, 1 mar. 2010.

UNEP. **Stockholm Convention - Home page**. Disponível em: <<https://www.pops.int/>>. Acesso em: 15 abr. 2025.

US EPA. **CompTox Chemicals Dashboard**. Disponível em: <<https://comptox.epa.gov/dashboard/chemical-lists/EPAHPV>>. Acesso em: 3 jun. 2025.

US EPA, OLEM. **Learn about Polychlorinated Biphenyls**. Other Policies and Guidance. Disponível em: <<https://www.epa.gov/pcbs/learn-about-polychlorinated-biphenyls>>. Acesso em: 27 maio. 2025.

VAN CAUWENBERGHE, Lisbeth; JANSSEN, Colin R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. **Environmental Pollution**, v. 193, p. 65–70, 1 out. 2014.

VIDAL-LIÑÁN, Leticia *et al.* Bioaccumulation of UV filters in *Mytilus galloprovincialis* mussel. **Chemosphere**, v. 190, p. 267–271, 1 jan. 2018.

WADE, T. L.; CANTILLO, A. Y. **USE OF STANDARDS AND REFERENCE MATERIALS THE MEASUREMENT OF CHLORINATED HYDROCARBON RESIDUES**. , 1994.

WANG, Huan *et al.* Ecotoxicological effects, environmental fate and risks of pharmaceutical and personal care products in the water environment: A review. **Science of The Total Environment**, v. 788, p. 147819, 20 set. 2021.

WHO (ORG.). **DDT and its derivatives: environmental aspects**. Geneva: World Health Organization, 1989.

WHO. **Assessment of the health risk of dioxins: re- evaluation of the tolerable daily intake (TDI)**. , 1998. Disponível em: <[https://www.who.int/publications/m/item/assessment-of-the-health-risk-of-dioxins-re-evaluation-of-the-tolerable-daily-intake-\(tdi\)](https://www.who.int/publications/m/item/assessment-of-the-health-risk-of-dioxins-re-evaluation-of-the-tolerable-daily-intake-(tdi))>

WIKOFF, Daniele; FITZGERALD, Lauren; BIRNBAUM, Linda. Persistent Organic Pollutants: An Overview. *In: Dioxins and Health*. [S.l.]: John Wiley & Sons, Ltd, 2012. p. 1–35.

WORLD BANK. **Quality Unknown: The Invisible Water Crisis**. Disponível em: <<https://www.worldbank.org/en/news/feature/2019/08/20/quality-unknown>>. Acesso em: 20 fev. 2022.

ZACCHI, Flávia Lucena *et al.* Biochemical and molecular responses in oysters *Crassostrea brasiliensis* collected from estuarine aquaculture areas in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 110–118, 1 out. 2018.

ZANETTE, Juliano *et al.* Salinity influences glutathione S-transferase activity and lipid peroxidation responses in the *Crassostrea gigas* oyster exposed to diesel oil. **Science of The Total Environment**, v. 409, n. 10, p. 1976–1983, 15 abr. 2011.

ZICARELLI, Giorgia *et al.* Evaluation of toxicity of Personal Care Products (PCPs) in freshwaters: Zebrafish as a model. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 94, p. 103923, 1 ago. 2022.

SUPPLEMENTARY MATERIAL

SUPPLEMENTARY INFORMATION 1 (SI1): CHEMICAL ANALYSIS

1.1 Analytical precautions

All materials (glassware and utensils) used in sample processing were pre-cleaned with laboratory detergent and running water. Once dried, volumetric and metal materials were rinsed with organic solvents (dichloromethane and *n*-hexane), while other materials were placed in a muffle furnace for 4 hours at 450°C. The solvents used were residue-grade (HPLC). Similarly, sodium sulfate, silica, and aluminum oxide were treated in the muffle furnace for 4 hours at 450°C.

1.2 Sample Preparation

After oyster dissection, approximately 1g of wet sample from each sampling site was dried in an oven at 65°C for 24 hours to determine the wet weight (Equation S-1). Subsequently, the sample pools were dried in a lyophilizer (L101-Liotop) for approximately 5 days, ground, and homogenized using a porcelain mortar and pestle. The homogenized samples were then stored in clean glass vials.

Table S-1. Biometric of the oysters.

Site	Species	Sample	Height (cm)	Length (cm)
Caieiras	<i>C. gigas</i>	121	5,06 ± 0,27	7,47 ± 0,62
	<i>C. gasar</i>	122	6,28 ± 0,59	8,71 ± 0,93
Tapera	<i>C. gigas</i>	123	4,85 ± 0,51	7,60 ± 0,34
	<i>C. gasar</i>	124	6,46 ± 0,39	8,40 ± 0,42
Santo Antônio de Lisboa	<i>C. gigas</i>	125	5,49 ± 0,39	7,93 ± 0,65
	<i>C. gasar</i>	126	6,52 ± 0,66	8,59 ± 0,72
Sambaqui	<i>C. gigas</i>	127	5,08 ± 0,53	7,63 ± 0,36
	<i>C. gasar</i>	128	6,54 ± 0,71	8,66 ± 1,11
Marina Rio Biguaçu	<i>C. gigas</i>	129	4,82 ± 0,36	7,34 ± 0,78
	<i>C. gasar</i>	130	6,05 ± 0,55	7,69 ± 1,22
Trapiche Rio Imaruí	<i>C. gigas</i>	133	4,70 ± 0,42	7,73 ± 0,38
	<i>C. gasar</i>	134	6,18 ± 0,50	8,18 ± 0,70
Cultivo Rio Imaruí	<i>C. gigas</i>	135	4,84 ± 0,40	7,22 ± 0,28
	<i>C. gasar</i>	136	6,21 ± 0,78	8,21 ± 0,66

Equation S-1:

$$Wet\ weight\ (\%) = \frac{(weight\ of\ the\ dried\ sample\ with\ vial - weight\ of\ the\ vial)}{(wet\ weight\ of\ the\ sample\ with\ the\ vial - weight\ of\ the\ vial)} \times 100$$

Site	Temperature	Salinity	Conductivity	OD	OD	pH	fecal coliforms	total coliforms
------	-------------	----------	--------------	----	----	----	-----------------	-----------------

	(°C)		y (ms/cm)	(%)	(ppm)		(NMP/100mL)	(NMP/100mL)
Caieiras	19.39	28.00	43.45	84	6.89	8.20	390	210
Tapera	20.78	27.24	42.27	68	4.83	8.22	1500	940
Santo Antônio de Lisboa	21.53	28.34	43.86	34	2.60	8.17	330	940
Sambaqui	20.95	28.74	44.40	43	3.30	8.22	490	700
Biguaçu River Marina	21.40	6.60	11.55	36	3.02	7.04	1100	3500
Imaruí River	21.07	19.50	31.20	23	2.35	7.47	2400	5400
CONAMA 357/2005	-	Brackish (0.5 ‰ - 30 ‰)	-	-	> 5	6.5 - 8.5	-	< 43

Table S-2. Physicochemical and microbiological parameters of the water in the sites.

Table S-3. Concentrations of POPs in oysters *Crassostrea gigas*.

[illegible]

PCB 33	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PCB 52	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.12	0.29	0.07
PCB 49	<LOQ	0.05	<LOQ	<LOQ	0.05	<LOQ	0.18	<LOQ
PCB 44	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PCB 74	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.08	<LOQ
PCB 70	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.06	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PCB 66	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.07	<LOQ	<LOQ	0.06
PCB 95	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.13	0.19	<LOQ	<LOQ
PCB 56 e 60	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PCB 101	<LOQ	<LOQ	0.06	<LOQ	0.11	0.23	0.13	0.06
PCB 99	0.09	0.07	0.09	0.15	0.13	0.20	<LOQ	0.14
PCB 97	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PCB 87	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PCB 81	0.11	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PCB 110	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.09	0.17	<LOQ	0.06
PCB 77	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PCB 151	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.08	<LOQ	<LOQ
PCB 123	<LOQ	<LOQ	0.09	0.09	<LOQ	0.07	<LOQ	0.06
PCB 149	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.26	0.28	<LOQ	0.17
PCB 118	<LOQ	<LOQ	0.06	<LOQ	0.12	0.07	<LOQ	0.05
PCB 114	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PCB 153	0.09	0.05	<LOQ	<LOQ	0.48	0.56	0.08	0.36

PCB 206	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PCB 209	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Σ PCB	0.29	0.18	0.31	0.24	2.12	2.32	0.83	1.22
α-HCH	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Hexacloroben								
zeno	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
β-HCH	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
γ-HCH	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
δ-HCH	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Heptacloro	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Aldrin	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Isodrin	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Heptaclor								
Epóxido B	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Oxi-Clordana	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Heptaclor								
Epóxido A	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
γ'-Clordana	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
DDE, o,p'	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Endosulfan II	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
α-Clordana	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
DDE, p,p'	1.217	1.138	1.482	1.662	1.674	2.603	2.658	2.705

Dieldrin	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
DDD, o,p'	<LOQ	<LOQ	0.123	0.156	0.173	0.216	0.490	0.316
Endrin	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Endosulfan I	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
DDD, p,p'	0.358	0.363	0.569	0.567	0.474	1.562	2.332	1.462
DDT, o,p'	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
DDT, p,p'	<LOQ	<LOQ	0.236	0.410	0.368	<LOQ	0.622	<LOQ
Metoxicloro, p,p'	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Mirex	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
ΣDDT	1.58	1.50	2.41	2.80	2.69	4.38	6.10	4.484
BDE 47	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
BDE 100	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
BDE 99	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
BDE 154	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
BDE 153	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
BDE 183	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
BDE 28	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
ΣPBDEs	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ

Table S-4. Concentrations of POPs in oysters *Crassostrea gasar*.

BDE 100	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
BDE 99	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
BDE 154	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
BDE 153	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
BDE 183	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
BDE 28	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
ΣPBDEs	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ

5 CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS

A crescente introdução de contaminantes no ambiente marinho representa uma ameaça significativa à biodiversidade, à segurança alimentar e à saúde humana, especialmente em regiões costeiras vulneráveis. Os resultados desta pesquisa fornecem uma visão abrangente dos níveis de contaminação nas baías da Ilha de Santa Catarina, oferecendo informações relevantes sobre a distribuição espacial e as fontes tanto de poluentes históricos quanto emergentes nesta região costeira. A detecção ubíqua de PCBs, OCPs (notadamente DDTs) e, especialmente, de alquilbenzenos lineares (LABs) em todos os pontos analisados evidencia um cenário persistente de contaminação, impulsionado por aportes históricos e descargas contínuas de esgoto doméstico.

Os LABs, em particular, merecem destaque por seu papel como marcadores moleculares de poluição recente por esgoto. Sua presença generalizada nas amostras demonstra a permanência de fontes ativas de lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados ou tratados de forma inadequada nas baías. Além disso, sua elevada afinidade por matéria orgânica e partículas em suspensão favorece a acumulação desses compostos em sedimentos e organismos aquáticos, contribuindo para impactos crônicos nos ecossistemas costeiros.

Embora as concentrações de contaminantes nos tecidos das ostras tenham permanecido abaixo dos limites regulatórios internacionais para consumo humano —

indicando risco imediato limitado —, foi evidente uma variabilidade espacial. Concentrações mais elevadas de PCBs e DDTs foram consistentemente observadas em áreas sob forte influência antrópica, particularmente nos rios Imaruí e Biguaçu. Os altos níveis de LABs nessas áreas reforçam o impacto contínuo e difuso da poluição por esgoto, que pode comprometer a integridade ecológica a longo prazo.

Esses resultados reforçam a necessidade urgente de medidas direcionadas de controle da poluição ao longo da costa brasileira, especialmente por meio do fortalecimento da infraestrutura de coleta e tratamento de águas residuais. Além disso, este estudo destaca a eficácia das ostras como ferramenta sensível, prática e de baixo custo para o biomonitoramento de contaminantes orgânicos em ambientes costeiros. O monitoramento contínuo, aliado a estratégias proativas de mitigação, é essencial para proteger a saúde dos ecossistemas, promover a aquicultura sustentável e resguardar a saúde pública nas baías da Ilha de Santa Catarina e em outras regiões costeiras do Brasil com elevada relevância ecológica e socioeconômica.

6 REFERÊNCIAS

- ANNUNCIAÇÃO, Daniel L. R. *et al.* ÉTERES DIFENÍLICOS POLIBROMADOS (PBDE) COMO CONTAMINANTES PERSISTENTES: OCORRÊNCIA, COMPORTAMENTO NO AMBIENTE E ESTRATÉGIAS ANALÍTICAS. **Química Nova**, v. 41, p. 782–795, jul. 2018.
- CLARK, R. B. **Marine Pollution**. Fifth Edition, Fifth Edition ed. Oxford, New York: Oxford University Press, 2001.
- CUNHA, S. C. *et al.* UV-filters and musk fragrances in seafood commercialized in Europe Union: Occurrence, risk and exposure assessment. **Environmental Research**, v. 161, p. 399–408, 1 fev. 2018.
- DE WIT, Cynthia A. An overview of brominated flame retardants in the environment. **Chemosphere**, v. 46, n. 5, p. 583–624, 1 fev. 2002.
- HUTZINGER, Otto. **The Chemistry of PCB'S**. Boca Raton: CRC Press, 1974.
- JENSEN, Sören. The PCB Story. **Ambio**, v. 1, n. 4, p. 123–131, 1972.
- LEFEBVRE, Claudine *et al.* Bioconcentration of polycyclic musks in fathead minnows caged in a wastewater effluent plume. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 1593–1600, 1 dez. 2017.
- LOGANATHAN, Bommanna G.; KANNAN, Kurunthachalam. Global Organochlorine Contamination Trends: An Overview. **Ambio**, v. 23, n. 3, p. 187–191, 1994.
- LOGANATHAN, Bommanna G.; LAM, Paul Kwan-Sing. **Global Contamination Trends of Persistent Organic Chemicals**. [S.l.]: CRC Press, 2011.

NAKATA, H. *et al.* Accumulation pattern of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*) found stranded along coastal California, USA. **Environmental Pollution**, v. 103, n. 1, p. 45–53, 1 out. 1998.

OZÁEZ, Irene; MARTÍNEZ-GUITARTE, José Luis; MORCILLO, Gloria. Effects of *in vivo* exposure to UV filters (4-MBC, OMC, BP-3, 4-HB, OC, OD-PABA) on endocrine signaling genes in the insect *Chironomus riparius*. **Science of The Total Environment**, v. 456–457, p. 120–126, 1 jul. 2013.

PAROLINI, Marco *et al.* Environmentally relevant concentrations of galaxolide (HHCB) and tonalide (AHTN) induced oxidative and genetic damage in *Dreissena polymorpha*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 285, p. 1–10, 21 mar. 2015.

PESTANA, Cezar *et al.* Risco ambiental da aplicação de éteres de difenilas polibromadas como retardantes de chama. 2008.

RODRIGUES, Edmo M. *et al.* The occurrence of polybrominated diphenyl ethers in Brazil: a review. **International Journal of Environment and Health**, v. 7, n. 3, p. 247–266, jan. 2015.

SAUVÉ, Sébastien; DESROSIERS, Mélanie. **A review of what is an emerging contaminant | BMC Chemistry**. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1186/1752-153x-8-15>>. Acesso em: 1 jun. 2025.

SIDDIQI, Muhammad Akmal; LAESSIG, Ronald H.; REED, Kurt D. Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs): New Pollutants–Old Diseases. **Clinical Medicine & Research**, v. 1, n. 4, p. 281–290, 1 out. 2003.

TANABE, Shinsuke; TATSUKAWA, Ryo. Chlorinated hydrocarbons in the North Pacific and Indian Oceans. **Journal of the Oceanographical Society of Japan**, v. 36, n. 4, p. 217–226, 1 out. 1980.

US EPA, OLEM. **Learn about Polychlorinated Biphenyls**. Other Policies and Guidance. Disponível em: <<https://www.epa.gov/pcbs/learn-about-polychlorinated-biphenyls>>. Acesso em: 27 maio. 2025.

WALKER, C. H. **Organic Pollutants: An Ecotoxicological Perspective, Second Edition**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2008.

WOODWELL, George; CRAIG, Paul; JOHNSON, Horton. **DDT in the Biosphere: Where Does It Go? | Science**. Disponível em: <<https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.174.4014.1101>>. Acesso em: 1 jun. 2025.