



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

Giulia Zanato

**Avaliação da ocorrência de Poluentes Orgânicos Persistentes no Sistema
Estuarino de Laguna, Santa Catarina**

Florianópolis
2025

Giulia Zanato

**Avaliação da ocorrência de Poluentes Orgânicos Persistentes no Sistema
Estuarino de Laguna, Santa Catarina**

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

Orientador(a): Profa. Dra. Juliana Leonel
Coorientador(a): Profa. Dra. Karim Hahn Lüchmann

Florianópolis

2025

Zanato, Giulia

Avaliação da ocorrência de Poluentes Orgânicos Persistentes no Sistema Estuarino de Laguna, Santa Catarina / Giulia Zanato ; orientador, Juliana Leonel, coorientador, Karim Hahn Lúchmann, 2025.

66 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. Poluição marinha. 3. Praguicidas organoclorados. 4. Bifenilas policloradas. 5. Consumo humano. I. Leonel, Juliana . II. Lúchmann, Karim Hahn. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. IV. Título.

Giulia Zanato

Avaliação da ocorrência de Poluentes Orgânicos Persistentes no Sistema Estuarino de Laguna, Santa Catarina

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 30 de setembro de 2025, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.^a Daniela de Almeida Miranda, Dr.^a
Universidade de Notre Dame

Prof.^a Alessandra Larissa D'Oliveira Fonseca, Dr.^a
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 Mestre em Oceanografia pelo Programa de Pós-Graduação em Oceanografia.

Insira neste espaço a
assinatura digital

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Insira neste espaço a
assinatura digital

Prof.^a Juliana Leonel, Dr.^a
Orientador(a)

Florianópolis, 2025.

Aos meus pais, Cesar e Gicela,
que em cada tempestade foram meu maior abrigo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, aos meus queridos pais. Eu poderia dedicar a vocês todos os meus trabalhos até o fim da minha vida e ainda assim não conseguiria demonstrar minha imensa gratidão. Obrigada. Agradeço à minha irmã, Nicole, por ter me trazido para a Oceanografia e para Florianópolis, fazendo com que eu encontrasse algumas das pessoas mais importantes da minha vida e me apresentando à possibilidade de um futuro na ciência. Agradeço ao meu irmão, César Augusto, por conversar comigo quando os astros se alinham e me proporcionar risadas sinceras por ser como é.

A conclusão deste mestrado foi possível com a ajuda de muitas pessoas: agradeço à minha orientadora, prof. Ju, por tanto! Por todo o conhecimento, todos os incentivos, todos os conselhos, toda a paciência, mas principalmente pela oportunidade de poder aprender e trabalhar com você, que é uma enorme inspiração para mim como professora, orientadora e pessoa. À minha co-orientadora, prof. Karim, por me tornar parte desse projeto incrível e por todo o apoio ao longo desses anos. À prof. Rosalinda Montone (*in memoriam*) por sua disponibilidade em contribuir no meu trabalho ao longo do desenvolvimento dele. Às colegas de laboratório, pelo apoio na trajetória compartilhada. Ao pessoal do LabQOM, em especial à Satie, pelos equipamentos emprestados e pelo conhecimento adquirido.

Agradeço às minhas amigas! Acredito que são poucas as pessoas que têm a sorte que eu tenho de ter pessoas tão especiais me apoiando a todo momento. Obrigada, Bruna, por mesmo tão longe ainda estar tão perto e ser fonte tão grande de inspiração, cuidado e amor. Obrigada, Vitória, pela amizade duradoura, em que compartilhamos desde traumas de ensino médio até a realização de sonhos. Obrigada, Lisa e Malu, por todas as risadas, livros, fofocas, comidas gostosas e pela companhia maravilhosa que vocês sempre são. Obrigada, Faby, Fra e Monique, por todos os crafts, cafés da tarde, brechós, reality shows e todas as outras coisas terapêuticas que fizemos e que me deram forças em tantos momentos difíceis. Agradeço à Mutama, em especial aos meus chefes e amigos, Sami e Vini, por todo carinho, pelas oportunidades e por me permitirem manter a sanidade também por meio do movimento.

Por fim, agradeço à FAPESC pela concessão da bolsa de mestrado.

“Não se sabe que doce mistério existe naquele oceano, cujos tumultos gentilmente terríveis parecem falar de um espírito oculto em suas profundezas.”

Herman Melville (Moby Dick)

RESUMO

Este estudo avaliou a ocorrência e distribuição de poluentes orgânicos persistentes (POPs) em espécies aquáticas de um ecossistema marinho subtropical, destacando as preocupações com os riscos à saúde associados ao consumo de frutos do mar. A avaliação dos níveis de POPs na biota é crucial para determinar a exposição alimentar. Neste estudo, bifenilas policloradas (PCBs), praguicidas clorados e éteres difenílicos polibromados (PBDEs) foram analisados em sete espécies do Sistema Estuarino da Laguna, no sul do Brasil, incluindo três invertebrados: ostras (*C. gasar*), camarões (*P. paulensis*) e caranguejos (*C. sapidus*) e quatro espécies de peixes: tainhas (*M. liza*), corvinas (*M. furnieri*), bagres (*G. genidens*) e linguados (*P. orbignyianus*), que, além de importantes itens alimentares para a população local, são espécies ecologicamente relevantes devido à sua contribuição para os serviços ecossistêmicos. Entre os 10 compostos ou grupos de compostos analisados, somente diclorodifeniltricloroetano e seus derivados (DDTs) e PCBs apresentaram concentrações acima do limite de quantificação (LOQ) e em mais de 10% das amostras. De modo geral, os DDTs (valores de <LOQ a 39,20 ng/g de peso seco) excederam os PCBs (valores de <LOQ a 52,79 ng/g de peso seco) e, por meio da avaliação das concentrações de precursores e metabólitos, os resultados sugerem uma entrada recente de DDT e dicofol ao longo da costa. Nos peixes, os níveis de POPs foram geralmente maiores no fígado do que no músculo. Razões DDT/PCBs acima de 1 ocorreram em todas as amostras, exceto no músculo de *M. liza*, indicando uma contribuição industrial menor. Os níveis de PCBs e DDTs foram maiores nos peixes do que nos invertebrados. A avaliação de risco indica que a ingestão alimentar a longo prazo representa baixo risco à saúde para a maioria das espécies quando comparada a áreas mais industrializadas; no entanto, o consumo de fígado de peixes de cultivo pode representar uma ameaça para as comunidades ribeirinhas. Esses resultados devem ser interpretados com cautela, pois dados regionais de consumo e efeitos sinérgicos entre os contaminantes não foram considerados.

Palavras-chave: Peixes; Crustáceos; Ostras; Praguicidas organoclorados; Bifenilas policloradas; Risco à saúde humana; Brasil

ABSTRACT

This study assessed the occurrence and distribution of persistent organic pollutants (POPs) in aquatic species from a subtropical marine ecosystem, highlighting concerns about health risks from seafood consumption. Evaluating POPs levels in biota is crucial to determine dietary exposure. In this study, polychlorinated biphenyls (PCBs), chlorinated pesticides and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) were analyzed in seven species from the Laguna Estuarine System, Southern Brazil, including three invertebrates: oysters (*C. gasar*), shrimps (*P. paulensis*) and crabs (*C. sapidus*) and four fish species: mullets (*M. liza*), whitemouth croakers (*M. furnieri*), catfishes (*G. genidens*) and flounders (*P. orbignyanus*), comprising, besides important diet items for local population, ecologically relevant species due to their contribution on ecosystem services. Among the 10 compounds or groups of compounds analyzed, only dichlorodiphenyltrichloroethane and derivatives (DDTs) and PCBs were above LOQ and in more than 10% of samples. Overall, DDTs (values from <LOQ to 39.20 ng/g dw) exceeded PCBs (values from <LOQ to 52.79 ng/g dw) and through the evaluation of precursor and metabolite concentrations, the results suggest recent input of DDT and dicofol along the coast. In fish, POP levels were generally higher in liver than muscle. DDTs/PCBs ratios above 1 occurred in all samples except *M. liza* muscle, indicating minor industrial contribution. Levels of both PCBs and DDTs were higher in fish than invertebrates. Risk assessment indicates long-term dietary intake poses low health risk for most species when compared to more industrialized areas, however, cultural fish liver consumption may threaten riverside communities; these results should be interpreted with caution as regional consumption data and synergistic effects between contaminants were not considered.

Keywords: Fish; Crustacean; Oyster; Organochlorine pesticides; Polychlorinated biphenyls; Human health risk; Brazil

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxo dos poluentes orgânicos persistentes (POPs) no Sistema Estuarino de Laguna. Adaptado de BoFEP (2006).

Figura 2 (Figure 1) – Distribuição geográfica dos locais de coleta de amostras no Sistema Estuarino de Laguna.

Figura 3 (Figure 2) – Concentração média de DDT ($\text{ng g}^{-1} \text{dw}$) e composição em espécies do Sistema Estuarino de Laguna.

Figura 4 (Figure 3) – Concentração média de PCBs ($\text{ng g}^{-1} \text{dw}$) e composição em espécies do Sistema Estuarino de Laguna.

Figura 5 (Figure S1) – Distribuição de compostos relacionados ao DDT em espécies e tecidos analisados.

Figura 6 (Figure S2) – Reação de síntese de dicofol, adaptada de Qiu et al. (2005)..

Figura 7 (Figure S3) – Degradação do DDT em DDD (esquerda) e DDE (direita)..

Figura 8 (Figure S4) – Distribuição de compostos relacionados a PCBs nas espécies e tecidos analisados.

LISTA DE TABELAS

Tabela S1. Resumo das concentrações de POPs em peso seco e úmido em ng g⁻¹ e conteúdo lipídico nas amostras analisadas.

Tabela S2. Valores de P.adj para concentração de Σ DDT em peixes.

Tabela S3. Valores de P.adj para concentração de Σ PCB em peixes.

Tabela S4. Valores resumidos mínimos e máximos de Ingestão Diária Estimada e Ingestão Semanal Estimada por peixe e compostos. Os valores para Σ DDTs são expressos em ng g⁻¹ bw dia⁻¹ e para Σ DL-PCBs em pg TEQ2005 kg bw⁻¹ semana⁻¹.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária
- POPs - Poluentes Orgânicos Persistentes
- PCBs - Bifenilas Policloradas (Polychlorinated Biphenyls)
- CHLs - Clordanos
- CR - Risco carcinogênico (Carcinogenic Risk)
- DDD - Diclorodifenildicloroetano
- DDE - Diclorodifenildicloroetileno
- DDT - Diclorodifenil tricloroetano
- HCB - Hexaclorobenzeno
- HCHs - Hexaclorociclohexanos
- PBDEs - Éteres difenílicos polibromados (Polybrominated Diphenyl Ethers)
- RoHS - Restriction of Certain Hazardous Substances
- NIP - Plano nacional de implementação (National Implementation Plan)
- MMA - Ministério do Meio Ambiente
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
- SEL - Sistema Estuarino de Laguna
- FAPESC - Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina
- ONU - Organização das Nações Unidas
- PTDI - Ingestão diária tolerável provisória (Provisional Tolerable Daily Intake)
- TCMX - 2,4,5,6-tetraclorometaxileno
- TEF - Fator de equivalência tóxica (Toxic Equivalency Factor)
- TEQ - Equivalentes tóxicos (Toxic Equivalents)

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO

1.1. HIPÓTESE

2. OBJETIVO

1.2.1. OBJETIVO GERAL

1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDO

3.2. AMOSTRAGEM

3.3. CUIDADOS ANALÍTICOS

3.4. PREPARAÇÃO E PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS

3.5. IDENTIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DOS COMPOSTOS DE INTERESSE

3.6. DETERMINAÇÃO DO PESO SECO

3.7. DETERMINAÇÃO DO PESO LIPÍDICO

3.8. CONTROLE DE QUALIDADE

3.9. AVALIAÇÃO DE RISCO DE EXPOSIÇÃO E ESTIMATIVA DE EQUIVALENTES TÓXICOS

4. ARTIGO CIENTÍFICO

5. CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS

1. INTRODUÇÃO

Em novembro de 2022 a população mundial atingiu a marca de 8 bilhões de habitantes (UNITED NATIONS, 2022). Na tentativa de acompanhar o rápido crescimento populacional, a agricultura e a indústria são as atividades humanas de grande impacto que mais se desenvolvem e, nesse processo, são importantes fontes de contaminantes que têm como destino final o ambiente marinho (YOGUI, 2002).

Dentre os compostos sintéticos encontrados no meio ambiente, os Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) se destacam devido à sua toxicidade para os seres humanos e para a vida selvagem, persistência no ambiente, capacidade de transporte por longas distâncias e de bioacumulação (STOCKHOLM CONVENTION, 2019). Em 2001, na Convenção de Estocolmo, doze substâncias ou grupos de substâncias foram consideradas POPs: Aldrin, Bifenilas Policloradas (PCBs), Clordanos (CHLs), Dicloro-difeniltricloro-etanos (DDTs), Dieldrin, Dioxinas, Endrin, Furanos, Heptacloro, Hexaclorociclobenzeno (HCB), Mirex e Toxafeno - todas do grupo dos organoclorados. Atualmente a lista conta com 30 compostos divididos em 3 diferentes grupos: Anexo A, que categoriza compostos que devem ser eliminados, com uso e produção proibidos (salvo restrições específicas - como para retardantes de chamas); Anexo B, que compreende compostos que devem ser restringidos; e Anexo C, com compostos cuja produção não intencional deve ser minimizada (Stockholm Convention, 2025).

Os poluentes organoclorados são formados basicamente de hidrogênio, carbono e cloro e não ocorrem naturalmente no meio ambiente. Seus usos mais comuns estão relacionados aos setores de indústria e agricultura: como praguicidas, produtos químicos industriais ou subprodutos dessas atividades (STOCKHOLM CONVENTION, 2019). Os compostos organoclorados utilizados como praguicidas têm o objetivo de controlar pragas, foram idealizados para aumentar a produtividade agrícola e também utilizados no combate de vetores de doenças como malária e leishmaniose (Van den Berg et al., 2009). Além da volatilização, a lixiviação de áreas agrícolas pulverizadas com praguicidas organoclorados contribui para a presença desses compostos em rios e, por fim, no oceano (YOGUI, 2002). Neste grupo estão incluídos os compostos derivados do dicloro-difenil (como DDT, DDE, DDD e metoxicloro), o HCB, variedades de hexaclorocicloexanos (tais como α -HCH, β -HCH

e γ -HCH), ciclodienos (aldrin, dieldrin, endrin, clordano, nonacloro, endosulfan, heptacloro e heptacloro-epóxido) e outros hidrocarbonetos com cloro (como mirex, toxafeno e clorodecona) (D'AMATO et al., 2002).

As PCBs são compostos organoclorados relacionados à indústria que, devido às suas características químicas e estabilidade térmica, foram utilizados em capacitores, transformadores elétricos, como fluidos de troca de calor, como aditivos em tintas e plásticos e como isolantes em equipamentos elétricos (STOCKHOLM CONVENTION, 2019). A produção em larga escala dos PCBs começou em 1945, sendo obtida a partir de óleo e alcatrão, de onde o benzeno é extraído e posteriormente transformado em bifenil e depois clorado em bifenilas policloradas (ref). A estrutura química é caracterizada pela presença de dois anéis aromáticos nos quais existem de 1 a 10 átomos de cloro (BALLSCHMITER & ZELL, 1980). Há 209 congêneres possíveis de PCBs em que o número e a posição dos átomos de cloro no grupo bifenil vão definir a conformação espacial da molécula e a toxicidade dos congêneres (BALLSCHMITER & ZELL, 1980). Quanto maior o grau de cloração, maior a toxicidade, mais difíceis de serem degradadas, menos solúveis em água, menos voláteis e maior tendência a acumular próximo às fontes (COMBI et al., 2013; STOCKHOLM CONVENTION, 2019). Historicamente, o Brasil foi um dos maiores consumidores de PCBs e praguicidas clorados na América do Sul (MEIRE et al., 2012).

Outro grupo de interesse entre os POPs são os difenis éter polibromados (PBDEs), compostos organobromados utilizados amplamente como retardantes de chamas em produtos variados, como móveis, eletrônicos, têxteis e plásticos. Estruturalmente, os PBDEs são semelhantes aos DDTs e às PCBs, dessa forma sua persistência, distribuição e propriedades químicas são similares (TANABE, 2007). No Brasil não há dados de importação e utilização de PBDEs, entretanto há estudos demonstrando a presença desses compostos em moluscos, peixes e golfinhos do país (DA SILVA et al., 2013; LEONEL et al., 2012).

Alguns dos efeitos tóxicos causados pela exposição aos POPs, especialmente em organismos que ocupam o topo da teia trófica, são a supressão do sistema endócrino, o enfraquecimento do sistema imunológico (TANABE, 2007; TSYGANKOV, 2019) e, mesmo em baixas concentrações, danos a tecidos biológicos (GARCÍA-ALONSO et al., 2011). Dessa forma, os países signatários da Convenção de Estocolmo assumiram o compromisso de restringir ou banir o uso dos POPs como

forma de mitigar seu impacto ambiental. Embora o Brasil seja signatário e reconheça o compromisso com as determinações da Convenção, devido à alta persistência, os compostos organoclorados e PBDEs são amplamente encontrados em diferentes matrizes ambientais (LEONEL et al., 2010; MEIRE et al., 2012; SOTÃO NETO et al., 2020).

Em termos de legislação, a Portaria Interministerial 19, de 29 de janeiro de 1981 determinou a proibição da fabricação, comercialização e uso de PCBs no território brasileiro (BRASIL, 1981) e a Portaria nº 329, de 2 de setembro de 1985, do Ministério da Agricultura proibiu a distribuição, comercialização e uso dos agrotóxicos organoclorados aldrin, HCB, toxafeno, DDT, dodecloro, endrin, lindano, endosulfan, metoxicloro, nonacloro, pertaclorofenol, dicofol e clorobenzilato, com algumas exceções, por exemplo a permissibilidade do uso de iscas formicidas à base de aldrin e dodecloro (BRASIL, 1985). Em 2009 a Lei nº 11.936, de 14 de maio de 2009, proibiu em todo o território nacional a fabricação, a importação, a exportação, a manutenção em estoque, a comercialização e o uso de DDT e também determinou a incineração dos estoques deste (BRASIL, 2009). Mais recentemente, a Lei nº 14.250, de 25 de novembro de 2021, complementou as disposições da Convenção de Estocolmo e dispôs sobre a obrigatoriedade da eliminação controlada das PCBs e de seus resíduos (BRASIL, 2021). No Brasil não há regulamentação específica para a restrição do uso dessas substâncias, somente a Instrução Normativa nº 1, de 19 de janeiro de 2010, que determina, entre outras coisas, que bens adquiridos pela Administração Pública Federal não apresentem substâncias perigosas em concentrações superiores aos limites recomendados pela diretiva RoHS (Restriction of Certain Hazardous Substances), tais como os PBDEs (BRASIL, 2010).

Como membro signatário da Convenção de Estocolmo, o Brasil tem como compromisso implementar as proibições, restrições e regulações estabelecidas por esta. Dessa forma, em 2015 foi publicado o primeiro Plano Nacional de Implementação do Brasil (NIP-Brasil-2015) para a Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes. Além de abranger os 12 POPs inicialmente designados, o NIP-Brasil-2015 também contemplou os 11 POPs adicionados até a 6ª Conferência das Partes, em 2013 (MMA, 2015). Posteriormente, 7 substâncias e compostos relacionados foram incluídos nos Anexos da Convenção de Estocolmo. Em virtude dessa inclusão fez-se necessária a revisão do Plano Nacional de Implementação de 2015, que foi finalizada em 2023, assumindo um dos

compromissos do Estado Brasileiro no âmbito da Convenção (MMA, 2023). Neste Plano são delineadas estratégias de curto, médio e longo prazo para garantir a gestão eficaz dos POPs dentro do território nacional. Essas medidas abrangem, dentre outras iniciativas, a revisão e atualização das resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), a criação de mecanismos de fiscalização do setor industrial e a identificação tanto de estoques de produtos que contenham POPs quanto de áreas que estejam contaminadas por essas substâncias (MMA, 2023).

Em função da alta persistência, mesmo com a proibição ou restrição dos compostos organoclorados no país, estudos demonstram que o território brasileiro, em especial os ambientes costeiros, continua sob os impactos destes poluentes. Alguns exemplos são de PCBs, DDTs, HCHs, PBDEs e CHLs encontrados na gordura subcutânea de golfinhos *Tursiops truncatus* da região Sul (ELLISOR et al., 2013) e, na mesma região, toninhas (*Pontoporia blainvillei*) também apresentaram PCBs, DDTs, CHLs, além de HCB, Mirex e Dieldrin (LEONEL et al., 2010). Sardinhas *Sardinella brasiliensis* do Sul e do Sudeste apresentaram, além dos mesmos poluentes organoclorados já mencionados, Endrin (MASSONE et al., 2023). Ainda no Sul, Zebra et al. (2021) encontrou HCHs, DDTs e Endossulfans no zooplâncton da região. Guida et al. (2021) avaliou a presença de poluentes organoclorados no ar atmosférico de grandes centros urbanos no Sudeste brasileiro, encontrando HCH, DDTs, Dieldrin, Metoxicloro, HCB e Endossulfans. No Nordeste, Santos et al. (2020) registrou a ocorrência de PCBs em bivalves. No Norte, foram encontrados DDTs em sedimentos e água na região de Santarém, no Pará (MORGADO et al., 2023).

Atualmente, ainda há regiões com importantes lacunas sobre ocorrência e distribuição desses compostos. Um exemplo disso é a costa de Santa Catarina (SC), que mesmo sendo uma região com estuários e baías próximas de regiões com atividades relacionadas a fontes de POPs, como áreas agrícolas, de mineração, portuárias e de centros urbanos, apresenta escassez de dados (RIGHETTI et al., 2019; RIZZI et al., 2017; STOCKHOLM CONVENTION, 2019). Ainda que poucos, estudos em SC reportam a ocorrência de POPs em sedimento e biota (RIGHETTI et al., 2019; RIZZI et al., 2017).

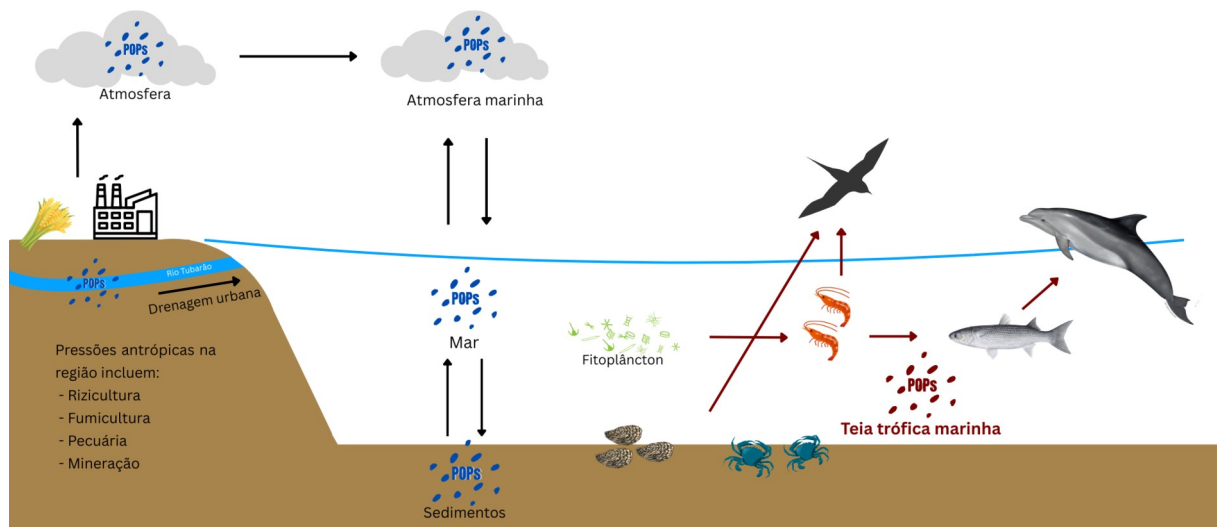
Uma relevante área dentro da costa de Santa Catarina é o Sistema Estuarino de Laguna (SEL), localizado no sul do estado. O SEL é um ambiente subtropical que possui vegetação entremarés composta por mangues, característicos de ambientes tropicais, e por marismas, típico de regiões temperadas (SCHAEFFER-NOVELLI,

1995; SOARES et al., 2012; FONTES et al., 2019). Marismas e manguezais são formações que possuem numerosos eventos ecológicos correlacionados (SEELIGER, 1992), suportam uma distinta biodiversidade associada (BLOOMFIELD & GILLANDERS, 2005) e servem como berçários para diversas espécies de peixes e invertebrados (BECK et al., 2001).

No SEL destacam-se as atividades de pesca. Devido à vegetação e à alta produtividade primária, a pesca do camarão, da tainha e do siri se sobressai. Em específico, a pesca da tainha, que ocorre entre maio e julho, conta com a ajuda dos botos da espécie *Tursiops truncatus* para conduzirem o cardume em direção à praia (EICHLER et al., 2006). A atividade turística da região é influenciada por essa relação de cooperação intrigante entre os botos e os pescadores artesanais locais (SIMÕES-LOPES et al., 1998). Junto ao turismo, a pesca como um todo, a aquicultura e também a indústria contribuem para que o SEL seja um estuário biológica e economicamente valioso (EICHLER et al., 2006; FERREIRA et al., 2020, 2021).

No Rio Tubarão, que deságua no SEL, foi identificada a presença de rejeitos pecuários, que são fonte de contaminação fecal e de vários patógenos nocivos ao homem e ao meio ambiente (CABRAL et al., 2020). Adicionalmente, o SEL está localizado em adjacência ao maior complexo de extração e refino de carvão da América Latina, o Complexo Jorge Lacerda, que até recentemente possuía um ciclo aberto de cinzas e uma bacia de sedimentação conectados diretamente ao Rio Tubarão (RODRIGUEZ-IRURETAGOIANA et al., 2015), favorecendo a contaminação da região por metais (FERREIRA et al., 2019). A região também é afetada pela produção intensiva de arroz, cujos resíduos químicos agrícolas utilizados nas culturas irrigadas podem ser encontrados nas águas estuarinas do SEL (VIEIRA et al., 2016); e pela carcinicultura, com a liberação contínua de antibióticos, desinfetantes e fungicidas na água (FERREIRA et al., 2020). Um modelo conceitual dos fluxos e dinâmica dos POPs está representado na Figura 1.

Figura 1: Fluxo dos poluentes orgânicos persistentes (POPs) no Sistema Estuarino de Laguna. Adaptado de BoFEP (2006).



A importância econômica do SEL demanda que a saúde desse ecossistema seja investigada, então devido à carência de dados na região, este estudo tem por objetivo identificar e quantificar POPs pertencentes ao grupo dos organoclorados (praguicidas e PCBs) e organobromados (PBDEs) presentes em ostras, camarões, siris e peixes locais. Devido à capacidade de bioacumulação dos POPs, a avaliação de diferentes matrizes ambientais permite entender a distribuição desses poluentes no decorrer do tempo e pode oferecer maior clareza sobre o curso dos Poluentes Orgânicos Persistentes ao longo dos ecossistemas (WINDSOR et al., 2019). Por fim, a análise de espécies de consumo humano (moluscos, crustáceos e peixes), também permitirá avaliar a exposição humana potencial a esses compostos.

Este estudo, portanto, permitirá o melhor entendimento das proporções da contaminação por POPs no Sistema Estuarino de Laguna. Os estudos de POPs no SEL são escassos, mas os resultados indicam que esse sistema merece atenção e monitoramento, uma vez que tanto PCBs quanto DDTs e outros praguicidas organoclorados foram detectados. Righetti et al. (2019) encontrou semelhanças entre os níveis de POPs de golfinhos do SEL e do Estuário da Lagoa dos Patos (ELP), em ambos os PCBs foram a classe de POPs dominante, e, dentro do grupo dos pesticidas, os metabólitos de DDT foram predominantes, apesar de em níveis menores que outras regiões do mundo. De Souza et al. (2015) avaliou biomarcadores bioquímicos em ostras *Crassostrea brasiliiana* em diferentes locais do SEL e, encontrou um aumento no nível de PCBs em pontos influenciados por dragagens e

atividades agrícolas após exposição; os praguicidas, por outro lado, não foram detectados, com exceção dos DDTs e do endosulfan. Maiores níveis de metabólitos de DDT, como o DDE, podem indicar que os níveis observados são de entradas antigas destes praguicidas (RIGHETTI et al., 2019).

Assim, as principais perguntas que este trabalho pretende responder são: Qual o nível de contaminação do Sistema Estuarino de Laguna em relação aos Poluentes Orgânicos Persistentes? Mais especificamente, quais compostos estarão em maior quantidade nas diferentes matrizes estudadas?

1.1. HIPÓTESE

Se o SEL apresentar contaminação por Poluentes Orgânicos Persistentes, haverá diferença nas concentrações e no padrão de ocorrência dos praguicidas organoclorados e PBDEs quando em comparação aos PCBs e todos serão encontrados em maior quantidade à medida que os organismos estudados sobem de posição na cadeia trófica.

2. OBJETIVO

1.2.1. OBJETIVO GERAL

Determinar o panorama da contaminação do Sistema Estuarino de Laguna por compostos organoclorados e organobromados.

1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

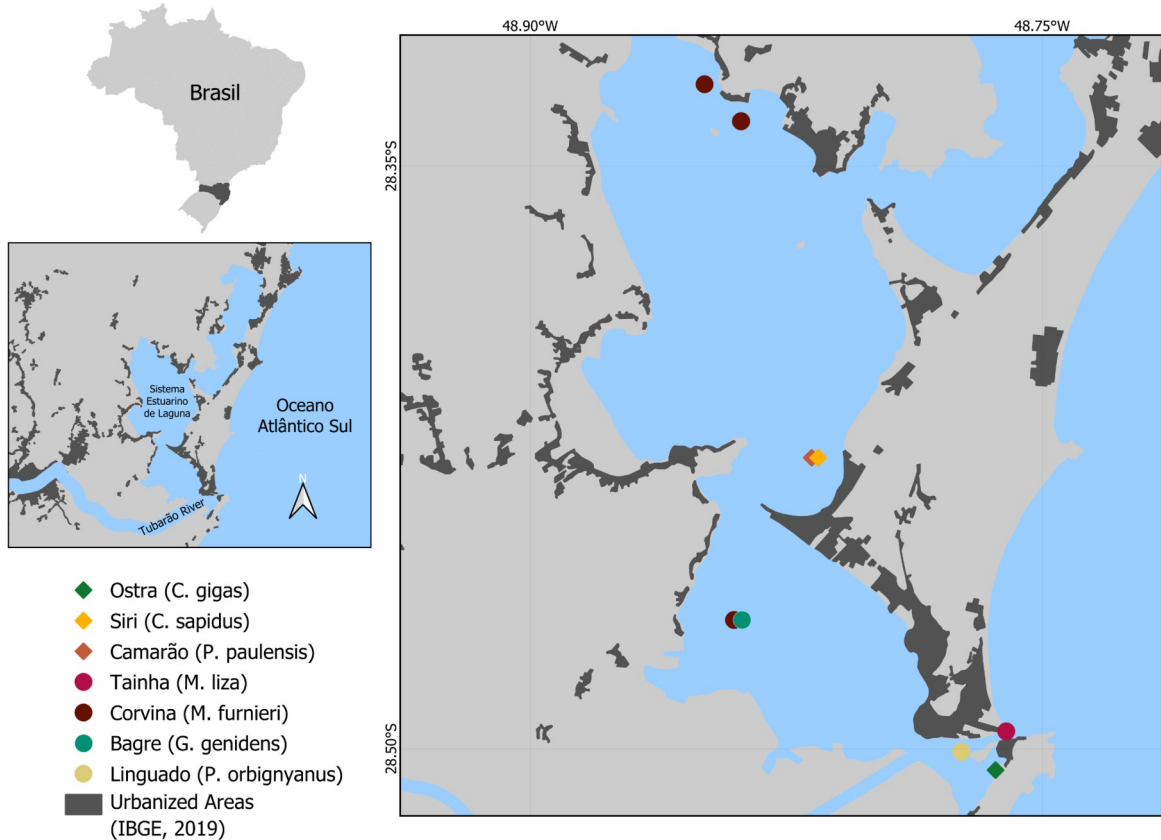
- Identificar e quantificar compostos organoclorados e organobromados em ostras, siris, camarões e peixes do SEL.
- Calcular os riscos da exposição humana aos compostos de interesse por meio da ingestão de moluscos, crustáceos e peixes do SEL.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDO

O Sistema Estuarino de Laguna é composto por três pequenas lagoas - as Lagoas de Imaruí, de Santo Antônio dos Anjos e do Mirim, além dos estuários e canais que as conectam (Figura 2). Dentro do SEL, o rio Tubarão contribui significativamente no regime hídrico das lagoas (BERRETA, 2007), e sua hidrodinâmica é influenciada por fatores como ventos, aporte fluvial e intrusão salina (DAURA-JORGE, 2011).

Figura 2: Área de coleta das amostras em Laguna, Santa Catarina, Brasil.



Entre os principais recursos advindos da pesca artesanal na região destacam-se o camarão-rosa (*Penaeus paulensis* and *Penaeus brasiliensis*), siri (*Callinectes* spp), tainha e parati (*Mugil* spp), corvina (*Micropogonias furnieri*), bagre (*Genidens* spp), linguado (*Paralichthys* spp) e a savelha (*Brevoortia* spp) (SEDREZ et al. 2013; DANTAS, 2018).

3.2. AMOSTRAGEM

As amostras foram coletadas pela equipe do projeto “BRIDGING THE GAP BETWEEN AQUATIC ECOTOXICOLOGY AND HUMAN HEALTH: A PREDICTIVE MODELLING APPROACH”, coordenado pela Profa. Karim Hahn Lüchmann (Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC) e com financiamento da Chamada FAPESC 04 2020/CONFAP/SERRAPILHEIRA.

Foram selecionadas espécies de peixes com diferentes habitats e hábitos alimentares e aquelas consumidas tanto pela população local quanto pelos golfinhos-nariz-de-garrafa. Foram coletados 10 indivíduos de tainha (*Mugil liza*), 12 indivíduos de corvina (*Micropogonias furnieri*), 10 indivíduos de bagre (*Genidens genidens*) e 12

indivíduos de linguado (*Paralichthys orbignyanus*) com a ajuda de pescadores locais. Os espécimes capturados foram imediatamente dissecados e amostras de fígado e músculos foram armazenadas em frascos criogênicos, congeladas em nitrogênio líquido e mantidos a -80°C até a análise.

As ostras, *Crassostrea gasar*, foram coletadas do ambiente e imediatamente levadas ao laboratório para dissecação. Ao todo foram coletados 15 indivíduos, que foram divididos em 3 pools com 5 ostras cada.

Camarões (*Farfantepenaeus paulensis*) e siris (*Callinectes sapidus*) foram amostrados com a ajuda de pescadores locais. Para os camarões foram analisados 3 pools com 15 animais subadultos em cada pool, e para os siris 2 pools com 5 animais cada.

3.3. CUIDADOS ANALÍTICOS

Os utensílios e vidrarias empregados no processamento das amostras passaram por uma limpeza inicial com detergente de laboratório Extran e foram deixados em imersão em solução (5%) deste durante pelo menos 8 horas (utensílios metálicos não passam pela imersão). O material foi então enxaguado com água corrente em abundância e, por fim, com água destilada. Após a secagem em temperatura ambiente, os itens volumétricos e metálicos foram enxaguados 2 vezes com diclorometano e 1 vez com *n*-hexano. Demais materiais foram calcinados em mufla por 4 horas a 450°C .

Para análise de compostos orgânicos em níveis traços e ultra-traços os solventes utilizados precisam ser de elevado grau de pureza e as soluções padrão precisam ser certificadas. Para isso, todos os solventes utilizados aqui foram de grau de pureza HPLC (High Performance Liquid Chromatography) e a pureza dos padrões obtidos era acima de 99%.

3.4. PREPARAÇÃO E PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS

Após as coletas as amostras foram congeladas (-80°C). Posteriormente, elas foram secas por liofilização, maceradas e armazenadas em frascos de vidro previamente limpos até a subsequente extração dos analitos de interesse.

Para análise dos compostos de interesse foram utilizados aproximadamente 1g de amostra seca. Após a pesagem foram adicionados os padrões surrogados (PCB 103 e PCB 198) e a extração foi em banho de ultrassom com 10 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 de 30 mL para cada amostra.

Os extratos foram posteriormente concentrados a 2 mL em um evaporador rotativo a vácuo, dos quais 0,2 mL foram retirados para determinação gravimétrica de lipídios e o restante foi purificado com ácido sulfúrico (H_2SO_4). Para a purificação, foi adicionado ao extrato 1,5 mL de H_2SO_4 concentrado (95-98%). O extrato acidificado foi agitado em vórtex por 10 segundos e, após a separação de fases por decantação, o sobrenadante (fase hexânica) foi coletado e transferido para um novo tubo. O procedimento com o ácido foi repetido mais uma vez para assegurar a purificação do extrato. O extrato purificado foi então lavado duas vezes com 1 mL de água livre de compostos orgânicos para a remoção dos resíduos de ácido da fase hexânica. O extrato final foi concentrado a 0,9 mL e 0,1 mL de padrão interno (TCMX) foi adicionado para completar o volume final de 1 mL.

3.5. IDENTIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DOS COMPOSTOS DE INTERESSE

Os POPs de interesse foram então identificados e quantificados a partir da injeção de 1 μ L do extrato em um cromatógrafo de fase gasosa (Agilent Technologies 7890B) acoplado a um espectrômetro de massa com triplo quadrupolo (Agilent Technologies 7010B) (GC-MS/MS) equipado com coluna cromatográfica HP- 5MS com 30 m de comprimento, 0,25 mm de diâmetro e 0,25 μ m de espessura do filme e o gás de arraste foi o Hélio. A temperatura da interface, fonte e quadrupolo foram, respectivamente, 300°C, 300°C e 150°C. O procedimento de injeção foi realizado no Laboratório de Química Orgânica Marinha (LabQOM) do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IO-USP). Para a quantificação dos compostos foram usadas curvas de quantificação com pelo menos 8 pontos cada, variando de 0,05 a 200 pg L^{-1} para todos os compostos alvo ($r^2 > 0.995$).

3.6. DETERMINAÇÃO DO PESO SECO

Cerca de um grama de amostra úmida foi pesado e mantido em estufa a 65 °C por 24 h para a determinação do peso seco. Posteriormente, o material seco foi pesado novamente e colocado na estufa por mais 2 h na mesma temperatura. Por fim, as amostras foram pesadas novamente para confirmar o peso constante. O peso seco é então determinado a partir da Equação 1.

Equação 1:

$$\text{peso seco (\%)} = \left[\frac{(\text{peso da amostra seca com o frasco} - \text{peso do frasco})}{(\text{peso da amostra úmida com o frasco} - \text{peso do frasco})} \right] \times 100$$

3.7. DETERMINAÇÃO DO PESO LIPÍDICO

O peso lipídico foi estabelecido gravimetricamente utilizando 10% do volume total extraído. Essa alíquota foi transferida para um recipiente (pesado anteriormente) até a total evaporação. Após a evaporação o frasco foi pesado novamente. A porcentagem lipídica é então determinada a partir da Equação 2.

Equação 2:

$$\text{peso lipídico (\%)} = \frac{\text{massa resíduo} \times \text{volume total do extrato} \times 100}{\text{massa amostra} \times \text{volume da alíquota}}$$

3.8. CONTROLE DE QUALIDADE

O controle de qualidade foi realizado por meio da utilização do branco do método (BCO), a fim de medir a contaminação do conjunto analítico pela presença de interferentes no meio laboratorial. O procedimento para o branco envolve a extração de uma quantidade específica de sulfato de sódio calcinado (equivalente à quantidade das amostras analisadas) utilizando a mesma quantidade de solvente do método. Este passa por todas as fases laboratoriais assim como todas as demais amostras do conjunto analisado. Para sua validação, o branco não pode ter mais que 5% de analitos detectados em concentrações que ultrapassem 3 vezes o limite de quantificação do aparelho.

3.9. AVALIAÇÃO DE RISCO DE EXPOSIÇÃO E ESTIMATIVA DE EQUIVALENTES TÓXICOS

Para estimar o risco à saúde humana decorrente da ingestão de peixes, ostras, camarões e siris, a ingestão diária estimada (EDI) foi avaliada utilizando as diretrizes da OMS (OMS, 1998), de acordo com a Equação 3.

Equação 3:

$$EDI = \frac{C \times I}{BW}$$

Onde C é a concentração do contaminante, I é a taxa de ingestão diária local (em ng dia⁻¹) e BW é o peso corporal médio local (em kg). C foi calculada para DDT

em ng g de tecido úmido e para PCBs semelhantes à dioxina (DL-PCBs = 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189) em pg de WHO-TEQ-PCB g-1 de tecido úmido. Para comparar os valores com os da literatura, o EDI para os DL-PCBs foi multiplicado por 7, resultando na ingestão semanal estimada (EWI), expressa em pg TEQ2005 kg bw⁻¹ week⁻¹.

A taxa de ingestão para peixes foi de 28 g/dia por pessoa, considerando o consumo médio nacional de peixes de 10,5 kg per capita anualmente (Secretaria Executiva da Pesca, 2024). Para camarões, o consumo considerado foi de 1,64 g/dia por pessoa, com base no consumo médio de camarão de 600 g por pessoa por ano (Ministério da Agricultura e Pecuária, 2022). Devido à falta de dados específicos de consumo, a mesma taxa de ingestão de camarões foi considerada para ostras e siris. Foi utilizado o peso corporal médio de um adulto de 73,4 kg (IBGE, 2019).

Os equivalentes de toxicidade (TEQs) para DL-PCBs foram estimados multiplicando-se as concentrações pelos valores de TEFs de 2005 (Van den Berg et al., 2006) e expressos em pg WHO-TEQ g.

Para avaliar o risco de câncer, o risco carcinogênico (CR) foi avaliado de acordo com a Equação 4, proposta da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (US EPA, 2015).

Equação 4:

$$CR = \frac{(C \times I \times ED \times EF) \times CSF}{BW \times AT}$$

Em que a concentração de contaminante (C) é expressa em ng g⁻¹ de tecido úmido, a taxa de ingestão (I) em g dia⁻¹, a duração da exposição (ED) em anos, a frequência de exposição (EF) em dias ano⁻¹, o fator de inclinação carcinogênico (CSF) em ug kg⁻¹ dia⁻¹, o peso corporal médio (BW) em kg e o tempo médio de exposição ao longo da vida (AT) em dias. Os valores de CSF foram obtidos no site do Sistema de Informação de Avaliação de Riscos (RAIS) (2024).

4. ARTIGO CIENTÍFICO

Persistent organic pollutants in Southern Brazil: Evidence of continuing risks to marine species.

Giulia Zanato^{1,*}, Barbara P.H. Righetto^{2,3}, Hortência Cordeiro da Luz⁴, Barbara Heck Schallenberger⁵, Clarissa Pellegrini Ferreira⁶, Flavia Ane Gomes Ferreira¹, Rafael André Lourenço⁷, Karim Hahn Lüchmann^{5,8}, Juliana Leonel¹

¹ Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, Brazil.

² Laboratório de Biomarcadores de Contaminação Aquática e Imunoquímica, Departamento de Bioquímica, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, Brazil.

³ Division of Toxicology, Wageningen University, The Netherlands.

⁴ Programa Multicêntrico de Pós-graduação em Bioquímica e Biologia Molecular, Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, Lages, Brazil.

⁵ Laboratório de Ecologia Aplicada e Conservação, Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, Laguna, Brazil.

⁶ Department of Veterinary Population Medicine, College of Veterinary Medicine, University of Minnesota, Minneapolis, United States.

⁷ Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo - USP, São Paulo, Brazil.

⁸ Departamento de Educação Científica e Tecnológica, Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, Florianópolis, Brazil.

*Corresponding author: giuliazanato@gmail.com

Abstract

The occurrence and distribution of PCBs, chlorinated pesticides, and PBDEs were investigated in aquatic species from a subtropical estuarine ecosystem to evaluate potential health risks from seafood consumption. Persistent organic pollutants (POPs) are toxic, long-lasting, and capable of long-range transport, and their lipophilicity leads to accumulation in edible tissues. POP levels were analyzed in seven species from the Laguna Estuarine System (Southern Brazil), including three invertebrates: oysters (*C. gasar*), shrimps (*P. paulensis*) and crabs (*C. sapidus*) and four fish species: mullets (*M. liza*), whitemouth croakers (*M. furnieri*), catfishes (*G. genidens*) and flounders (*P. orbignyanus*), comprising, besides important diet items for local population, ecologically relevant species due to their contribution on ecosystem services. Only DDTs and PCBs were above LOQ and in more than 10% of samples. Overall, DDTs (values from <LOQ to 39.20 ng/g dw) exceeded PCBs (values from <LOQ to 52.79 ng/g dw) and through the evaluation of precursor and metabolite concentrations, the results suggest recent input of DDT and dicofol along the coast. In fish, POP levels were generally higher in liver than muscle. DDTs/PCBs ratios >1 —except in *M. liza* muscle— suggest limited industrial influence. Fish showed higher POP burdens than invertebrates. Overall, long-term dietary exposure suggests low health risk compared to more industrialized regions, though traditional consumption of fish liver may pose risks to riverside communities. These findings

should be interpreted cautiously given the lack of regional consumption data and potential synergistic effects among contaminants.

Keywords: Seafood; Organochlorine pesticides; Polychlorinated biphenyls; Human health risk; Brazil

1. INTRODUCTION

Among the synthetic compounds found in the environment, Persistent Organic Pollutants (POPs) stand out due to their toxicity to humans and wildlife, environmental persistence, long-range transport capacity, and potential for bioaccumulation (Stockholm Convention, 2019). The most common uses of POPs are related to industrial and agricultural sectors—as pesticides, industrial chemicals, or by-products of these activities (Stockholm Convention, 2019). Organochlorine pesticides (OCs), such as dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and its derivatives – dichlorodiphenyldichloroethane (DDD) and dichlorodiphenyldichloroethylene (DDE)—, hexachlorobenzene (HCB), varieties of hexachlorocyclohexanes (α -HCH, β -HCH, and γ -HCH), cyclodienes (aldrin, dieldrin, endrin, chlordane, nonachlor, endosulfan, heptachlor, and heptachloro epoxide), and other chlorinated hydrocarbons (such as mirex, toxaphene, and chlordane), were developed to control pests and increase agricultural productivity, as well as vector control of tropical diseases such as malaria and leishmaniasis (Van den Berg et al., 2009).

Among industrial organochlorines, polychlorinated biphenyls (PCBs) stand out due to their chemical characteristics and thermal stability. They have been extensively used in heat exchange fluids of capacitors and electrical transformers, as additives in paints and plastics, and as insulators in electrical equipment (Stockholm Convention, 2019). Historically, Brazil has been one of the largest consumers of PCBs and OCs in South America (Meire et al., 2012). Another group of concern among POPs are polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), organobromine compounds widely used as flame retardants in various products, such as furniture, electronics, textiles, and plastics. Structurally, PBDEs are similar to DDTs and PCBs, so their persistence, distribution and chemical properties are similar (Tanabe, 2007). Although there are

no official data on the importation and use of PBDEs in Brazil, studies have already reported their presence in mollusks and fish (Da Silva et al., 2013) and dolphins (Leonel et al., 2012; Righetti et al., 2019) in the Brazilian coast.

Organochlorine production has been banned and their use restricted in Brazil for several decades (Brasil, 1981; 1985). However, due to their high persistence, studies have reported their ubiquitous occurrence in coastal environments, with impacts on marine biota. For example, the decline of *Sotalia guianensis* in Guanabara Bay (Rio de Janeiro state) seems to be related to high levels of PCBs (Azevedo et al., 2017); which were also associated with potential risks to *Steno bredanensis* populations in southeastern Brazil (Oliveira-Ferreira et al., 2023). However, data on the occurrence and distribution of POPs are still scarce, and the risks they pose to complex and diverse ecosystems, such as estuaries, are still to be investigated.

In the southern coast of Santa Catarina state, the Laguna Estuarine System (LES) comprises a subtropical environment composed of coastal lagoons with mangroves and salt marshes. These habitats support a distinct biodiversity and serve as nurseries for several fish and invertebrate species, including several of commercial importance (Beck et al., 2001; Bloomfield & Gillanders, 2005). Besides its ecological value, LES offers a myriad of ecosystem services essential to human welfare and livelihoods. However, the lack of adequate management practices may result in serious threats to the region, since it is under the influence of a large coal extraction and refining complex as well as the disposal of urban-industrial effluents, pesticides from rice farms, and bovine waste from livestock activities (i.e., Vieira et al., 2016; Ferreira et al., 2020). Therefore, the health of this ecosystem and of those who depend on them could be at risk.

Evaluating the distribution and identifying sources of POPs in estuarine systems is challenging due to the number of potential inputs of these compounds—both past and present—and the highly dynamic nature of these environments, resulting in a heterogeneous distribution of contaminants among matrices and species. Although sediment is one of the preferred matrices for contamination studies in coastal regions, especially because of their lower complexity when compared to biota samples, organisms can offer an opportunity to evaluate bioaccumulation and potential human exposure, particularly through seafood consumption (Walters et al., 2016). Such information has especial importance in coastal communities, such those

surrounding the LES, which depend on these resources for both subsistence and financial income. Therefore, PCBs, OCs, and PBDES were investigated, for the first time, in seven species of fish and invertebrates collected from LES, which were selected for their ecological and economic importance. If LES is contaminated by persistent organic pollutants, differences in the concentrations and occurrence patterns of organochlorine pesticides, PBDEs and PCBs, as well as increasing contaminant levels with higher trophic position of the studied organisms should be expected. Therefore, the present study aimed to a) evaluate contamination levels in the LES and compare them to other regions; b) assess differences in contamination patterns among species; and c) estimate the potential human health risks associated with consumption of seafood from LES.

2. METHODS

2.1 Study area

The Laguna Estuarine System (LES) is composed of three lagoons—Imaruí, Santo Antônio dos Anjos, and Mirim—along with a channel that connects them to the Atlantic Ocean (Figure 1). Within the LES, the Tubarão River contributes significantly to the water regime of the lagoons (Berreta, 2007), and its hydrodynamics are influenced by factors such as winds, river input and saline intrusion (Meurer & Netto, 2007). Artisanal fisheries represent an important economic activity in the region, targeting key species such as pink shrimp (*Penaeus paulensis* and *Penaeus brasiliensis*), crabs (*Callinectes* spp.), mullets and parati (*Mugil* spp.), croaker (*Micropogonias furnieri*), catfish (*Genidens* spp.) and sole (*Paralichthys* spp.) (Sedrez et al. 2013; Dantas, 2018).

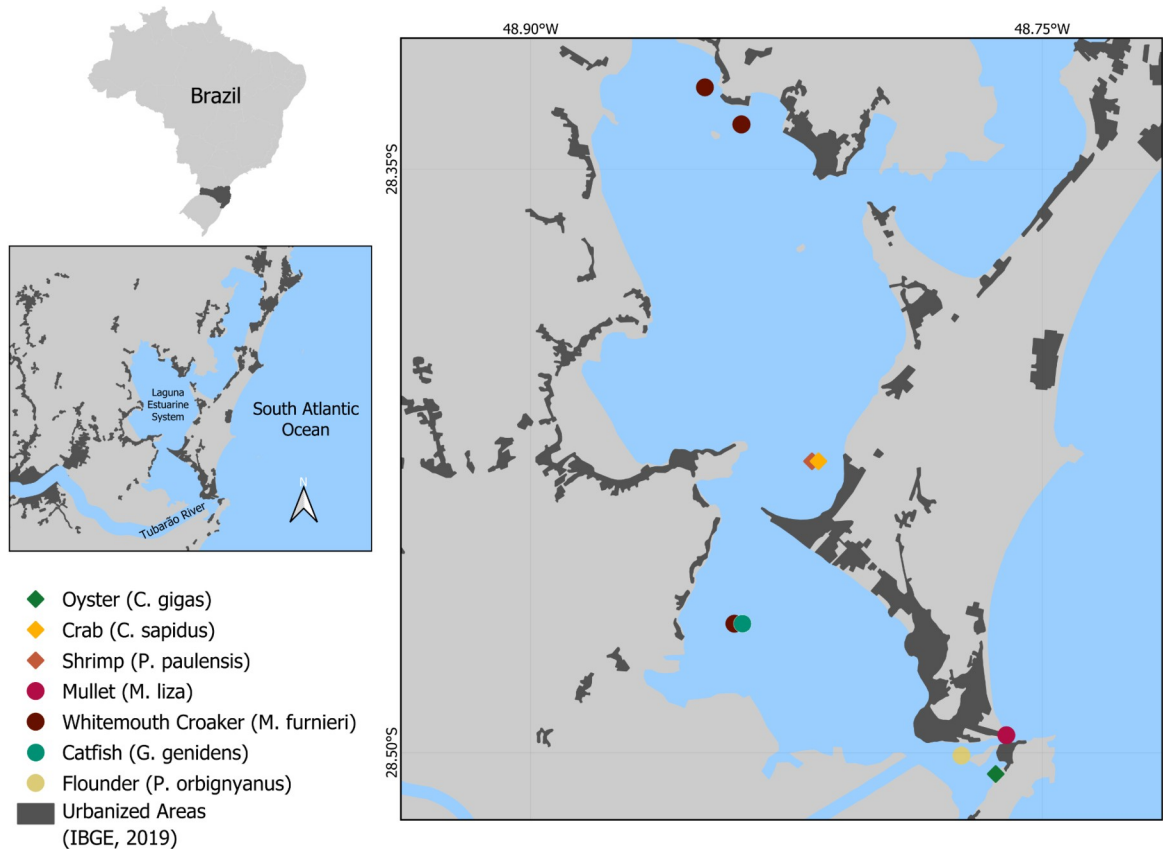


Fig 1. Geographical distribution of the sampling sites in the Laguna Estuarine System, southern Brazil.

2.2 Specimen collection

Samples were obtained from seven commercially important species in the LES (Fig. 1), including: oysters (*Crassostrea gasar*, 3 pools, $n = 5$ in each pool), shrimp (*Penaeus paulensis*, 2 pools, $n = 15$ in each pool), crabs (*Callinectes sapidus*, 2 pools, $n = 5$ in each pool), mullet (*Mugil liza*, $n = 10$), whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*, $n = 12$), catfish (*Genidens genidens*, $n = 7$), and flounder (*Paralichthys orbignyanus*, $n = 12$). For fish species, muscle and liver tissues were collected. For oysters and shrimp, the whole soft tissue was used, while for crabs, the muscle tissue was sampled. All samples were collected immediately after euthanasia, wrapped in aluminum foil, and stored at $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ until chemical analysis. The samples were obtained with artisanal fishers from the LES, and the fishing gear varied according to the species. All samples were collected under a permit issued by the Brazilian Ministry of the Environment (MMA – SISBIO authorization no. 88713-1), and dissections followed institutional animal welfare guidelines (CEUA-UDESC: Approval

#6408220523).

2.3 Sample preparation and processing

Approximately 1 g of freeze-dried sample was extracted three times with 10 mL of a mixture of dichloromethane (DCM) and n-hexane (1:1, v:v) for 10 min after surrogate standards (PCB 103 and PCB 198) were added to the material. The combined extract was evaporated to 2 mL, with 10% being used for total lipid quantification (gravimetrically) and the remaining material purified using sulfuric acid. The final extract was concentrated to 0.9 mL and 0.1 mL of internal standard (TCMX) was added to complete the final volume of 1 mL.

The POPs of interest were then identified and quantified by the injection of 1 μL of the extract into a gas chromatograph (Agilent Technologies 7890B) coupled to a triple quadrupole mass spectrometer (Agilent Technologies 7010B) (GC/MS/MS) equipped with a 30 m long, 0.25 mm diameter, 0.25 μm film thickness HP-5MS chromatographic column, with helium as the carrier gas. The interface, source, and quadrupole temperatures were 300°C, 300°C, and 150°C, respectively. Quantification was carried out using calibration curves prepared with at least eight known concentrations, ranging from 0.05 to 200 pg L^{-1} for all target compounds ($r^2 > 0.995$). Identification was based on commercial standards retention times and ion abundance ratios comparison.

The follow compounds were analysed: DDTs (o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDE, and p,p'-DDE), CHLs (α - and γ -chlordane, oxychlordane, and heptachlor), HCHs (α -, β -, γ -, and δ -HCH), Drins (aldrin and isodrin), HCB, mirex, p,p'-methoxychlor, and endosulfan I and II; 48 isomers and congeners of PCBs (8, 18, 28, 31, 33, 44, 49, 52, 56/60, 66, 70, 74, 87, 95, 97, 99, 101, 105, 110, 114, 118, 123, 126, 128, 132, 138, 141, 149, 151, 153, 156, 157, 158, 167, 170, 174, 177, 180, 183, 187, 189, 194, 195, 199, 203, 206, 209) and seven PBDEs congeners (28, 47, 99, 100, 153, 154, and 183).

2.4 Quality control

Quality control was performed following Wade and Cantillo (1994) guidelines, including blank, surrogate recovery and duplicate samples. Blanks showed less than

5% of target analytes and values were subtracted from the samples. Average surrogate recoveries and relative difference between duplicates were 82 % and 20 %, respectively. Limits of quantification (LOQ) were estimated on the lowest point of the quantification curve and for PCBs were 0.05 ng g⁻¹ and for OCs and PBDEs were 0.1 ng g⁻¹.

2.5 Data analysis

To address the occurrence of POPs in biota samples concentration were expressed on a dry weight basis (dw), whereas for human health risk assessments results were expressed on a wet weight basis (ww). To summarize contaminant concentrations and explore contaminant patterns, descriptive statistics were used. For further explorations (differences among fish species and tissues), non-parametric Kruskal-Wallis test was used, followed by Dunn's (1961) Bonferroni adjustment post hoc test (Zuur et al., 2007). All analyses were performed using R (version 4.4.0; R Core Team, 2024) within the RStudio integrated development environment (RStudio Team, 2024).

2.6 Human health risk assessment

To estimate the human health risk of seafood ingestion, maximum tolerable limit for the sum of DL-PCBs, estimated daily intake (EDI), estimated weekly intake (EWI), non-carcinogenic (HQ; HI) and carcinogenic (CR; R) risks were calculated considering the specific Brazilian conditions (RAIS, 2024).

For dioxin-like PCBs (DL-PCBS = 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189) concentrations were expressed in toxic equivalents (TEQs); expressed in pg TEQ_{PCB} g⁻¹ of wet tissue. TEQ is the sum of the concentrations of each DL-PCB multiplied by their relative toxicity (TEF) (Van den Berg et al., 2006). TEQ values were also used to calculate EDI and EWI for DL-PCBs.

EDI was evaluated using WHO guidelines (World Health Organisation [WHO], 1998), according to the following equation:

$$EDI = \frac{C \times I}{BW}$$

where C is the contaminant concentration, for DDT expressed in ng g⁻¹ wet tissue and for DL-PCBS in pg TEQ_{PCB} g⁻¹ of wet tissue; I is the local ingestion rate (in ng day⁻¹); and BW is the local average body weight (in Kg). To compare the values with those from the literature, EDI for DL-PCBs was multiplied by 7 resulting in the EWI.

The ingestion rate for fish was set at 28 g/day per person, considering the national average fish consumption of 10.5 kg per capita annually (Secretaria Executiva da Pesca, 2024). For shrimp, the consumption rate considered was 1.64 g/day per person, based on the average shrimp consumption of 600 g/person per year (Ministério da Agricultura e Pecuária, 2022). Due to the lack of specific consumption data, the same ingestion rate was considered for oysters and crabs. The average adult body weight was 73.4 kg, according to national statistics (IBGE, 2019).

To evaluate the potential carcinogenic risk (CR) associated with the ingestion of seafood from the LES, the methodology proposed by the U.S. Environmental Protection Agency (US EPA, 2015) was applied using the proposed equation:

$$CR = \frac{(C \times I \times ED \times EF) \times CSF}{BW \times AT}$$

In which contaminant concentration (C) is expressed in ng g⁻¹ wet tissue, ingestion rate (I) in g day⁻¹, exposure duration (ED) in years, the exposure frequency (EF) in days year⁻¹, cancer slope factor (CSF) in ug Kg⁻¹ day⁻¹, average body weight (BW) in Kg and average exposure time over a lifetime (AT) in days. CSF values were obtained from the Risk Assessment Information System (RAIS) database (RAIS, 2024).

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Environmental assessment

Concentrations of POPs in the seven species analyzed from the LES are presented in Table S1. Among all quantified compounds, DDTs and PCBs were detected above the LOQ in 90% of the samples. The predominance of these compounds has been widely reported in marine species along the Brazilian coast, largely due to their intense historical use and high environmental persistence (i.e., Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, 2023; Cascaes et al., 2014; Miranda

& Yogui, 2016; Montone et al., 2023; Righetti et al., 2019). PBDEs and other OCs were occasionally detected in this study's samples. PBDEs absence aligns with *M. liza* and *M. furnieri* from Rio de Janeiro (Lavandier et al., 2013) and could be indicative of the degree of industrialization of the region, since higher levels have been found in more industrialized areas (Da Silva et al., 2013).

DDTs values, in fish, ranged from $<0.10 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ to $12.77 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ in muscle and $2.13 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ to $39.20 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ in liver. These values were lower than those detected in *M. furnieri* and *M. liza* muscle from Rio de Janeiro in 2008, but similar to those reported in 2016 (Silva et al., 2016; Ferreira et al., 2019). On the other hand, when compared with values detected in more anthropized areas in North America and Europe, DDTs levels are generally low (e.g., McGill et al., 2024; Milićević et al., 2022). In invertebrates, oyster concentrations ($1.04\text{--}3.86 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$) were similar to those reported in other Santa Catarina coastal areas (Bastolla et al., 2024), but lower than those reported for Rio de Janeiro coast (Nunes et al., 2024) and markedly lower than levels previously reported for oysters from the Laguna Estuarine System nearly a decade ago, which ranged from $\sim 13\text{--}20 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ in summer and $\sim 19\text{--}25 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ in winter (Ferreira et al., 2019; Ferreira et al. 2021). However, it is important to note that those earlier studies analyzed oysters transplanted to the LES, which already carried a DDT burden prior to exposure that was evidenced by their experimental controls. Values in shrimps ($<0.10\text{--}0.36 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$) and crabs ($<0.10\text{--}0.14 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$) in the present studies were much lower than those found in eggs of crabs ($6.53\text{--}98.22 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$) mangroves in Guanabara Bay, probably due to the high fat content of these (Souza et al., 2008) and were also lower than crabs from Santos Bay ($10.16\text{--}24.60 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$; Magalhães et al., 2012).

In fish, PCBs concentrations ranged from <0.10 to $8.04 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ in muscle and <0.10 to $52.79 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$ in liver. For both tissues, values were lower than those reported for king mackerel (*S. cavalla*), a carnivorous fish with feeding habitats similar to the fish of this study, that mostly feeds on clupeid fish, although other bony fishes, shrimps and squids are also part of it (Miranda & Yogui, 2016). With the exception of *P. orbignyianus*, mean muscle values were higher than those found in *M. furnieri* from Todos-os-Santos Bay, Bahia, Northern Brazil (Santos et al., 2020). Liver and muscle Σ PCBs concentrations were lower than those measured in the same tissues of *M. furnieri* from the estuary of Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Southeast Brazil (Quinete

et al., 2011). Among invertebrates, PCBs were not detected in crabs and occurred at very low concentrations in shrimp ($<0.10 - 0.18 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$), whereas concentrations in oysters ($1.0 - 3.17 \text{ ng g}^{-1} \text{ dw}$) were similar to those detected in fish muscle. When compared to other studies, oyster concentrations were similar to values found in bivalves from Santa Catarina's marine protected areas (Nunes et al., 2024), similar or lower than some estuaries near industrial and harbor regions from Todos-os-Santos Bay (Mataripe, Subaé, and Aratu Bay; Santos et al. 2020), higher than those from more preserved estuaries (Jaguaripe, Paraguaçu, and Camamu Bay; Santos et al. 2020), and lower than recent oyster studies in nearby regions (Bastolla et al., 2024).

Overall, contamination levels were low and varied according to trophic levels, feeding habits, habitat, and tissue type. The general trend in DDT and PCBs concentrations followed the decreasing order: *P. orbignyanus* liver $>$ *M. liza* and *M. furnieri* liver $>$ *G. genidens* liver and muscle $>$ oyster (*C. gasar*) $>$ *M. liza* and *M. furnieri* muscle $>$ *P. orbignyanus* muscle, crab (*C. sapidus*), and shrimp (*P. paulensis*) (Figs. 2 and 3). Concentrations were higher in fishes than invertebrates, and liver samples showed higher levels than muscle tissue, an expected result given the high lipophilicity of these compounds and the fact that liver tissue is substantially more lipid-rich than muscle. Among invertebrates, oysters exhibited the highest values, as expected, due to their filter-feeding behavior and high bioaccumulation capacity, which make them widely used as a sentinel organism for studies on marine contamination (Ferreira et al., 2021; Lerebours et al., 2022; Ribeiro et al., 2023; Verlecar et al., 2006).

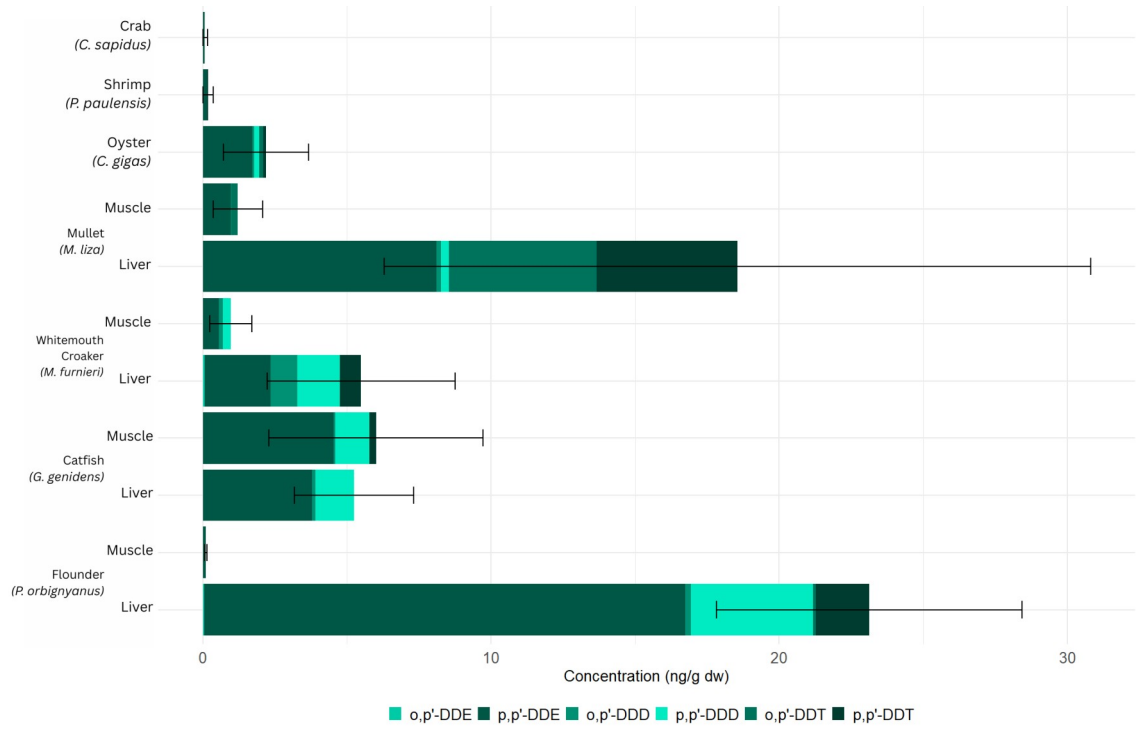


Fig 2. DDTs average concentration (ng g⁻¹ dw) and composition in species from Laguna Estuarine System.

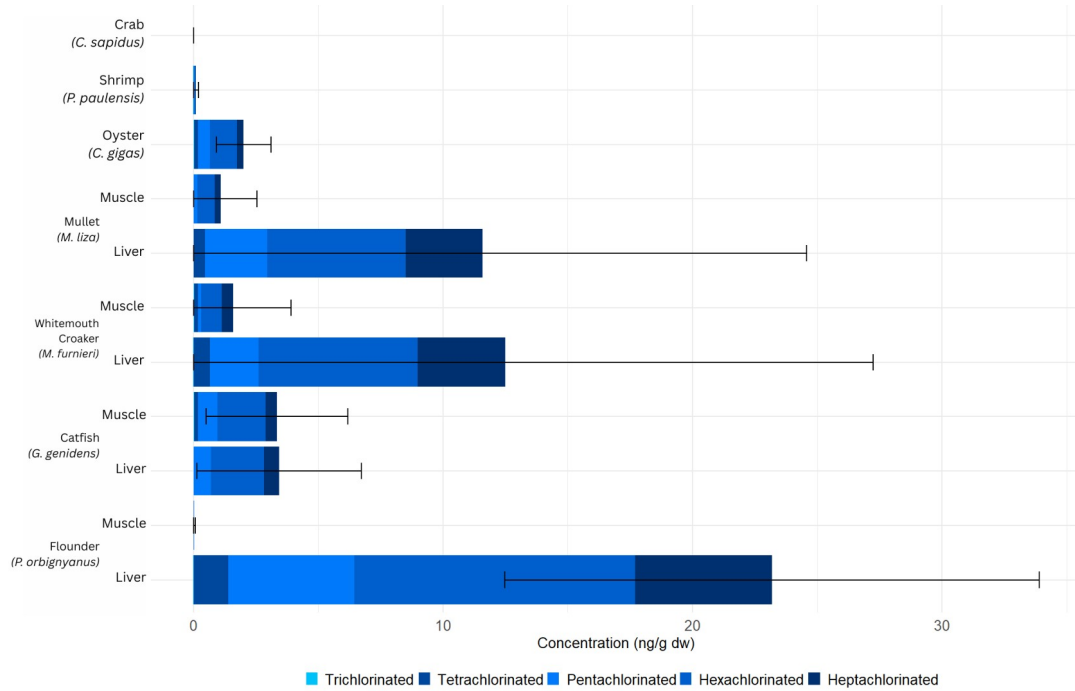


Fig 3. PCBs average concentration (ng g⁻¹ dw) and composition in species from Laguna Estuarine System.

In fish, feeding habits and habitats would be expected to influence the values detected, however no significant statistical difference was found (Σ DDTs: $p = 0.317$; Σ PCBs: $p = 0.978$). The highest concentrations were detected in *P. orbignyanus*, which are benthic species that feed on crustaceans and fishes followed by those in *M. liza*, which is an ilioophage species that obtain most of their food from the bottom of the sea through the ingestion of organic matter deposited in the sediment (Astarloa & Munroe, 1998; Thompson et al. 2015). On the other hand, demersal species such as *M. furnieri* and *G. genidens* showed lower contamination levels. Regarding the *M. liza* it is worth noting that this species has migratory behavior and the specimens sampled could be not originally from LES, but from southern areas and therefore be exposed to other sources of PCBs and DDTs (Lemos et al., 2014).

Overall, PCBs and DDTs values in liver were significantly higher than in muscle (DDTs $p = 2.34 \times 10^{-5}$ and PCBs $p = 2.91 \times 10^{-6}$) all species combined. However, when comparing tissues among fish species, significant differences were found for both PCB and DDT only in *M. liza* and *P. orbignyanus* (Table S2 and S3). The lack of statistical difference for other fish species appears to be due to the high variability in contamination values within each species. Considering the average values, *M. liza*, *P. orbignyanus* and *M. furnieri* showed higher levels of both DDTs and PCBs in liver than muscle, whereas *G. genidens* exhibited similar levels in both tissues. This pattern likely reflects physiological differences in contaminant uptake and metabolism between tissues. The liver is the primary organ for detoxification and biotransformation processes before contaminants are distributed to other tissues (Roberts, 2012). Moreover, due to the lipophilic nature of PCBs and DDTs, higher accumulation is expected in lipid-rich tissues, such as the liver, whereas tissues with low lipid content, like muscle, tend to show lower POPs concentration (Miranda & Yogui, 2016). In *G. genidens*, other factors— like those related to cycling in lipid storage and utilization (e.g., reproductive stage, nutrition status)—may account for the lack of difference between tissues in fish (Wang et al., 2021). Further investigation is needed to elucidate the mechanisms underlying these differences among species.

Among DDTs, p,p'-DDE was the predominant compound in all species, representing more than 50% of total DDTs in most samples. Exceptions were *M. liza* liver, where p,p'-DDT and o,p'-DDT together accounted for more than 50% of DDTs (Figure S1). Although technical DDT is composed predominantly of p,p'-DDT (77%)

and contains almost no p,p'-DDE in its formulation (< 0.1%), the latter is commonly the predominant congener in environmental samples due to degradation processes (Fig. S2; World Health Organization [WHO], 1998). Therefore, the p,p'-DDE/ Σ DDT ratio can be used to evaluate the chronology input of DDTs into the environment, with values higher than 0.6 representing historical contribution and no recent inputs (Aguilar, 1984). In this study, all samples, except *M. liza* liver (0.44 ± 0.17), *M. furnieri* liver and (0.50 ± 0.26) and muscle (0.54 ± 0.24), presented p,p'-DDE/ Σ DDT ratios above 0.6, which could be a reflection of the reduction in DDT inputs following its ban in several countries, such as the national prohibition implemented in Brazil in 2009 (Brasil, 2009). Nonetheless, ratios below 0.6, which were detected in some fish liver samples, may indicate recent inputs of the technical mixture. Such cases have been reported in other areas of Santa Catarina State: Rizzi et al. (2017) detected higher values of p,p'-DDT than p,p'-DDE from two sites near São Francisco do Sul, and a recent study found a similar pattern in oysters from LES, Florianópolis, and Itajaí (Bastolla et al., 2024). Moreover, higher values of p,p'-DDT compared to p,p'-DDE were also reported in Rio Negro, Argentina, suggesting that this could be a problem beyond Brazilian borders (Arias et al., 2023).

Yogui et al. (2010) recommend further analyzing DDT composition by separating o,p'-DDT from p,p'-DDT (Figure S1), since these isomers exhibit distinct patterns of persistence and biotransformation, which results in contrasting residual profiles between the technical mixture and animal tissues. With this distinction, conjectures regarding sources, exposure time, and metabolic pathways become possible. When looking at o,p'-DDT and its metabolites (o,p'-DDD and o,p'-DDE), fish samples showed predominance of o,p'-DDD, whereas invertebrates exhibited predominance of o,p'-DDT. This suggests that, as found in cetaceans, o,p'-DDT is preferentially degraded to o,p'-DDD in fish, but not in invertebrates (Yogui et al. 2010). In that study, authors showed small cetaceans exhibited a residual pattern in which o,p'-DDT remained in higher proportions when compared to p,p'-DDT and was mostly biotransformed into o,p'-DDD rather than o,p'-DDE. Another important observation regarding DDTs composition was the high o,p'-DDT concentrations, especially in *M. liza*, that could be related to Dicofol use. Dicofol is an acaricide synthesized from technical DDT. During the synthesis reaction, DDT is first chlorinated to an intermediate, Cl-DDT, followed by hydrolyzing to dicofol (Fig. S3; Qiu et al., 2005) and

depending on its production process, can contain large amounts of o,p'-DDT (0.63 – 77%) as impurity (Qiu et al., 2004; 2005). In Brazil, Dicofol was mainly used on cotton and fruit trees (apple and citrus) against mites. Its production ceased in 2012, and its pesticide registration was revoked in 2015. However, since 2018, ~ 4 tons of Dicofol have been imported annually (COMEXSTAT, 2025). Finally, p,p'-DDD was present in concentrations representing approximately 10% of DDTs detected in *P. orbignyana*, *G. genidens* and *M. furnieri*, but was virtually not detected in *M. liza*. This difference could be another signal that *M. liza* in this study originated from another region.

37 of 48 PCBs were detected above the LOQ. PCB composition profiles were relatively similar across species from the LES, with hexa-chlorinated congeners predominating, except in shrimp, where penta-chlorinated PCBs were most abundant (Figure S4), followed by penta- and hepta-chlorinated PCBs. Such composition appears to be the result of historical use and subsequent environmental release of commercial PCB mixtures most used in Brazil, Aroclor 254 and 1260 (Lavandier et al., 2013; Almeida et al., 2007). Moreover, these PCBs show high resistance to degradation and metabolization, and low environment mobility (due to low volatility and solubility). Consequently, they persist longer in the environment than lighter PCBs congeners, contributing to assimilation and bioaccumulation by the local biota. This is corroborated by the fact that PCB 138 and PCB 153 were the congeners with the highest concentrations followed by PCB180>PCB149>PCB170. All of them either have no vicinal H-atoms or have 2-3 chlorine atoms at *ortho*- and *meta*-positions, which confers high persistence by hindering the first step of metabolization - oxygen atom insertion via the CYP enzymatic system (Bruhn et al., 1995; Walker et al., 2005).

Considering that DDTs and PCBs can be used as chemical markers of agricultural and industrial activities, respectively, the DDTs/PCBs ratio was calculated for samples from LES. Ratios above 1 were detected in all samples (ranging from 1.08 in *P. orbignyana* muscle to 3.32 in *M. liza* liver), except for *M. liza* muscle (0.87), suggesting that industrial sources have a minor contribution to contamination in the region. Such patterns are not common in species from the Brazilian coast areas where PCBs dominated in most studies (e.g., Leonel et al., 2014; Miranda & Yogui, 2016; Righetti et al., 2019). Higher DDT-to-PCB ratios have also been reported in dolphins from the Cananéia Estuary, southeastern Brazil, a region with intense historical use of OCs (Yogui et al., 2003). Even though there is a lack of data regarding DDTs used for

agricultural purposes in Santa Catarina, it was intensively used to control malaria (Thiago, 2003). These results also indicate LES is a region with a lower degree of industrialization.

3.2. Risk assessment

Risk assessment was calculated for all species and tissues, even for liver samples. Although muscle is the fish tissue most consumed by the majority of the population, liver is also commonly ingested by Brazilian riverside communities (Hauser-Davis et al., 2016). At LES it is also a reality, especially liver from *M. liza*.

Except for crabs (*C. sapidus*) and *P. orbignyana* muscle, where no PCBs were detected above the LOQ, DL-PCBs were detected in all samples from LES, with concentrations ranging from 0.05–6.87 ng g⁻¹ dw, representing a small portion of the total PCBs concentrations. However, even lower concentrations of DL-PCBs are of concern. While their planar conformation favors metabolization through interaction with the aryl hydrocarbon receptor (AhR), it may also increase their toxicity by altering the expression of genes that might result in a wide spectrum of biological damages (Walker et al. 2005).

Given the importance of toxic equivalency factors (TEF) values to assess the potential health and environmental risks from PCBs exposition and that a large amount of new data regarding biochemical and toxic responses are available, TEF were recently reviewed and updated (DeVito et al., 2024). However, national and international regulatory institutions are still in the process of updating their tolerable limits for food. Thus, to allow comparison with current regulations, the discussion in this study was focused on 2005-TEF from Berg et al. (2006).

Among samples with DL-PCBs concentrations above the LOQ, TEQ values ranged from 4.61×10^{-4} to $19.85 \text{ pg WHO-TEQ}_{2005} \text{ g}^{-1} \text{ ww}$ in muscle, from 1.17×10^{-3} to $14.15 \text{ pg WHO-TEQ}_{2005} \text{ g}^{-1}$ in liver. In invertebrates, only one oyster sample and one shrimp sample presented DL-PCBs and TEQ value were $2.54 \times 10^{-3} \text{ pg WHO-TEQ}_{2005} \text{ g}^{-1} \text{ ww}$ and $1.20 \times 10^{-3} \text{ pg WHO-TEQ}_{2005} \text{ g}^{-1} \text{ ww}$, respectively. According to the Brazilian National Health Surveillance Agency's reference value, only one muscle and one liver sample (from a *M. liza*) exceeded the maximum tolerable limit of 6.5 pg g^{-1} for the sum

of DL-PCBs (ANVISA, 2022). Here it is important to explain that, since there are no reference TEQ values for shrimps and oysters, the value established for fish muscle (6.5 pg g^{-1}) was applied to these species (ANVISA, 2022). Regarding EWI, values ranged from 1.88×10^{-4} to $53.01 \text{ pg TEQ}_{2005} \text{ kg bw}^{-1} \text{ week}^{-1}$ (Table S4). Again, muscle and liver of *M. liza* exceeded the tolerable weekly intake (TWI) of $2 \text{ pg TEQ}_{2005} \text{ kg bw}^{-1} \text{ week}^{-1}$ along with liver of *P. orbignyana* (Table S4) (EFSA et al., 2018). *M. liza* is a well-established relevant species that supports artisanal fishers and is widely consumed in the region due to its cultural importance, high availability, and low costs (Garbin et al., 2014). *P. orbignyana* is also a relevant species within the region, therefore, further investigation, covering a broader range of contaminant classes, is demanded.

For DDTs, estimated daily intake (EDI) values ranged from 2.22×10^{-3} to $5.74 \text{ ng g}^{-1} \text{ bw day}^{-1}$ (Table S4). The minimum risk level (MRL) of $0.5 \text{ ng g}^{-1} \text{ bw day}^{-1}$ for oral exposure to Σ DDT was exceeded in muscle of three *G. genidens* and in liver of seven *M. liza*, five *M. furnieri*, four *G. genidens* and all twelve *P. orbignyana*. However, all values were consistently below the provisional tolerable daily intake (PTDI) of $1.0 \times 10^4 \text{ ng kg}^{-1} \text{ bw day}^{-1}$ proposed by WHO and Joint Expert Committee on Food Additives (WHO and JECFA, 2021). Nevertheless, the PTDI values should be interpreted with caution since it is based on a 1956 clinical study.

Although no formal acceptable threshold for cancer risk (CR) has been established, values lower than $1.2 \times 10^{-6} \text{ mg kg day}^{-1}$ should raise no concern (ATSDR, 2025a). CR estimates ranged from 7.4×10^{-9} to $9.8 \times 10^{-4} \text{ mg kg day}^{-1}$ for DL-PCBs and from 7.6×10^{-10} to $1.9 \times 10^{-6} \text{ mg kg day}^{-1}$ for DDTs (Table S4). For DL-PCBs in muscle, only one sample –again, *M. liza*– exceeded the recommended threshold of $1.2 \times 10^{-6} \text{ mg kg day}^{-1}$. In liver, three samples of *M. liza*, two of *M. furnieri* and five of *P. orbignyana* exceeded that threshold. For DDTs only *M. liza* (one muscle and four liver) and *P. orbignyana* (one liver) presented values above the recommended threshold.

Overall, based on EDI, EWI, and CR values, the ingestion of oyster, crab, shrimp and fish muscle from LES did not appear to pose a high risk to the health of the population regarding DL-PCBs and DDTs exposure. However, the consumption of fish liver as a valuable food source in the LES increases the likelihood of health issues, especially for the riverside communities, and more studies should focus on human

exposure to POPs in the area and their consequences.

Results should be evaluated with cautions since: a) the annual average consumption of seafood in LES may be higher than the Brazilian average value; b) certain groups, such as fetus and infants, are more vulnerable to contamination effects and even levels that did not exhibit toxicity to adults, may induce long-lasting damage to them; c) TEFs values do not correspond to a single toxicological endpoint; and d) only risks associated to PCBs and DDTs exposure were evaluated here, without considering potential synergistic effects between them and with other contaminants present in the region.

5. CONCLUSION

This study provides the first comprehensive investigation of PCBs, OCs, and PBDEs in seven species from the LES, a subtropical marine ecosystem in Southern Brazil. DDTs and PCBs were the dominant contaminants. Species occupying higher trophic levels and with feeding habits more related to sediments showed the highest contaminant levels. The predominance of DDTs over PCBs highlights the importance of past DDT use in the region, both in agriculture and in malaria control, and indicates a minor contribution of industrial sources to the region. Presence of *o,p'*-DDT and *p,p'*-DDT in samples reinforce the importance of continuous monitoring as an attempt to identify and track contamination sources.

Regarding the apprehensions surrounding health risks of seafood consumption for humans, EDI, EWI and CR values were compliant with regulatory limits and guidelines and did not exceed the established safety thresholds for most species; but fish liver consumption may pose a threat especially for riverside communities. However, these results should be interpreted with caution due to the lack of regional data on seafood consumption and since regulations overlook the combined or synergistic effects of multiple contaminants in the LES.

ACKNOWLEDGMENTS

This research was conducted in the context of the Graduate Program in

Oceanography (PPGOceano–UFSC) with support from CAPES – financing code 001. This work was supported by Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC; Grant TO2022TR00021 and TO2024TR002284 to KHL). JL and KHL are recipient of CNPq productivity fellowship (Grant #305773/2022-4 and #313843/2023-6, respectively). G. Zanato thanks FAPESC for her scholarship. The authors acknowledge the fishers from the Laguna Estuarine System for contributing to the specimens sampling.

Author contributions:

Giulia Zanato: Conceptualization, Methodology, Investigation, Data Curation, Writing - Original Draft.

Barbara P. H. Righetto: Conceptualization, Writing - Review & Editing.

Hortência Cordeiro da Luz: Writing - Review & Editing.

Barbara Heck Schallenberger: Writing - Review & Editing.

Clarissa Pellegrini Ferreira: Writing - Review & Editing.

Flavia Ane Gomes Ferreira: Methodology.

Rafael André Lourenço: Methodology.

Karim Hahn Lüchmann: Conceptualization, Writing - Review & Editing, Funding acquisition.

Juliana Leonel: Conceptualization, Methodology, Data Curation, Writing - Review & Editing, Supervision.

REFERENCES

Aguilar, A., 1984. Relationship of DDE/ Σ DDT in marine mammals to the chronology of DDT input into the Ecosystem. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41,840-844. <https://doi.org/10.1139/f84-100>.

Almeida, F.V., Centeno, A.J., Bisinoti, M.C., Jardim, W.F., 2007. Substâncias tóxicas persistentes (STP) no Brasil. *Quím. Nova* 30, 1976–1985. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422007000800033>.

ANVISA, 2022. Instrução normativa - IN nº 160 de 1º de julho de 2022. Ministério da Saúde, Brasília, p. 33.

Azevedo, A.F., Carvalho, R.R., Kajin, M., Van Sluys, M., Bisi, T.L., Cunha, H.A., Lailson-Brito Jr., J., 2017. The first confirmed decline of a delphinid population from Brazilian waters: 2000e2015 abundance of *Sotalia guianensis* in Guanabara Bay, South-Eastern Brazil. *Ecol. Indicat.* 79, 1 - 10. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.045>.

Arias, A.H, Oliva, A.L., Ronda, A.C., Tombesi, N.B., Macchi, P., Solimano, P., Abrameto, M., Migueles, N., 2023. Large-scale spatiotemporal variations, sources, and risk assessment of banned OCPs and PAHs in suspended particulate matter from the Negro river, Argentina. *Environmental Pollution* 320, 121067. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121067>.

Astarloa, J.M.D. & Munroe, T.A.,1998. Systematics, distribution and ecology of commercially important paralichthyid flounders occurring in Argentinean-Uruguayan waters (*Paralichthys*, *Paralichthyidae*): an overview. *J. Sea Res.* 39(1998):1-9. [https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(97\)00010-5](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(97)00010-5).

Azevedo, A.F., Carvalho, R.R., Kajin, M., Van Sluys, M., Bisi, T.L., Cunha, H.A., Lailson-Brito Jr., J., 2017. The first confirmed decline of a delphinid population from Brazilian waters: 2000e2015 abundance of *Sotalia guianensis* in Guanabara Bay, South-Eastern Brazil. *Ecol. Indicat.* 79, 1 - 10. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.045>.

Bastolla, C.L.V., Guerreiro, F.C., Saldaña-Serrano, M., Gomes, C.H.A.M., Lima, D., Rutkoski, C.F., Mattos, J.J., Dias, V.H.V., Righetti, B.P.H., Ferreira, C.P., Martim, J., Alves, T.C., Melo, C.M.R., Marques, M.R.F., Lüchmann, K.H., Almeida, E.A., Bainy, A.C.D., 2024. 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* 925, 171679. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171679>.

Beck, M. W., Heck, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., Halpern, B., Hays, C. G., Hoshino, K., Minello, T. J., Orth, R. J., Sheridan, P. F., & Weinstein, M. P., 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, 51(8), 633-641. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2).

Berreta, M., 2007. A qualidade das águas da Lagoa do Imaruí e dos efluentes da carcinicultura - Laguna, SC. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Geografia. Master dissertation.

Bloomfield, A.L., Gillanders, B.M., 2005. Fish and invertebrate assemblages in seagrass, mangrove, saltmarsh, and nonvegetated habitats. *Estuaries* 28, 63–77. <https://doi.org/10.1007/BF02732754>.

BRASIL, 1981. Portaria Interministerial 19, de 29 de janeiro de 1981. Retrieved from: <https://faolex.fao.org/docs/pdf/bra15389.pdf>.

BRASIL, 1985. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Portaria nº 329, de 2 de setembro de 1985. Retrieved from: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/mapa_gm/1985/prt0329_02_09_1985.html.

Brasil, 2009. Presidência da República. Lei nº 11.936, de 14 de maio de 2009. Retrieved from: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/Lei/L11936.htm.

Bruhn, R., Kannan, N., Petrick, G., Schutz-Bull, D.E., Duinker, J.C., 1995. CB pattern in the harbour porpoise: Bioaccumulation, metabolism and evidence for cytochrome p450 IIB activity. *Chemosphere* 31, 3721–3732. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(95\)00221-S](https://doi.org/10.1016/0045-6535(95)00221-S).

Cascaes, M.J., Oliveira, R.T., Ubarana, R.M., Sato, R.M., Baldassim, P., Colabuono, F.I., Leonel, J., Taniguchi, S., 2014. Persistent organic pollutants in liver of Brazilian sharpnose shark (*Rhizoprionodon lalandii*) from southeastern coast of Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 86, 591–593. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.05.032>.

COMEXSTAT, 2025. Sistema oficial para extração das estatísticas do comércio exterior brasileiro de bens – Ministério do Desenvolvimento, Indústria, Comércio e Serviços. URL <https://comexstat.mdic.gov.br/pt/geral>.

Dantas, D.V., 2018. Mapeamento dos territórios tradicionais de pesca, o conhecimento ecológico tradicional e as regras informais de gestão existentes no Complexo Lagunar Sul de Santa Catarina: Conclusões e recomendação para a gestão pesqueira. In: Subsídio ao Ordenamento Pesqueiro Nacional, Brasília, DF: Athalaia Gráfica e Editora, p. 81-99.

Da Silva, S.F.G., Brüning, I.M.R.A., Montone, R.C. et al., 2013. Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDES) and Polychlorinated Biphenyls (PCBS) in Mussels and Two Fish Species from the Estuary of the Guanabara Bay, Southeastern Brazil. *Bull Environ Contam Toxicol* 91, 261–266. <https://doi.org/10.1007/s00128-013-1026-3>.

De Souza, A.S., de, Torres, J.P.M., Meire, R.O., Neves, R.C., Couri, M.S., Serejo, C.S., 2008. Organochlorine pesticides (OCs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments and crabs (*Chasmagnathus granulata*, Dana, 1851) from mangroves of Guanabara Bay, Rio de Janeiro State, Brazil. *Chemosphere* 73, S186–S192. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.093>.

DeVito, M., Bokkers, B., van Duursen, M.B.M., van Ede, K., Feeley, M., Antunes Fernandes Gáspár, E., Haws, L., Kennedy, S., Peterson, R.E., Hoogenboom, R., Nohara, K., Petersen,

K., Rider, C., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Wheeler, M.W., Wikoff, D.S., Zhao, B., van den Berg, M., 2024. The 2022 world health organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for polychlorinated dioxins, dibenzofurans and biphenyls. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 146, 105525. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2023.105525>.

EFSA - P. on C. in the F. C., Knutsen, H.K., Alexander, J., Barregård, L., Bignami, M., Brüschweiler, B., Ceccatelli, S., Cottrill, B., Dinovi, M., Edler, L., Grasl-Kraupp, B., Hogstrand, C., Nebbia, C.S., Oswald, I.P., Petersen, A., Rose, M., Roudot, A.-C., Schwerdtle, T., Vleminckx, C., Vollmer, G., Wallace, H., Fürst, P., Håkansson, H., Halldorsson, T., Lundebye, A.-K., Pohjanvirta, R., Rylander, L., Smith, A., van Loveren, H., Waalkens-Berendsen, I., Zeilmaker, M., Binaglia, M., Gómez Ruiz, J.Á., Horváth, Z., Christoph, E., Ciccolallo, L., Ramos Bordajandi, L., Steinkellner, H., Hoogenboom, L. (Ron), 2018. Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. *EFSA Journal* 16, e05333. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5333>.

Ferreira, C.P., Lima, D., Paiva, R., Vilke, J.M., Mattos, J.J., Almeida, E.A., Grott, S.C., Alves, T.C., Corrêa, J.N., Jorge, M.B., Uczay, M., Vogel, C.I.G., Gomes, C.H.A.M., Bainy, A.C.D., Lüchmann, K.H., 2019. Metal bioaccumulation, oxidative stress and antioxidant responses in oysters *Crassostrea gasar* transplanted to an estuary in southern Brazil. *Sci. Total Environ.* 685, 332–344. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.384>.

Ferreira, C.P., Lima, D., Souza, P., Piazza, T.B., Zacchi, F.L., Mattos, J.J., Jorge, M.B., Almeida, E.A., Bianchini, A., Taniguchi, S., Sasaki, S.T., Montone, R.C., Bicego, M.C., Bainy, A.C.D., Lüchmann, K.H., 2020. Short-term spatiotemporal biomarker changes in oysters transplanted to an anthropized estuary in Southern Brazil. *Sci. Total Environ.* 709, 136042. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.136042>.

Ferreira, C.P., Piazza, T.B., Souza, P., Lima, D., Mattos, J.J., Saldaña-Serrano, M., Piazza, R.S., Jorge, M.B., Bianchini, A., Taniguchi, S., Sasaki, S.T., Montone, R.C., Bicego, M.C., Bainy, A.C.D., Lüchmann, K.H., 2021. Integrated biomarker responses in oysters *Crassostrea gasar* as an approach for assessing aquatic pollution of a Brazilian estuary. *Mar. Environ. Res.* 165, 1. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105252>.

Ferreira, V.B., Estrella, L.F., Alves, M.G.R., Gallistl, C., Vetter, W., Silva, T.T.C., Malm, O., Torres, J.P.M., Abadio Finco, F.D.B., 2019. Residues of legacy organochlorine pesticides and DDT metabolites in highly consumed fish from the polluted Guanabara Bay, Brazil: distribution and assessment of human health risk. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 55(1), 30–41. <https://doi.org/10.1080/03601234.2019.1654808>

Garbin, T., Castello, J.P., Kinas, P.G., 2014. Age, growth, and mortality of the mullet *Mugil liza* in Brazil's southern and southeastern coastal regions. *Fish. Res.* 149, 61–68. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2013.09.008>.

Hauser-Davis, R.A., Bordon, I.C.A.C., Oliveira, T.F., Ziolli, R.L., 2016. Metal bioaccumulation in edible target tissues of mullet (*Mugil liza*) from a tropical bay in southeastern Brazil. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 36, 38–43. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2016.03.016>.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2019. Pesquisa Nacional de Saúde 2019: percepção do estado de saúde, estilos de vida, doenças crônicas e saúde bucal. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. 117 p. Retrieved from: <https://www.pns.icict.fiocruz.br/wp-content/uploads/2021/02/liv101764.pdf>.

Lavandier, R., Quinete, N., Hauser-Davis, R.A., Dias, P.S., Taniguchi, S., Montone, R., Moreira, I., 2013. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and Polybrominated Diphenyl ethers (PBDEs) in three fish species from an estuary in the southeastern coast of Brazil. *Chemosphere* 90, 2435–2443. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.11.001>.

Lemos, V. M., Varela Jr., A.S., Schwingel, P.R., Muelbert, J.H., Vieira, J.P., 2014. Migration and reproductive biology of *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) in south Brazil. *J. Fish Biol.* 85:671–687. <http://dx.doi.org/10.1111/jfb.12452>.

Leonel, J., Taniguchi, S., Sasaki, D.K., Cascaes, M.J., Dias, P.S., Botta, S., Santos, M.C.O., Montone, R.C., 2012. Contamination by chlorinated pesticides, PCBs and PBDEs in Atlantic spotted dolphin *Stenella frontalis* in western South Atlantic. *Chemosphere* 86, 741–746. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.10.049>.

Leonel, J., Sericano, J.L., Secchi, E.R., Bertozzi, C., Fillmann, G., Montone, R.C., 2014. PBDE levels in franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*): temporal trend and geographical comparison. *Sci. Total Environ.* 493, 405–410. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.003>.

Lerebours, A., Bathie, M., Kazour, M., Amara, R., Huet, V., Thomas, H., 2022. Spatiotemporal contamination of microplastics in shellfish farming regions: a case study. *Mar. Pollut. Bull.* 181. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113842>.

Magalhães, C.A., Taniguchi, S., Cascaes, M.J., Montone, R.C., 2012. PCBs, PBDEs and organochlorine pesticides in crabs *Hepatus pudibundus* and *Callinectes danae* from Santos Bay, State of São Paulo, Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 662–667. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.12.020>.

McGill, L., Sleugh, T., Petrik, C., Schiff, K., McLaughlin, K., Aluwihare, L., Semmens, B., 2024. The persistent DDT footprint of ocean disposal, and ecological controls on bioaccumulation in fishes. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2024 Nov 5;121(45):e2401500121. <https://doi.org/10.1073/pnas.2401500121>.

Meire, R.O., Lee, S.C., Targino, A.C., Torres, J.P.M., Harner, T. 2012. Air concentrations and transport of persistent organic pollutants (POPs) in mountains of southeast and southern Brazil. *Atmospheric Pollution Research*, [S.L.], v. 3, n. 4, p. 417-425. <http://dx.doi.org/10.5094/apr.2012.048>.

Meurer, A.Z., Netto, S.A., 2007. Seasonal dynamics of benthic communities in a shallow sublittoral site of Laguna estuarine system (South Brazil). *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology* 11: 53–62. <http://dx.doi.org/10.14210/bjast.v11n2.p53-62>.

Milićević, T., Romanić, S.H., Popović, A., Mustać, B., Đinović-Stojanović, J., Jovanović, G., Relić, D., 2022. Human health risks and benefits assessment based on OCPs, PCBs, toxic elements and fatty acids in the pelagic fish species from the Adriatic Sea. *Chemosphere* 287 (Part 1), 132068. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132068>.

Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, 2023. National Implementation Plan of Brazil for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Brasília: MMA, 2023. 249 p.

Miranda, D.A., Yogui, G.T., 2016. Polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in king mackerel caught off the coast of Pernambuco, northeastern Brazil: occurrence, contaminant profile, biological parameters and human intake. *Sci. Total Environ.* 569–570, 1510–1516. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.241>.

Montone, R.C., Alonso, M.B., Santos, M.C.O., Méndez-Fernandez, P., Taniguchi, S., Barbosa, A.P.M., Gonçalves, R.M., Padilha, J. de A., Bertozzi, C., da Silva, J., Marigo, J., Pereira, A.D.S., & Lourenço, R.A., 2023. Temporal trends of persistent organic pollutant contamination in Franciscana dolphins from the Southwestern Atlantic. *Environmental Research*, 216, 114473. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114473>.

Nunes B.Z., Ribeiro V.V., Garcia Y., Lourenço R.A., Castro I.B., 2024. Chemical contamination affecting filter-feeding bivalves in no-take marine protected areas from Brazil. *J. Environ. Manag.* 360: 121102. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121102>.

Oliveira-Ferreira, N., Santos-Neto, E., Manhães, B.M.R., Domit, C., Secchi, E., Botta, S., Cunha, H.A., Azevedo, A.F., Bisi, T.L., Lailson-Brito, J., 2023. An additional threat to populations predicted to collapse: organobromine compounds of natural and anthropogenic

sources in rough-toothed dolphins from the Southwestern Atlantic Ocean. *Chemosphere* 323, 138237. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138237>.

Qiu, X.; Zhu, T.; Li, J.; Pan, H.; Li, Q.; Miao, G.; Gong, J., 2004 Organochlorine pesticides in the air around the Taihu Lake, China. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 1368. <https://doi.org/10.1021/es035052d>.

Qiu, X.; Zhu, T.; Yao, B.; Hu, J.; Hu, S., 2005. Contribution of Dicofol to the Current DDT Pollution in China. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (12), 4385–4390. <https://doi.org/10.1021/es050342a>.

Quinete, N., Lavandier, R., Dias, P., Taniguchi, S., Montone, R., Moreira, I., 2011. Specific profiles of polybrominated diphenylethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in fish and tucuxi dolphins from the estuary of Paraíba do Sul River, Southeastern Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 440-446. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.11.021>.

RAIS, 2024. The Risk Assessment Information System. RAIS. URL https://rais.ornl.gov/cgi-bin/tools/TOX_search.

Ribeiro, V.V., Nobre, C.R., Moreno, B.B., Semensatto, D., Sanz-Lazaro, C., Moreira, L.B., Castro, Í.B., 2023. Oysters and mussels as equivalent sentinels of microplastics and natural particles in coastal environments. *Sci. Total Environ.* 874, 162468. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162468>.

Righetti, B.P.H., Daura-Jorge, F.G., Mattos, J.J., Siebert, M.N., Bezamat, C., Fruet, P., Genoves, R., Taniguchi, S., Da Silva, J., Montone, R.C., Simões Lopes, P.C., Bainy, A. C.D., Lüchmann, K.H., 2019. Biochemical and molecular biomarkers in integument biopsies of free-ranging coastal bottlenose dolphins from southern Brazil. *Chemosphere* 225, 139–149. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.179>.

Rizzi, J., Taniguchi, S., Martins, C.C., 2017. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in sediments from an urban- and industrial-impacted subtropical estuary (Babitonga Bay, Brazil). *Mar. Pollut. Bull.* 119, 390–395. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.032>.

Roberts, R.J., 2012. *Fish Pathology (Fourth Edition)*. Wiley-Blackwell, West Sussex, United Kingdom.

Santos, L.L., Miranda, D., Hatje, V., Albergaria-Barbosa, A.C.R., Leonel, J., 2020. PCBs occurrence in marine bivalves and fish from Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 154, 111070. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111070>.

Secretaria Executiva da Aquicultura e Pesca, 2024. Primeira Semana Estadual de Incentivo ao Consumo de Peixes e Frutos do Mar tem início em Santa Catarina. Secretaria Executiva da Aquicultura e Pesca. Retrieved from: <https://www.saq.sc.gov.br/primeira-semana-estadual-de-incentivo-ao-consumo-de-peixes-e-frutos-do-mar-tem-inicio-em-santa-catarina>

Sedrez, M.C., Branco, J.O., Júnior, F.F., Monteiro, H.S., Barbieri, E., 2013. Ichthyofauna bycatch of sea-bob shrimp (*Xiphopenaeus kroyeri*) fishing in the town of Porto Belo, SC, Brazil. *Biota Neotropica*, v. 13, n. 1, p. 165-175. <http://dx.doi.org/10.1590/s1676-06032013000100019>.

Silva, A.M.F., Pavesi, T., Rosa, A.C.S., Santos, T.P., dos de Medeiros Tabalipa, M., Lemes, V.R.R., Alves, S.R., de Novaes Sarcinelli, P., 2016. Organochlorines and polychlorinated biphenyl environmental pollution in south coast of Rio De Janeiro state. *Mar. Pollut. Bull.* 108, 325e331. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.067>.

Souza, A.S., de, Torres, J.P.M., Meire, R.O., Neves, R.C., Couri, M.S., Serejo, C.S., 2008. Organochlorine pesticides (OCs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments and crabs (*Chasmagnathus granulata*, Dana, 1851) from mangroves of Guanabara Bay, Rio de Janeiro State, Brazil. *Chemosphere* 73, S186–S192. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.093>.

Tanabe, S. 2007. Chapter 18 - Contamination by Persistent Toxic Substances in the Asia-Pacific Region. *Persistent Organic Pollutants In Asia: Sources, Distributions, Transport and Fate*, 773-817. [http://dx.doi.org/10.1016/s1474-8177\(07\)07018-0](http://dx.doi.org/10.1016/s1474-8177(07)07018-0).

Thiago, P.T., 2003. História da malária em Santa Catarina. Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de pós-graduação em saúde pública. Master dissertation (108 pp).

Thompson, G., Fortunato, R.C., Chiesa, I., Volpedo, A., 2015. Trophic ecology of *Mugil liza* at the southern limit of its distribution (Buenos Aires, Argentina). *Brazilian Journal of Oceanography*. 63 (3). <https://doi.org/10.1590/S1679-87592015087106303>.

UNEP, 2019. Stockholm Convention on Persistent organic pollutants. United Nations Environment Programme (UNEP). Stockholm, 2019. URL <http://www.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx>.

US EPA, O., 2015. Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS): Part A. URL <https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>.

Van den Berg, M., Birnbaum, L.S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., Haws, L., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Tohyama, C.,

Tritscher, A., Tuomisto, J., Tysklind, M., Walker, N., Peterson, R.E., 2006. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicol. Sci.* 93, 223–241. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfl055>.

Van den Berg, H., 2009. Global status of DDT and its alternatives for use in vector control to prevent disease. *Environ Health Perspect.* United States; 2009; 117: 1656–1663. <https://doi.org/10.1289/ehp.0900785>.

Verlecar, X.N., Desai, S.R., Sarkar, A., Dalal, S.G., 2006. Biological indicators in relation to coastal pollution along Karnataka coast. *Wat. Res.* 40, 3304–3312. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.022>.

Vieira D.C., Noldin J.A., Deschamps F.C., Resgalla C., 2016. Ecological risk analysis of pesticides used on irrigated rice crops in southern Brazil. *Chemosphere*; 162: 48-54. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.046>.

Wade, T. L., Cantillo, A.Y. Use of standards and reference materials in the measurement of chlorinated hydrocarbon residues: chemistry workbook. 1994.

Walker, C.H., Sibly, R.M., & Peakall, D.B. 2005. Principles of ecotoxicology. CRC press.

Walters, D.M., Jardine, T.D., Cade, B.S., Kidd, K.A., Muir, D.C.G., Leipzig-Scott, P., 2016. Trophic Magnification of Organic Chemicals: A Global Synthesis. *Environ. Sci. Technol.* 2016, 50, 4650– 4658. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00201>.

Wang, J.T., Liu, T., Zheng, P.Q., Xu, H.Y., Su, H., Tao, H., Yang, Y.X., 2021. Effect of dietary lipid levels on growth performance, body composition, and feed utilization of juvenile spotted knifejaw *Oplegnathus punctatus*. *Aquac. Rep.*, 21, 100797. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2021.100797>.

World Health Organization (WHO). 1998. Guidelines for drinking-water quality – Second edition. Addendum to Volume 2: Health criteria and other supporting information. Geneva: WHO; 1998.

WHO, JECFA, 2021. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) DDT. Retrieved from: <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/Home/Chemical/3183>.

Yogui, G.T., Oliveira-Santos, M.C., Montone, R.C., 2003. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) from the Cananeaia

estuary, southeastern Brazil. *Sci. Total Environ.* 312, 67–78. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00198-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00198-0).

Yogui, G.T., Oliveira-Santos, M.C., Bertozzi, C.P., Montone, R.C., 2010. Levels of persistent organic pollutants and residual pattern of DDTs in small cetaceans from the coast of São Paulo, Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 1862–1867. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.022>.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Smith, G.A., 2007 *Analyzing Ecological Data*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-45972-1>.

SUPPLEMENTARY MATERIAL

Persistent organic pollutants in Southern Brazil: Evidence of continuing risks to marine species.

Giulia Zanato^{1,*}, Barbara P.H. Righetto^{2,3}, Hortência Cordeiro da Luz⁴, Barbara Heck Schallenberger⁵, Clarissa Pellegrini Ferreira⁶, Flavia Ane Gomes Ferreira¹, Rafael André Lourenço⁷, Karim Hahn Lüchmann^{5,8}, Juliana Leonel¹

¹ Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, Brazil.

² Laboratório de Biomarcadores de Contaminação Aquática e Imunoquímica, Departamento de Bioquímica, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, Brazil.

³ Division of Toxicology, Wageningen University, The Netherlands.

⁴ Programa Multicêntrico de Pós-graduação em Bioquímica e Biologia Molecular, Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, Lages, Brazil.

⁵ Laboratório de Ecologia Aplicada e Conservação, Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, Laguna, Brazil.

⁶ Department of Veterinary Population Medicine, College of Veterinary Medicine, University of Minnesota, Minneapolis, United States.

⁷ Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo - USP, São Paulo, Brazil.

⁸ Departamento de Educação Científica e Tecnológica, Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, Florianópolis, Brazil.

*Corresponding author: giuliazanato@gmail.com

Supplementary tables

Table S1. Summary of POPs dry and wet weight concentrations in ng g⁻¹ and lipid content in samples analyzed.

Table S2. P.adj-values for Σ DDT concentration in fishes.

Table S3. P.adj-values for Σ PCB concentration in fishes.

Table S4. Summarized minimum and maximum Estimated Daily Intake, Estimated Weekly Intake and Carcinogenic Risk values by fish and compounds. Values for Σ DDTs EDI are expressed in $\text{ng g}^{-1} \text{bw day}^{-1}$, for Σ DL-PCBs EWI in $\text{pg TEQ}_{2005} \text{kg}^{-1} \text{bw}^{-1} \text{week}^{-1}$ and for CR in $\text{mg kg}^{-1} \text{day}^{-1}$.

Supplementary figures

Fig S1. Distribution of DDT-related compounds in species and tissues analyzed.

Fig S2. Distribution of PCB-related compounds in species and tissues analyzed.

Table S1. Summary of POPs dry and wet weight concentrations in ng g⁻¹ and lipid content in samples analyzed.

Species	Tissue	ID	% Lipid Content	ΣHCHs		ΣDrins		ΣCHLs		ΣDDTs		HCB		ΣPBDEs		ΣPCBs	
				Dry basis	Wet basis	Dry basis	Wet basis	Dry basis	Wet basis	Dry basis	Wet basis	Dry basis	Wet basis	Dry basis	Wet basis	Dry basis	Wet basis
Shrimp (<i>P. paulensis</i>)	Pool (n = 3)	597	4,3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,36	0,26	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,51	0,36
		599	3,5	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,19	0,14	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,52	0,37
		598	3,1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	<0.05
Crab (<i>C. sapidus</i>)	Pool (n = 2)	625	1,99	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,14	0,10	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	<0.05
		626	4,29	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	<0.05
Oyster (<i>C. gigas</i>)	Pool (n = 3)	142	12,4	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,04	0,20	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,89	0,36
		144	16,2	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,68	0,35	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,00	0,21
		143	16,1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,86	0,83	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,51	0,75
Mullet (<i>M. liza</i>)	Liver	145	5,1	0,48	0,18	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	9,74	3,74	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	35,63	13,68
		146	4,4	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	28,29	10,86	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	34,28	13,16
		147	4,3	0,73	0,28	<0.1	<0.1	1,13	0,43	21,25	8,16	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	18,49	7,10
		148	7,9	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	23,46	9,01	<0.1	<0.1	0,20	0,08	7,33	2,81
		149	9,5	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,24	0,48	26,79	10,29	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	6,10	2,34
		150	7,8	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,69	0,27	24,17	9,28	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	2,47	0,95
		151	5,2	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,54	0,21	3,80	1,46	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,06	0,41
		152	0,5	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,30	0,12	39,20	15,05	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	5,97	2,29
		153	4,7	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	5,89	2,26	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	2,56	0,98
	154	2,6	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	2,93	1,13	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,57	1,37	
	Muscle	145	9,4	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,14	0,34	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	4,43	1,32
		146	7,6	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,36	0,41	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	2,72	0,81
		147	6,0	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,03	0,31	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,16	0,35
		148	8,2	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,11	0,93	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,50	0,45
		149	3,9	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,80	0,54	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,36	0,11
150		6,0	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,76	0,23	1,07	0,32	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	<0.05	
Whitemouth croaker (<i>M. furnieri</i>)	Liver	155	32,1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	2,13	0,67	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	48,43	15,16
		156	41,6	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	8,87	2,78	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	6,32	1,98
		157	30,1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	5,32	1,67	0,26	0,08	<0.1	<0.1	3,06	0,96

		158	2,1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	10,78	3,37	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	9,45	2,96
		159	2	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	12,19	3,82	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,95	0,30
		160	5,6	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,73	1,17	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	13,05	4,09
		161	23,3	0,32	0,10	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,66	1,15	0,30	0,09	<0.1	<0.1	26,56	8,31
		162	27,1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,60	1,13	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	7,91	2,48
		163	25,5	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,63	1,14	0,22	0,07	<0.1	<0.1	4,22	1,32
		164	30,1	0,24	0,08	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	4,62	1,45	0,42	0,13	<0.1	<0.1	30,41	9,52
		165	25,1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,38	1,06	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,69	0,22
		166	33	0,28	0,09	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	4,00	1,25	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	4,05	1,27
	Muscle	155	14,5	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,38	0,10	0,48	0,12	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	7,68	1,93
		156	19	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,90	0,23	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,26	0,07
		157	11,1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,95	0,24	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,11	0,03
		158	6,9	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,07	0,02
		159	5,8	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,16	0,04	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,18	0,05
		160	5,9	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,13	0,03	0,91	0,23	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,19	0,05
		161	8,5	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,95	0,24	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	4,40	1,11
		162	6,5	0,14	0,03	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,40	0,35	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	2,76	0,70
		163	6,28	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,20	0,30	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,87	0,22
		164	20,9	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,72	0,43	0,16	0,04	<0.1	<0.1	1,05	0,27
		165	6,4	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,35	0,09	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,45	0,11
		166	11,4	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	2,66	0,67	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,49	0,38
Catfish (<i>G. genidens</i>)	Liver	590	25,6	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,57	0,15	6,57	1,77	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	17,85	4,82
		591	22,3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,65	0,99	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,56	0,42
		592	37	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	7,95	2,15	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	4,31	1,16
		593	21,4	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	5,78	1,56	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,06	0,83
		594	33,4	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,11	0,84	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	28,45	7,68
		595	38,8	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	2,76	0,74	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,45	0,93
		596	21,3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	6,93	1,87	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,82	1,03
	Muscle	590	19,6	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	8,18	1,91	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	6,82	1,59
		591	14,1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	6,58	1,53	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3,27	0,76
		592	22,5	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	12,77	2,97	0,11	0,02	<0.1	<0.1	8,37	1,95
		593	5,3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	2,44	0,57	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,46	0,34
		594	17,3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	6,24	1,45	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,96	0,46
		595	13,6	<0.1	<0.1	0,46	0,11	<0.1	<0.1	3,45	0,80	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,25	0,29
		596	5,2	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	2,46	0,57	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1,22	0,28
Flounder	Liver	661	46,45	<0.1	<0.1	0,23	0,06	<0.1	<0.1	21,17	5,72	<0.1	<0.1	0,19	0,05	24,05	6,50

<i>(P. orbignyianus)</i>	662	46,45	<0.1	<0.1	0,75	0,20	<0.1	<0.1	21,81	5,90	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	21,94	5,93
	663	46,45	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	24,56	6,64	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	31,91	8,63
	664	46,45	<0.1	<0.1	0,64	0,17	<0.1	<0.1	23,67	6,40	<0.1	<0.1	0,11	0,03	28,67	7,75
	665	46,45	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	27,84	7,53	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	25,20	6,81
	666	46,45	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	36,89	9,97	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	54,28	14,68
	667	46,45	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	21,85	5,91	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	16,95	4,58
	668	46,45	<0.1	<0.1	0,55	0,15	<0.1	<0.1	23,92	6,47	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	17,57	4,75
	669	46,45	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	17,51	4,73	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	20,63	5,58
	670	46,45	<0.1	<0.1	0,36	0,10	<0.1	<0.1	18,75	5,07	<0.1	<0.1	0,12	0,03	15,30	4,14
	671	46,45	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	17,11	4,63	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	12,69	3,43
672	46,45	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	22,43	6,06	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	20,06	5,42	
Muscle	661	2,42	<0.1	<0.1	0,33	0,08	<0.1	<0.1	0,17	0,04	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,08	0,02
	662	3,29	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,13	0,03	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,03	0,01
	663	2,58	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,13	0,03	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,12	0,03
	664	2,43	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,09	0,02	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,06	0,01
	665	7,84	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,15	0,04	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,12	0,03
	666	7,35	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,11	0,03	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,06	0,02
	667	7,82	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,09	0,02	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	<0.05
	668	3,04	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,14	0,03	<0.1	<0.1	0,16	0,04	0,17	0,04
	669	6,57	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,11	0,02	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,08	0,02
	670	5,04	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	<0.05	
	671	6,43	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,14	0,03	<0.1	<0.1	0,15	0,03	0,10	0,02
	672	7,2	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0,08	0,02	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.05	<0.05

Table S2. P.adj-values for Σ DDT concentration in fishes.

	Mullet (<i>M. liza</i>) Muscle	Mullet (<i>M. liza</i>) Liver	Croaker (<i>M. furnieri</i>) Muscle	Croaker (<i>M. furnieri</i>) Liver	Catfish (<i>G. genidens</i>) Muscle	Catfish (<i>G. genidens</i>) Liver	Flounder (<i>P. orbygnianus</i>) Muscle	Flounder (<i>P. orbygnianus</i>) Liver
Mullet (<i>M. liza</i>) Muscle	1.0							
Mullet (<i>M. liza</i>) Liver	1.62×10^{-2}	1.0						
Croaker (<i>M. furnieri</i>) Muscle	1.0	2.07×10^{-5}	1.0					
Croaker (<i>M. furnieri</i>) Liver	1.0	3.88×10^{-2}	1.0	1.0				
Catfish (<i>G. genidens</i>) Muscle	1.0	1.0	4.69×10^{-2}	1.0	1.0			
Catfish (<i>G. genidens</i>) Liver	1.0	0.100	1.0	1.0	1.0	1.0		
Flounder (<i>P. orbygnianus</i>) Muscle	0.161	5.80×10^{-9}	1.0	2.58×10^{-2}	2.92×10^{-4}	0.191	1.0	
Flounder (<i>P. orbygnianus</i>) Liver	1.0	0.303	0.328	1.0	1.0	1.0	1.81×10^{-3}	1.0

Table S3. P.adj-values for Σ PCB concentration in fishes.

	Mullet (<i>M. liza</i>) Muscle	Mullet (<i>M. liza</i>) Liver	Croaker (<i>M. furnieri</i>) Muscle	Croaker (<i>M. furnieri</i>) Liver	Catfish (<i>G. genidens</i>) Muscle	Catfish (<i>G. genidens</i>) Liver	Flounder (<i>P. orbygnianus</i>) Muscle	Flounder (<i>P. orbygnianus</i>) Liver
Mullet (<i>M. liza</i>) Muscle	1.0							
Mullet (<i>M. liza</i>) Liver	3.49×10^{-3}	1.0						
Croaker (<i>M. furnieri</i>) Muscle	1.0	8.32×10^{-3}	1.0					
Croaker (<i>M. furnieri</i>) Liver	0.573	1.0	1.0	1.0				
Catfish (<i>G. genidens</i>) Muscle	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0			
Catfish (<i>G. genidens</i>) Liver	1.0	7.58×10^{-2}	1.0	1.0	1.0	1.0		
Flounder (<i>P. orbygnianus</i>) Muscle	1.0	3.10×10^{-7}	0.783	6.86×10^{-4}	6.21×10^{-2}	1.0	1.0	
Flounder (<i>P. orbygnianus</i>) Liver	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	3.80×10^{-6}	1.0

Fig S1. Distribution of DDT-related compounds in species and tissues analyzed.

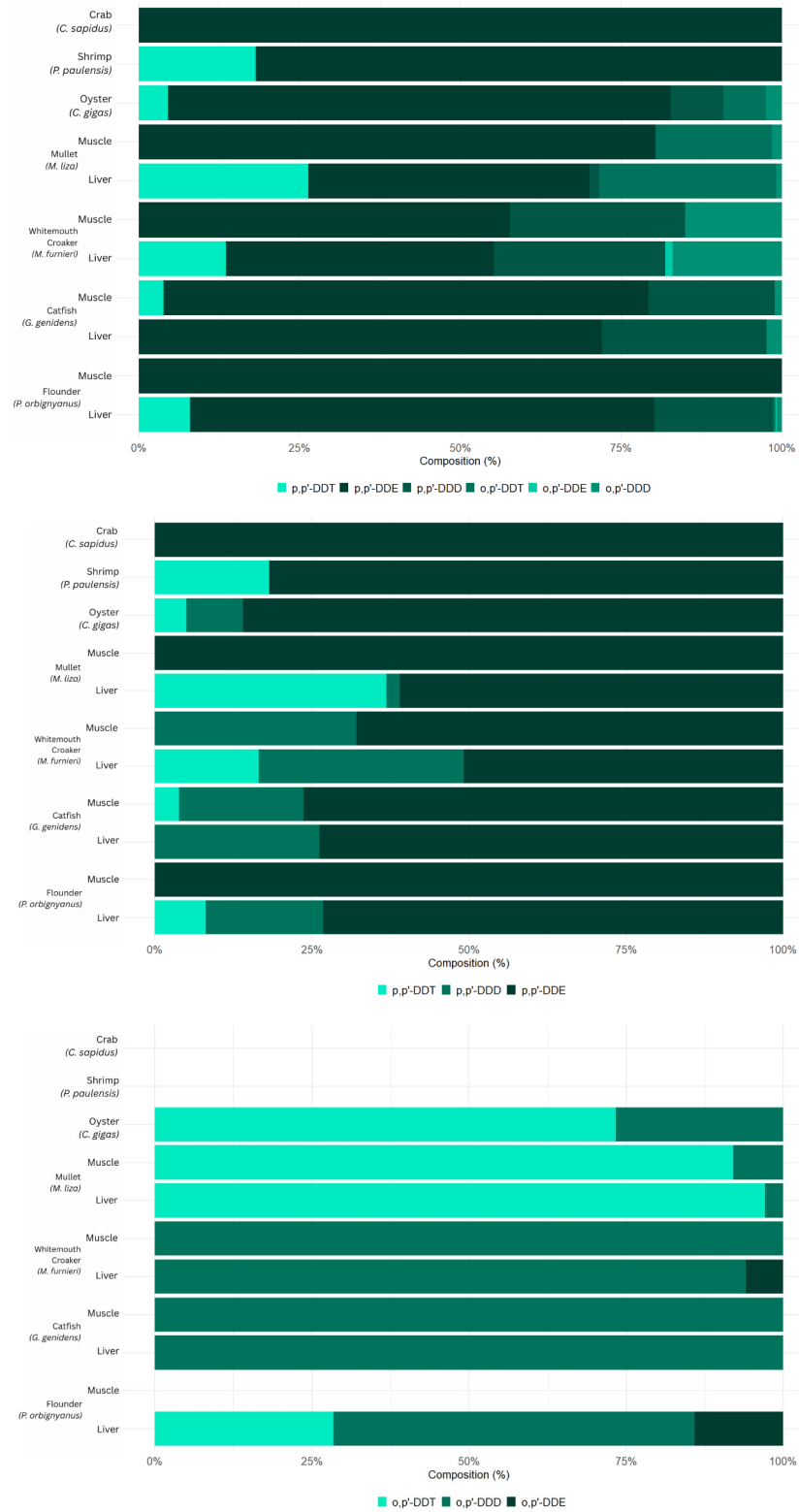


Fig S2. Dicofol synthesis reaction, adapted from Qiu et al. (2005).

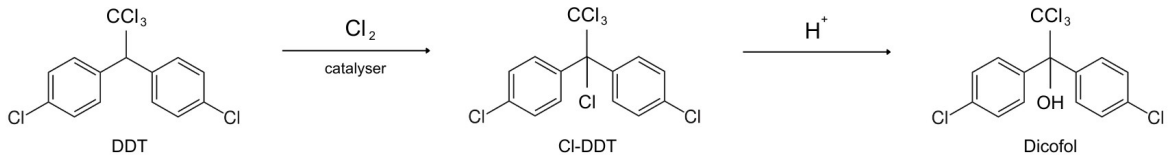


Fig S3. Degradation of DDT to DDD (left) and DDE (right).

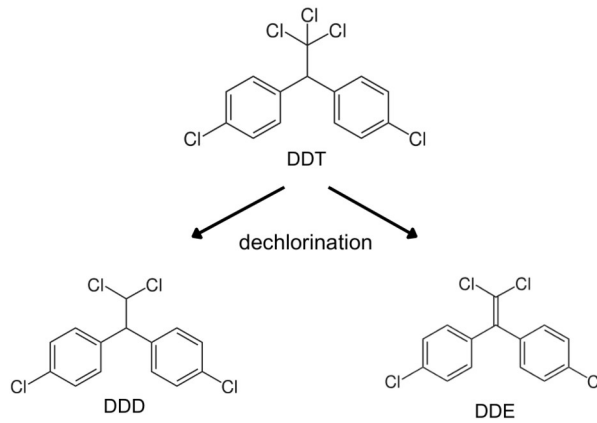


Fig S4. Distribution of PCB-related compounds in species and tissues analyzed.

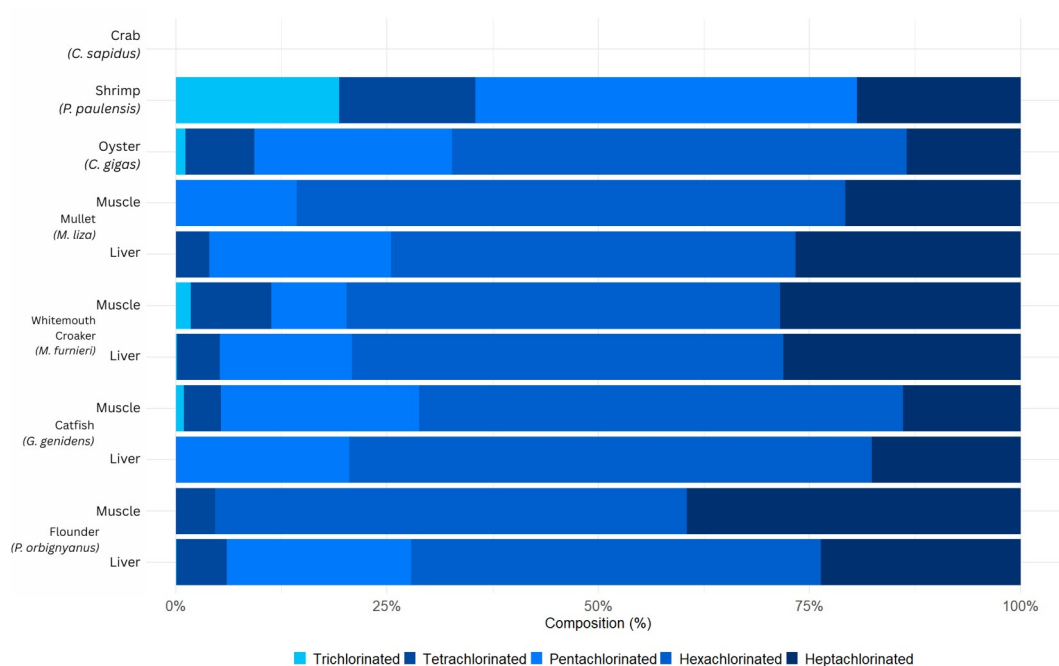


Table S4. Summarized minimum and maximum Estimated Daily Intake, Estimated Weekly Intake and Carcinogenic Risk values by fish and compounds. Values for Σ DDTs EDI are expressed in $ng\ g^{-1}\ bw\ day^{-1}$, for Σ DL-PCBs EWI in $pg\ TEQ_{2005}\ kg\ bw^{-1}\ week^{-1}$ and for CR in $mg\ kg\ day^{-1}$.

Species	Tissue	Σ DL-PCBs EWI		Σ DDT EDI		CR PCBs		CR DDTs	
		min - max		min - max		min - max		min - max	
Shrimp (<i>P. paulensis</i>)	Pool (n = 3)	1.88×10^{-4}		5.81×10^{-3}	3.13×10^{-3}	8.94×10^{-3}		1.06×10^{-9}	1.98×10^{-9}
Crab (<i>C. sapidus</i>)	Pool (n = 2)	-		2.22×10^{-3}		-		7.56×10^{-10}	
Oyster (<i>C. gasar</i>)	Pool (n = 3)	3.97×10^{-4}		4.47×10^{-3}	1.83×10^{-2}	7.37×10^{-9}		1.52×10^{-9}	5.96×10^{-9}
Mullet (<i>M. liza</i>)	Muscle	6.25×10^{-3}	53.01	0.03	0.35	1.16×10^{-7}	9.85×10^{-4}	1.04×10^{-8}	1.21×10^{-7}
	Liver	8.80×10^{-3}	37.78	0.43	5.74	1.63×10^{-7}	7.02×10^{-4}	1.47×10^{-7}	1.95×10^{-6}
Whitemouth croaker (<i>M. furnieri</i>)	Muscle	1.23×10^{-3}	1.93×10^{-3}	0.02	0.26	2.29×10^{-8}	3.58×10^{-8}	5.19×10^{-9}	7.93×10^{-8}
	Liver	3.13×10^{-3}	8.05×10^{-2}	0.26	1.46	5.82×10^{-8}	1.49×10^{-6}	8.69×10^{-8}	4.38×10^{-7}
Catfish (<i>G. genidens</i>)	Muscle	2.75×10^{-3}	1.21×10^{-2}	0.22	1.13	5.11×10^{-8}	2.24×10^{-7}	7.01×10^{-8}	3.62×10^{-7}
	Liver	6.80×10^{-3}	1.51×10^{-2}	0.28	0.82	1.30×10^{-7}	2.80×10^{-7}	8.68×10^{-8}	2.59×10^{-7}
Flounder (<i>P. orbygnianus</i>)	Muscle	-		0.01	0.02	-		2.59×10^{-9}	5.19×10^{-9}
	Liver	3.04×10^{-2}	13.80	1.76	3.80	5.64×10^{-7}	2.56×10^{-4}	5.61×10^{-7}	1.24×10^{-6}

5. CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo fornece a primeira investigação abrangente de PCBs, OCs e PBDEs em sete espécies do LES, um ecossistema marinho subtropical no sul do Brasil. DDTs e PCBs foram os contaminantes dominantes. Espécies que ocupam níveis tróficos mais elevados e com hábitos alimentares mais relacionados a sedimentos apresentaram os maiores níveis de contaminantes. A predominância de DDTs sobre PCBs destaca a importância do uso anterior de DDT na região, tanto na agricultura quanto no controle da malária, e indica uma pequena contribuição de fontes industriais para a região. A presença de o,p'-DDT e p,p'-DDT nas amostras reforça a importância do monitoramento contínuo como uma tentativa de identificar e rastrear fontes de contaminação.

Em relação às preocupações com os riscos à saúde humana decorrentes do consumo de frutos do mar, os valores de EDI, EWI e CR estavam em conformidade com os limites e diretrizes regulatórias e não excederam os limites de segurança estabelecidos para a maioria das espécies; porém, o consumo de fígado de peixe pode representar uma ameaça, especialmente para comunidades ribeirinhas. No entanto, esses resultados devem ser interpretados com cautela devido à falta de dados regionais sobre o consumo de frutos do mar e à negligência das regulamentações em relação aos efeitos combinados ou sinérgicos de múltiplos contaminantes no LES.

Sugere-se que estudos futuros integrem avaliações de risco que possam abranger diferentes classes de poluentes, visando considerar tanto as implicações ecológicas quanto aquelas relacionadas à saúde humana. Além disso, a falta de limites regulatórios brasileiros pode não refletir adequadamente as condições ambientais, padrões de consumo e vulnerabilidades específicas da população, podendo resultar em avaliações de risco subestimadas ou inadequadas.

Com base nos resultados deste trabalho, o monitoramento de poluentes ao longo da costa sul brasileira constitui uma medida essencial para o entendimento e remediação da poluição regional.

REFERÊNCIAS

BALLSCHMITER, K. & ZELL, M.. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. **Fresenius' Zeitschrift Für Analytische Chemie**, [S.L.], v. 302, n. 1, p. 20-31, jan. 1980. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00469758>.

BAPTISTA NETO, J. A., et al. **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro, v.1. 2008. 412 p.

BECK, Michael W. et al. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. **Bioscience**, [S.L.], v. 51, n. 8, p. 633, 2001. Oxford University Press (OUP). [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:ticamo\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:ticamo]2.0.co;2).

BEIRAS, R. **Marine Pollution: Sources, Fate and Effects of Pollutants in Coastal Ecosystems**. Amsterdam: Elsevier, 2018.

BERRETA, M. **A qualidade das águas da Lagoa do Imaruí e dos efluentes da carcinicultura - Laguna, SC**. 2007. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Geografia) - Instituto de Geociências, UFRGS, Porto Alegre, 2007.

BHUVANESWARI, R. et al. Chemisorption of Heptachlor and Mirex molecules on beta arsenene nanotubes – A first-principles analysis. **Applied Surface Science**, [S.L.], v. 537, p. 147835, jan. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsusc.2020.147835>.

BLOOMFIELD, A. L.; GILLANDERS, B. M. Fish and Invertebrate Assemblages in Seagrass, Mangrove, Saltmarsh, and Nonvegetated Habitats. **Estuaries**, 2005; 28: 63- 77.

Bay of Fundy Ecosystem Partnership (BoFEP). Parlous POPs: Persistent Organic Pollutants in the Bay of Fundy. *Fundy Issues*, v. 27, 2006. Disponível em: <https://www.bofep.org/pops.htm>.

BRASIL, 1981. Portaria Interministerial 19, de 29 de janeiro de 1981. Disponível em: <https://faolex.fao.org/docs/pdf/bra15389.pdf>.

BRASIL, 1985. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Portaria nº 329, de 2 de setembro de 1985. Disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/mapa_gm/1985/prt0329_02_09_1985.html.

BRASIL, 2009. Lei nº 11.936, de 14 de maio de 2009. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/Lei/L11936.htm.

BRASIL, 2010. Instrução Normativa nº 1 de 19 de janeiro de 2010. Disponível em: <https://www.gov.br/compras/pt-br/acesso-a-informacao/legislacao/instrucoes-normativas/instrucao-normativa-no-01-de-19-de-janeiro-de-2010>.

BRASIL, 2021. Lei nº 14.250, de 25 de novembro de 2021. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14250.htm.

CABRAL, A. C. et al. Tracking the sources of allochthonous organic matter along a subtropical fluvial-estuarine gradient using molecular proxies in view of land uses. **Chemosphere**, [S.L.], v. 251, p. 126435, jul. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126435>.

CETESB. **FIT - Ficha de Informação Toxicológica**. Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental, São Paulo. 2012.

CHOI, H. et al. Analysis of differentially expressed genes by Mirex 'persistent organic pollutant' in HepG2 cells. **Toxicology And Environmental Health Sciences**, [S.L.], v. 3, n. 4, p. 245-253, dez. 2011. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13530-011-0105-2>.

COMBI, T. et al. Sources and Temporal Patterns of Polychlorinated Biphenyls Around a Large South American Grain-Shipping Port (Paranaguá Estuarine System, Brazil). **Archives Of Environmental Contamination And Toxicology**, [S.L.], v. 64, n. 4, p. 573-582, 26 jan. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-012-9872-2>.

D'AMATO, C. et al. DDT (dicloro difenil tricloroetano): toxicidade e contaminação ambiental - uma revisão. **Química Nova**, [S.L.], v. 25, n. 6, p. 995-1002, nov. 2002. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422002000600017>.

DANTAS, D. V. **Mapeamento dos territórios tradicionais de pesca, o conhecimento ecológico tradicional e as regras informais de gestão existentes no Complexo Lagunar Sul de Santa Catarina: Conclusões e recomendação para a gestão pesqueira.** In: Subsídio ao Ordenamento Pesqueiro Nacional, Brasília, DF: Athalaia Gráfica e Editora, 2018. p. 81-99.

DAURA-JORGE, F. G. **Quantos? Onde? Como? Múltiplos aspectos ecológicos de uma população do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) em Laguna, sul do Brasil: implicações para conservação.** Tese (Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Zoologia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

DHARMARATHNE, N. K. et al. Mechanisms of thermal decomposition of cyclodiene pesticides, identification and possible mitigation of their toxic products. **Proceedings Of The Combustion Institute**, [S.L.], v. 37, n. 1, p. 1143-1150, 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.proci.2018.06.121>.

EICHLER, P. P. et al. Avaliação da saúde ecológica do sistema estuarino de Laguna (SC) baseado nas espécies de foraminíferos e tecamebas. **Pesquisas em Geociências**, [S.L.], v. 33, p. 101-115, 2006. Instituto de Geociências, UFRGS.

EICHLER, P. P. B. et al. Condições ambientais do Sistema Estuarino de Laguna (SC, Brasil) baseado na dinâmica populacional de espécies de indicadores biológicos. **Planejamento e Gestão Territorial: inovação, tecnologia e sustentabilidade**, [S.L.], p. 129-151, 2020. Unesc. <http://dx.doi.org/10.18616/plansus05>.

ELLISOR, D. et al. The distribution and stratification of persistent organic pollutants and fatty acids in bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) blubber. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 463-464, p. 581-588, out. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.017>.

FERREIRA, C. P. et al. Metal bioaccumulation, oxidative stress and antioxidant responses in oysters *Crassostrea gasar* transplanted to an estuary in southern Brazil. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 685, p. 332-344, out. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.384>.

FERREIRA, C. P. et al. Short-term spatiotemporal biomarker changes in oysters transplanted to an anthropized estuary in Southern Brazil. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 709, p. 136042, mar. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136042>.

FERREIRA, C. P. et al. Integrated biomarker responses in oysters *Crassostrea gasar* as an approach for assessing aquatic pollution of a Brazilian estuary. **Marine Environmental Research**, [S.L.], v. 165, p. 105252, mar. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105252>.

FONTES, R. F. C. et al. Numerical modeling as supporting tool for aquaculture of oysters in a subtropical estuarine ecosystem. **Boletim do Instituto de Pesca**, [S.L.], v. 45, n. 4, 10 p., 25 nov. 2019. Boletim do Instituto de Pesca. <http://dx.doi.org/10.20950/1678-2305.2019.45.4.487>.

GARCÍA-ALONSO, J. et al. Biological responses to contaminants in the Humber Estuary: disentangling complex relationships. **Marine Environmental Research**, [S.L.], v. 71, n. 4, p. 295-303, maio 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2011.02.004>.

GLADWELL, M. **The mosquito killer**. *The New Yorker*, p. 42-51, jul. 2001. Disponível em: <<https://www.newyorker.com/magazine/2001/07/02/the-mosquito-killer>>. Acesso em: 10. Set. 2023.

GUIDA, Y. et al. Atmospheric Occurrence of Organochlorine Pesticides and Inhalation Cancer Risk in Urban Areas at Southeast Brazil. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 271, p. 116359, fev. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116359>.

LEONEL, J. et al. Long-term trends of polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) from Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 60, n. 3, p. 412-418, mar. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.10.011>.

MASSONE, C. G. et al. Persistent Organic Pollutants (POPs) in Sardine (*Sardinella brasiliensis*): biomonitoring and potential human health effects. **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, [S.L.], v. 20, n. 3, p. 2036, 22 jan. 2023. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph20032036>.

MEIRE, R. O. et al. Air concentrations and transport of persistent organic pollutants (POPs) in mountains of southeast and southern Brazil. **Atmospheric Pollution Research**, [S.L.], v. 3, n. 4, p. 417-425, out. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.5094/apr.2012.048>.

MELO, R. F., et al. **Pesticidas e seus impactos no ambiente**. In: E. Semiárido (Ed.). *Impactos ambientais causados pela agricultura no Semiárido brasileiro*. Petrolina, 2010. Pesticidas e seus impactos no ambiente, p.101-136.

MENDES, R. A. et al. Assessment of DDT and mercury levels in fish and sediments in the Iriri River, Brazil: Distribution and ecological risk. **Journal of Environmental Science and Health**, [S.L.], v. 54, n. 12, p. 915–924, 09 aug. 2019. <https://doi.org/10.1080/03601234.2019.1647060>.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2015. **Plano Nacional de implementação Brasil: Convenção de Estocolmo**. Brasília: MMA, 2015. 192 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2023. **Plano Nacional de implementação Brasil: Convenção de Estocolmo**. Brasília: MMA, 2023. 249 p.

MORGADO, M. G. de A. et al. Large-Scale Agriculture and Environmental Pollution of Ground and Surface Water and Sediment by Pesticides in the Brazilian Amazon: the case of the santarém region. **Water, Air, & Soil Pollution**, [S.L.], v. 234, n. 3, 20 fev. 2023. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-023-06152-8>.

RIGHETTI, B. P. H. et al. Biochemical and molecular biomarkers in integument biopsies of free-ranging coastal bottlenose dolphins from southern Brazil. **Chemosphere**, [S.L.], v. 225, p. 139-149, jun. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.179>.

RIZZI, J. et al. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in sediments from an urban- and industrial-impacted subtropical estuary (Babitonga Bay, Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 119, n. 1, p. 390-395, jun. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.032>.

RODRIGUEZ-IRURETAGOIANA, A. et al. Fate of hazardous elements in agricultural soils surrounding a coal power plant complex from Santa Catarina (Brazil). **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 508, p. 374-382, mar. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.015>.

SANTOS, L. L. et al. PCBs occurrence in marine bivalves and fish from Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 154, maio 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111070>.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Manguezal ecossistema entre a terra e o mar. **Caribbean Ecological Research**. São Paulo, 61p., 1995.

SCHERER, M. et al. Urbanização e gestão do litoral centro-sul do estado de Santa Catarina. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 13, p. 31-50, jan./jun. 2006. Editora UFPR.

SEELIGER, U. 1992. Coastal plant communities of Latin America. **Academic Press**, San Diego, 391p.

SEDREZ, Mário Cesar et al. Ictiofauna acompanhante na pesca artesanal do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral sul do Brasil. **Biota Neotropica**, [S.L.], v. 13, n. 1, p. 165-175, mar. 2013. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1676-06032013000100019>.

SIMÕES-LOPES, P. C. et al. Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: a qualitative and quantitative approach. **Revista Brasileira de Zoologia**, [S.L.], v. 15, n. 3, p. 709-726, 1998. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0101-81751998000300016>.

SOARES, Mário Luiz Gomes et al. Southern limit of the Western South Atlantic mangroves: assessment of the potential effects of global warming from a biogeographical perspective. **Estuarine, Coastal And Shelf Science**, [S.L.], v. 101, p. 44-53, abr. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2012.02.018>.

SOTÃO NETO, B. 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**, [S.L.], v. 161, p. 111818, dez. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111818>.

SOUZA, P. P. **Avaliação de biomarcadores bioquímicos em ostras *Crassostrea brasiliana* mantidas em diferentes locais do Sistema Estuarino De Laguna, SC, durante o inverno. 2015.** 48p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia de Pesca) - Universidade do Estado de Santa Catarina, 2015. Laguna, SC, 2015.

STAREK-ŚWIECHOWICZ, B. et al. Hexachlorobenzene as a persistent organic pollutant: Toxicity and molecular mechanism of action. **Pharmacological Reports**, [S.L.], v. 69, n. 6, p. 1232-1239, dez. 2017. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.pharep.2017.06.013>.

Stockholm Convention on Persistent organic pollutants. United Nations Environment Programme (UNEP). Revisado em 2019. [Stockholm], 2019. Disponível em <<http://www.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx>>.

Stockholm Convention, 2025. All POPs listed in the Stockholm Convention. Stockholm Convention. Disponível em <<https://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/tabid/673/Default.aspx>>.

TANABE, S. Chapter 18 - Contamination by Persistent Toxic Substances in the Asia-Pacific Region. **Persistent Organic Pollutants In Asia: Sources, Distributions, Transport and Fate**, [S.L.], p. 773-817, 2007. Elsevier. [http://dx.doi.org/10.1016/s1474-8177\(07\)07018-0](http://dx.doi.org/10.1016/s1474-8177(07)07018-0).

TSYGANKOV, V. Y. Organochlorine pesticides in marine ecosystems of the Far Eastern Seas of Russia (2000–2017). **Water Research**, [S.L.], v. 161, p. 43-53, set. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.103>.

UNITED NATIONS. **Day Of Eight Billion**. Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2022. Disponível em: <<https://www.un.org/en/dayof8billion>>. Acesso em 20. Jun. 2023.

VIEIRA, D. C. et al. Ecological risk analysis of pesticides used on irrigated rice crops in southern Brazil. **Chemosphere**, [S.L.], v. 162, p. 48-54, nov. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.046>.

YOGUI, G. T. **Ocorrência de compostos organoclorados (pesticidas e PCBs) em mamíferos marinhos da costa de São Paulo (Brasil) e da Ilha Rei George (Antártica)**. 2002. 157 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências, Área de Oceanografia Química e Geológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

YOU, G. et al. Anaerobic DDT biotransformation: enhancement by application of surfactants and low oxidation reduction potential. **Chemosphere**, [S.L.], v. 32, n. 11, p. 2269-2284, jun. 1996. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535\(96\)00121-x](http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535(96)00121-x).

ZEBRAL, Y. D. et al. Pollution levels and biomarker responses in zooplankton from three hydrographic regions of southern Brazil: an integrated approach for water quality monitoring. **Journal Of Environmental Chemical Engineering**, [S.L.], v. 9, n. 5, out. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2021.106>