



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS FÍSICAS E MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
CURSO DE OCEANOGRAFIA

Lorenzo Tornquist Nassr

Avaliação da contaminação de bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados em amostras de pellets plásticos da Ilha de Florianópolis, SC

Florianópolis

2024

Lorenzo Tornquist Nassr

Avaliação da contaminação de bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados em amostras de pellets plásticos da Ilha de Florianópolis, SC

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Oceanografia do Centro de Ciências Físicas e Matemáticas da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Oceanografia.

Orientador(a): Profa. Dra. Juliana Leonei

Florianópolis

2024

Ficha catalográfica para trabalhos acadêmicos

Nasser, Lorenzo Tornquist

Avaliação da contaminação de bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados em amostras de pellets plásticos da Ilha de Florianópolis, SC / Lorenzo Tornquist Nasser ; orientadora, Juliana Leonel, 2024.

48 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Físicas e Matemáticas, Graduação em Oceanografia,
Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Oceanografia. 2. Pellets. 3. Bifenilas policloradas. 4. Praguicidas organoclorados. 5. Poluentes Orgânicos Persistentes. I. Leonel, Juliana. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Oceanografia. III. Título.

Lorenzo Tornquist Nassr

Avaliação da contaminação de bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados em amostras de pellets plásticos da Ilha de Florianópolis, SC

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Bacharel e aprovado em sua forma final pelo Curso de Oceanografia.

Florianópolis, 24 de junho de 2024.

Prof^a. Dr^a. Regina Rodrigues Rodrigues

Banca examinadora

Prof^a. Dr^a. Juliana Leonel

Orientadora

Dr^a. Kalina Manabe Brauko

UFSC

Prof^a. Dr^a. Daniele de Almeida Miranda

Universidade de Notre Dame

Florianópolis, 2024.

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar às pessoas que fizeram possível esse sonho se tornar realidade: minha mãe Raquel e meu pai Alexandre, que estiveram cuidando de mim e me confortando durante os momentos difíceis e estressantes. Agradeço por terem sido solícitos e por terem feito tudo para facilitar esse processo longo que foram os últimos seis anos na faculdade. Eles me ensinaram a correr atrás dos meus objetivos e nunca deixaram de me apoiar na minha decisão de cursar oceanografia, ainda que eu tivesse que morar a mais de 500 quilômetros de distância. Agradeço por eles terem me levado a praia desde bebê e me estimulado a estar na natureza, fazendo o que eu gosto. Obrigado por tudo.

Agradeço às minhas irmãs Marcella, Carolina, Tatiana e Francielle por terem estado do meu lado, me ajudando e vibrando nas minhas conquistas. Elas me proporcionaram boas risadas mesmo em momentos em que tudo parecia caótico. Muito obrigado, o apoio de vocês foi fundamental.

Agradeço todo o acolhimento e incentivo que recebi da minha família, da minha cunhada Ana, dos meus primos e, principalmente, dos meus tios Paula e Daniel, que moveram montanhas por mim durante os últimos anos. Vocês são muito importantes para mim.

Agradeço aos grandes parceiros e parceiras que foram a minha base e tiveram um papel inquestionável na minha formação como pessoa, colega e amigo. A companhia de vocês tornou essa experiência mais leve e feliz: Pedro Dietrich, Luiza Duarte, Aline, Pontes, Math e Victor, Lilien, Lu Bento, Bru, Isa, Maria, Raíza, Vic, Nalb, Celso, Luciana, Morfininha, Jules, Amanda e muitos outros mais que poderiam preencher boa parte dessa folha.

Agradeço a todos meus colegas de turma e de profissão: Thiago, Isabelle, Lilli, Renata, Malu, Giulia, Wivian, Wi(n)cent, Julia, Gabi, Hillary, Lisa, Luanas. A minha formação acadêmica não teria sido a mesma sem a ajuda e irmandade de vocês.

Agradeço a profa. Ju Leonel, que abriu as portas pra mim e fez eu me encontrar dentro da oceanografia química, sempre me ensinando com paciência e muita boa vontade. Obrigado por ter me ajudado e me dado tantas oportunidades.

Agradeço também aos professores e outros profissionais incríveis que eu tive o prazer de conhecer e aprender junto. Um obrigado em especial para a Núbia,

um anjo que resolveu vários problemas meus durante a graduação e sempre se dispôs a ajudar, e a profa. Alessandra, que me deu bons conselhos e me ensinou a integrar os diversos conhecimentos da oceanografia.

E, por fim, agradeço ao CNPQ pela bolsa de iniciação científica PIBIC e a FAPESC pelo financiamento desta pesquisa via o projeto “Ocorrência e Dispersão de Poluentes Orgânicos Persistentes na costa catarinense” (FAPESC/2021TR000431).

RESUMO

Pellets plásticos quando no oceano são capazes de adsorver Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) e transportar esses contaminantes a longas distâncias de sua origem. Devido a seus efeitos deletérios e sua capacidade de bioacumular e biomagnificar em animais, POPs são considerados uma ameaça para o ecossistema marinho e devem ser monitorados. Tendo em vista que pouco se sabe sobre a contaminação por esses poluentes na costa brasileira e catarinense, o objetivo deste é determinar e quantificar a ocorrência de bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados (OCs) em pellets plásticos de diferentes praias e anos da Ilha de Florianópolis. Os POPs foram extraídos das amostras com solventes orgânicos, sendo purificados com ácido sulfúrico e determinados e quantificados por cromatografia de fase gasosa acoplada a um espectrômetro de massas triplo quadrupolo (GC/MS/MS). Os resultados encontrados apresentaram variabilidade entre as diferentes praias e anos de coleta analisados, apresentando predominância de DDTs (3,48 a 190,02 ng g⁻¹), seguido por PCBs (4,13 a 37,17 ng g⁻¹), CHLs (<0,05 a 35,49 ng g⁻¹), Drins (<0,1 a 12,22 ng g⁻¹), Mirex (<0,1 a 10,26 ng g⁻¹), HCHs (<0,1 a 1,62 ng g⁻¹) e HCB (<0,1 a 0,47 ng g⁻¹). As praias localizadas no norte de Florianópolis apresentaram concentrações acima da média amostral para a maioria dos poluentes analisados, entretanto, os maiores valores de DDTs e PCBs observados neste estudo correspondem a praias situadas no sul da Ilha. Ainda, visto que os DDTs ocorreram em maiores proporções que PCBs nas amostras, é possível que a costa de Florianópolis receba maior influência de atividades agrícolas em comparação a atividades industriais. O baixo grau de amarelamento dos pellets encontrados nas praias de Florianópolis sugere que estes chegam após uma curta residência no ambiente marinho, provavelmente provenientes da região portuária de Itajaí ou outras áreas industrializadas do norte do estado. De forma geral, as concentrações encontradas foram menores que o reportado em pellets de outras regiões do Brasil e do mundo e não indicam alto risco de contaminação por POPs na área de estudo. Em conclusão, pode-se considerar que os pellets plásticos são indicadores relevantes da ocorrência e distribuição de contaminantes organoclorados na costa da Ilha de Florianópolis, os quais exigem monitoramento contínuo e análises mais detalhadas para maiores compreensões.

Palavras-chave: Pellets; Poluentes Orgânicos Persistentes; Bifenilas Policloradas; Praguicidas Organoclorados.

ABSTRACT

Plastic pellets in the ocean are capable of adsorbing Persistent Organic Pollutants (POPs) and transporting these contaminants over long distances from their origin. Due to their deleterious effects and ability to bioaccumulate and biomagnify in animals, POPs are considered a threat to the marine ecosystem and must be monitored. Since there is little information about contamination by these pollutants along the Brazilian and Santa Catarina coasts, this study aims to determine and quantify the occurrence of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OPs) in plastic pellets from different beaches and years on the Island of Florianópolis. The POPs were extracted from the samples using organic solvents, purified with sulfuric acid, and determined and quantified by gas chromatography coupled to a triple quadrupole mass spectrometer (GC/MS/MS). The results showed variability between the different beaches and years analyzed, with a predominance of DDTs (3.48 to 190.02 ng g⁻¹), followed by PCBs (4.13 to 37.17 ng g⁻¹), CHLs (<0.05 to 35.49 ng g⁻¹), Drins (<0.1 to 12.22 ng g⁻¹), Mirex (<0.1 to 10.26 ng g⁻¹), HCHs (<0.1 to 1.62 ng g⁻¹) and HCB (<0.1 to 0.47 ng g⁻¹). The beaches from the northern part of Florianópolis showed above sample average concentrations for most of the pollutants examined; however, the highest values of DDTs and PCBs observed in this study correspond to beaches from the southern part of the island. Furthermore, since DDTs occurred in higher proportions than PCBs in the samples, the coast of Florianópolis may be more influenced by agricultural activities than industrial ones. The low degree of yellowing of the pellets found on the beaches of Florianópolis suggests that they arrive after a short residence time in the marine environment, probably coming from the port region of Itajaí or other industrialized areas in the northern part of the state. Overall, the concentrations found were lower than those reported in pellets from other regions of Brazil or the world, and they do not indicate a high risk of contamination by POPs in the study area. In conclusion, it can be considered that plastic pellets are relevant indicators of the occurrence and distribution of organochlorine contaminants on the coast of the Island of Florianópolis, which require constant monitoring and more detailed analyses for greater understanding.

Keywords: Pellets; Persistent Organic Pollutants; Polychlorinated Biphenyls; Organochlorine pesticides.

SUMÁRIO

| | | |
|--------------|---|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 10 |
| 1.1 | POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES (POPS)..... | 10 |
| 1.2 | POPS EM PELLETS PLÁSTICOS..... | 14 |
| 1.3 | OBJETIVO GERAL..... | 15 |
| 1.3.1 | Objetivos Específicos | 15 |
| 2 | MATERIAIS E MÉTODOS | 16 |
| 2.1 | AMOSTRAS..... | 16 |
| 2.2 | PROCESSAMENTO E ANÁLISE DOS PELLETS..... | 18 |
| 2.2.1 | Análise dos compostos organoclorados | 19 |
| 2.2.1.1 | <i>Cuidados analíticos</i> | 20 |
| 2.2.1.2 | <i>Extração</i> | 20 |
| 2.2.1.3 | <i>Concentração via evaporador rotativo a vácuo</i> | 20 |
| 2.2.1.4 | <i>Purificação do extrato</i> | 20 |
| 2.2.1.5 | <i>Concentração via evaporador rotativo a vácuo</i> | 21 |
| 2.2.1.6 | <i>Identificação e Quantificação dos Compostos</i> | 21 |
| 2.2.1.7 | <i>Controle de Qualidade</i> | 21 |
| 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 22 |
| 4 | CONCLUSÃO | 35 |
| | REFERÊNCIAS | 37 |

1 INTRODUÇÃO

Uma das principais formas de ocorrência do lixo plástico no oceano é através dos microplásticos, pequenas partículas de plástico que possuem 5 mm ou menos de diâmetro e podem ser classificadas a partir da sua fonte e origem (BARNES *et al.*, 2009). Microplásticos primários são aqueles produzidos intencionalmente, como, por exemplo, os pellets que são pequenos grânulos em formato de disco ou esfera utilizados como matéria-prima pela indústria; já os microplásticos secundários são aqueles resultantes da fragmentação de plástico maiores (ANDRADY, 2003).

No início dos anos 2000, devida a sua alta ocorrência, distribuição e persistência no ambiente, os microplásticos foram confirmados como onipresentes no oceano e foram considerados um problema a nível internacional frente aos seus efeitos adversos no ecossistema (DERRAIK, 2002; THOMPSON, 2015). Ainda, em 2014, um estudo de Van Sebille *et al.* (2015) estimou a existência de até 51 trilhões de partículas de plástico no oceano.

Visto que pellets plásticos possuem baixa polaridade e são hidrofóbicos, quando no oceano, eles têm a capacidade de adsorver contaminantes em sua superfície e podem atuar como vetor de distribuição de contaminantes no ambiente marinho, tal como os Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) (MATO *et al.*, 2001; OGATA *et al.*, 2009; TEUTEN *et al.*, 2009; YEO *et al.*, 2015). Como este material não é degradado no oceano, ele continua a se fragmentar em partículas menores e, conseqüentemente, aumenta a área da superfície de contato entre o poluente e o pellet, aumentando também a capacidade de adsorção de POPs (ENDO *et al.*, 2015).

1.1 POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES (POPS)

POPs são substâncias tóxicas de origem antrópica que podem ser transportadas a longas distâncias por correntes atmosféricas e oceânicas em função de suas propriedades semivoláteis; são persistentes no ambiente uma vez que são resistentes à degradação física, biológica e fotolítica; e são compostos lipofílicos com capacidade de bioacumular no tecido adiposo de animais (POZO *et al.*, 2019; UNEP, s.d). Os POPs têm sua distribuição influenciada principalmente por suas características físico-químicas como volatilidade, solubilidade, estabilidade estrutural

e polaridade (FITZGERALD *et al.*, 2014; LOHMANN *et al.*, 2007; UNEP, s.d). Os efeitos toxicológicos de alguns grupos desses compostos se dão de forma semelhante, de modo que a polaridade e a posição e quantidade de moléculas de carbono e halógenos determinam o seu grau de toxicidade. Por exemplo, bifenilas policloradas que apresentam configuração espacial planar são mais tóxicas (D'AMATO *et al.*, 2002; MCFARLAND; CLARKE, 1989).

Os POPs podem interagir com solos, sedimentos, partículas suspensas na coluna d'água, biota e materiais sólidos como o plástico. A presença dos POPs já foi registrada em diversas matrizes como em algas (CARPENTER; SMITH, 1972; HAHN *et al.*, 2021); aves marinhas (DIAS, 2015; TANAKA *et al.*, 2013); mamíferos e peixes marinhos (BUSSOLARO *et al.*, 2012; YOGUI, 2002); no sedimento oceânico e estuarino (MA *et al.*, 2015; PENG *et al.*, 2015); em regiões polares (VECCHIATO *et al.*, 2015; WANIA, 2003); no leite materno (SANTOS *et al.*, 2022); e em pellets plásticos (ENDO *et al.*, 2005; MATO *et al.*, 2001).

Atualmente existem mais de 30 substâncias, ou grupos de substâncias, reconhecidas como POPs pela Convenção de Estocolmo, da qual o Brasil é signatário. A Convenção de Estocolmo foi criada em 2001 e tem como objetivo de banir ou restringir o uso de POPs assim como para reduzir ou eliminar a sua produção global (CETESB, s.d; UNEP, s.d). No entanto, embora haja esforços, ainda é relativamente baixo o monitoramento desses poluentes no ambiente e a sua fiscalização e gerenciamento é questionável. Dentre elas, as bifenilas policloradas (PCBs) e os praguicidas organoclorados (OCs) são grupos de contaminantes amplamente estudados devido as suas diversas aplicações e produção em larga escala na indústria e meio agrícola até a década de 70 (BUSSOLARO *et al.*, 2012; CETESB, s.d).

Os PCBs são uma classe formada por 209 congêneres que podem ter de 1 a 10 cloros e, devido a suas características, como alta constância dielétrica e resistência a altas temperaturas, eles foram usados em transformadores e capacitores como fluidos dielétricos isolantes, retardantes de chamas, adesivos, resinas plastificantes e tintas (CETESB, 2023; ENDO *et al.*, 2005; PENTEADO; VAZ, 2001). Estima-se que a produção mundial acumulada de PCBs foi de aproximadamente 1.200.000 toneladas (PENTEADO; VAZ, 2001). Este composto

tem baixa solubilidade em água, não são inflamáveis (até temperaturas de 600°C) e não são degradados quimicamente (CETESB, 2023).

Quanto ao grupo dos OCs, este é composto por diversas substâncias com diferentes estruturas, propriedades e usos (ABUBAKAR *et al.*, 2020; SPARLING, 2016). Os OCs foram amplamente utilizados no controle de pragas na agricultura, na preservação de madeira e no controle de vetores de doenças como malária e leishmaniose (BERG *et al.*, 2012; FRANK; BRAUN; HOLDRINET, 1981; VAN DYK *et al.*, 2010). Alguns exemplos de praguicidas mais conhecidos e estudados são: o diclorodifeniltricloroetano (DDT); hexaclorocicloexano (HCH); derivados do ciclohexadieno como Aldrin, Dieldrin e Endrin; hexaclorobenzeno (HCB) e Mirex (LAVENDIER, 2015). No Brasil, OCs e PCBs foram identificados no ambiente, em animais e seres humanos (COMBI *et al.*, 2013; DELGADO *et al.*, 2002; DIAS, 2015; LAVANDIER, 2015; NUNES, 2008; SANTOS *et al.*, 2022).

Foi comprovado que estes poluentes podem causar efeitos crônicos e prejudiciais a animais e seres humanos, principalmente a organismos marinhos devido à alta dispersão e ocorrência desses compostos no oceano (BUSSOLARO *et al.*, 2012; LONGNECKER *et al.*, 1997; NUNES; TAJARA, 1998; SHAW *et al.*, 2005). Eles podem causar impactos à saúde e reprodução, alterar características comportamentais e fisiológicas e também levar ao declínio de populações e espécies (ISLAM *et al.*, 2022). Ainda, foi observado que a alta exposição de animais aos contaminantes orgânicos geram efeitos que podem incluir a diminuição do potencial reprodutivo, danos ao sistema nervoso e imunológico, desenvolvimento cancerígeno, alergias e outros (JONES, 2021; SINGH *et al.*, 2016; UNEP, s.d). Dessa forma, esses compostos têm a capacidade de mudar o funcionamento e a estrutura dos ecossistemas de modo a afetar a estabilidade e diversidade do ambiente marinho e seus serviços ecossistêmicos (ISLAM *et al.*, 2018). Por esses motivos, eles são considerados uma ameaça ao meio ambiente, à saúde dos seres humanos e animais e, portanto, devem ser monitorados (AVIO; GORBI; REGOLI, 2017; GALLOWAY; LEWIS, 2016).

No Brasil, a fabricação e comercialização de PCBs foi proibida em 1981 pela Portaria Interministerial MIC/MI/MME nº19, de 29 de janeiro de 1981, que permitiu que os equipamentos em operação que utilizassem fluidos dielétricos pudessem

continuar com o óleo até que fosse necessário o seu esvaziamento, ao fim de sua vida útil (BRASIL, 1985). No entanto, a durabilidade destes fluidos pode se estender por várias décadas e, ainda, aqueles equipamentos antigos que apresentam PCBs em sua composição, ao serem incinerados ou descartados incorretamente, podem contaminar o ambiente (PENTEADO; VAZ, 2001). No que diz respeito aos pesticidas organoclorados, como os DDTs, estes foram extensivamente utilizados no país em campanhas de saúde pública para controlar doenças, sendo proibido para este fim apenas em 1998 e tendo sua proibição total para qualquer finalidade em 2009 (BRASIL, 2023). Em vista disso, é importante e relevante avaliar a presença desses compostos no ambiente na intenção de compreender a sua ocorrência no ambiente e como se distribuem.

Através do Plano Nacional de Implementação (NIP) do Brasil referente à Convenção de Estocolmo, o governo brasileiro vem desenvolvendo uma série de ações em conjunto com diversos grupos técnicos interinstitucionais para inventariar fontes e emissões, elaborar guias e destinar recursos para eliminação desses contaminantes (BRASIL, 2023). Desde a convenção, em 2001, o tema ganhou notoriedade no Brasil e foi alvo de estudo em ambientes aquáticos, em solo, na atmosfera, em animais e em alimentos (CAVALCANTE, 2020; DIAS, 2015; OLIVEIRA, 2020; RISSATO *et al.*, 2006; SANTOS *et al.*, 2022; SOTÃO NETO *et al.*, 2020; YOGUI, 2002).

Quanto a Santa Catarina, são poucos os estudos que examinam a presença de POPs no estado. No entanto, eles mostram que os POPs estão presentes e amplamente distribuídos na região. Já foram registrados resíduos de grupos de POPs em mel de abelhas, animais marinhos como bivalves, cetáceos e pinípedes, e também em sedimentos superficiais da região costeira (Tabela 1) (BARBOSA, 2020; MOHR, 2013; NUNES, 2008; NUNES *et al.*, 2024; PEREIRA *et al.*, 2024; RIGHETTI *et al.*, 2019; RIZZI; TANIGUCHI; MARTINS, 2017).

Tabela 1: Valores de PCBs e OCs encontrados nos estudos realizados no Estado de Santa Catarina.

| Estudo | Área de estudo | Matriz | Σ PCBs (ng g ⁻¹) | Σ OCs (ng g ⁻¹) |
|--------------|---|---|-------------------------------------|------------------------------------|
| | | | Min - Max | Min - Max |
| Nunes (2008) | Baía Norte da Grande Florianópolis (SC) | Brânquia e glândula digestiva de Ostras do Pacífico <i>C. gigas</i> | 23,4 - 44,7 | <0,1 – 7,18 |

| | | | | |
|-----------------------------------|---|---|--------------------|------------------|
| Mohr (2013) | Santa Catarina | Mel de abelha | 0,28 - 2,59 | <0,1 - 92 |
| Rizzi, Taniguchi & Martins (2017) | Baía da Babitonga (SC) | Sedimento estuarino | <0,09 - 19,1 | <0,1 - 122 |
| Righetti <i>et al.</i> (2019) | Laguna (SC) | Tecido adiposo e epitelial de golfinho-nariz-de-garrafa | 1267,7 - 51.491,59 | 0,21 - 17.267,56 |
| Barbosa (2022) | Florianópolis (SC) | Sedimento marinho | <0,03 - 0,13 | <0,1 - 8,56 |
| Nunes <i>et al.</i> (2024) | Ilha do Arvoredo e Estação Ecológica de Carijós, Florianópolis (SC) | Bivalves | 0,7 - 6,4 | 0,1 - 62,3 |
| Pereira <i>et al.</i> (2024) | Diferentes praias de Santa Catarina | Tecido adiposo e hepático de lobo-marinho-sul-americano | <0,05 - 347.870,0 | <0,1 - 95.750,0 |

Fonte: Elaborado pelo autor.

Ainda, Meire *et al.* (2012) investigou a ocorrência e transporte de POPs na atmosfera de regiões montanhosas da serra catarinense. Além disso, já foram constatados transformadores elétricos contaminados por PCBs em Joinville, maior polo industrial do estado (HURTADO *et al.*, 2013). Em Florianópolis, segunda cidade mais populosa do estado e a capital de Santa Catarina, pouco se sabe sobre a ocorrência e dispersão desses contaminantes na região. É importante mencionar que em 2012 a companhia Centrais Elétricas de Santa Catarina (CELESC) lançou acidentalmente mais de 12.000 litros de óleos contendo PCBs na Baía Sul de Florianópolis, afetando a produção e venda de ostras e mariscos interrompidas pela FATMA temporariamente (G1, 2013; UFSC, 2012).

1.2 POPS EM PELLETS PLÁSTICOS

Uma forma de monitoramento já conhecida e aplicada com sucesso é através da análise de POPs em bivalves (GOLDBERG, 1975). Isto porque ostras e mexilhões são ótimos bioindicadores, visto que são organismos filtradores e sésseis, assim como apresentam ampla distribuição geográfica (NUNES, 2008). No entanto, técnicas que utilizam amostras biológicas podem facilmente ter seus resultados comprometidos visto que estas exigem cuidados mais rigorosos quanto ao seu acondicionamento e armazenamento (OGATA *et al.*, 2009). Visando uma alternativa mais viável, foi proposta a utilização de pellets plásticos como indicadores: o projeto *International Pellet Watch* (IPW) realizou a análise de amostras em mais de 40

países e mostrou que a relação entre as concentrações de POPs em mexilhões e pellets é significativamente proporcional e pode ser aplicado de forma prática, eficiente e com baixo custo (MIZUKAWA *et al.*, 2013; OGATA *et al.*, 2009). Pellets plásticos geralmente estão disponíveis em quantidades consideráveis em praias arenosas (MOREIRA *et al.*, 2016), e diante da facilidade de coletá-los e armazená-los, diversos países ao redor do mundo adotaram essa metodologia e vêm se baseando nessa técnica para mapear a contaminação ambiental por POPs (HESKETT *et al.*, 2012; KARAPANAGIOTI *et al.*, 2011; POZO *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2015).

No Brasil há relativamente poucos estudos que avaliam a presença de POPs em pellets (FISNER *et al.*, 2017; GORMAN *et al.*, 2019; TANIGUCHI *et al.*, 2016), especialmente no sul do país, onde há apenas registros publicados de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e bifenilas policloradas (PCBs) em grânulos plásticos em praias do Paraná (GORMAN *et al.*, 2019). Entretanto, é de suma importância estudar poluentes orgânicos persistentes em pellets plásticos pois estes são bons indicadores da ocorrência e dispersão desses contaminantes no oceano, uma vez que possuem capacidade de adsorvê-los e transportá-los.

Tendo em vista o exposto anteriormente e considerando que existem dificuldades por parte dos pesquisadores para compreender a distribuição dos POPs no ambiente devido a sua complexidade e variabilidade espacial em pequena escala (OGATA *et al.*, 2009), realizar a avaliação da contaminação de POPs na Ilha de Florianópolis se faz relevante e contribui para o entendimento da ocorrência e comportamento dos pellets como vetores desses compostos na região.

1.3 OBJETIVO GERAL

Quantificar a contaminação por compostos organoclorados em amostras de pellets plásticos encontrados em diferentes praias da Ilha de Florianópolis, Santa Catarina.

1.3.1 Objetivos Específicos

- Determinar as concentrações de bifenilas policloradas e praguicidas organoclorados nas amostras de pellets das praias da Ilha de Santa Catarina;

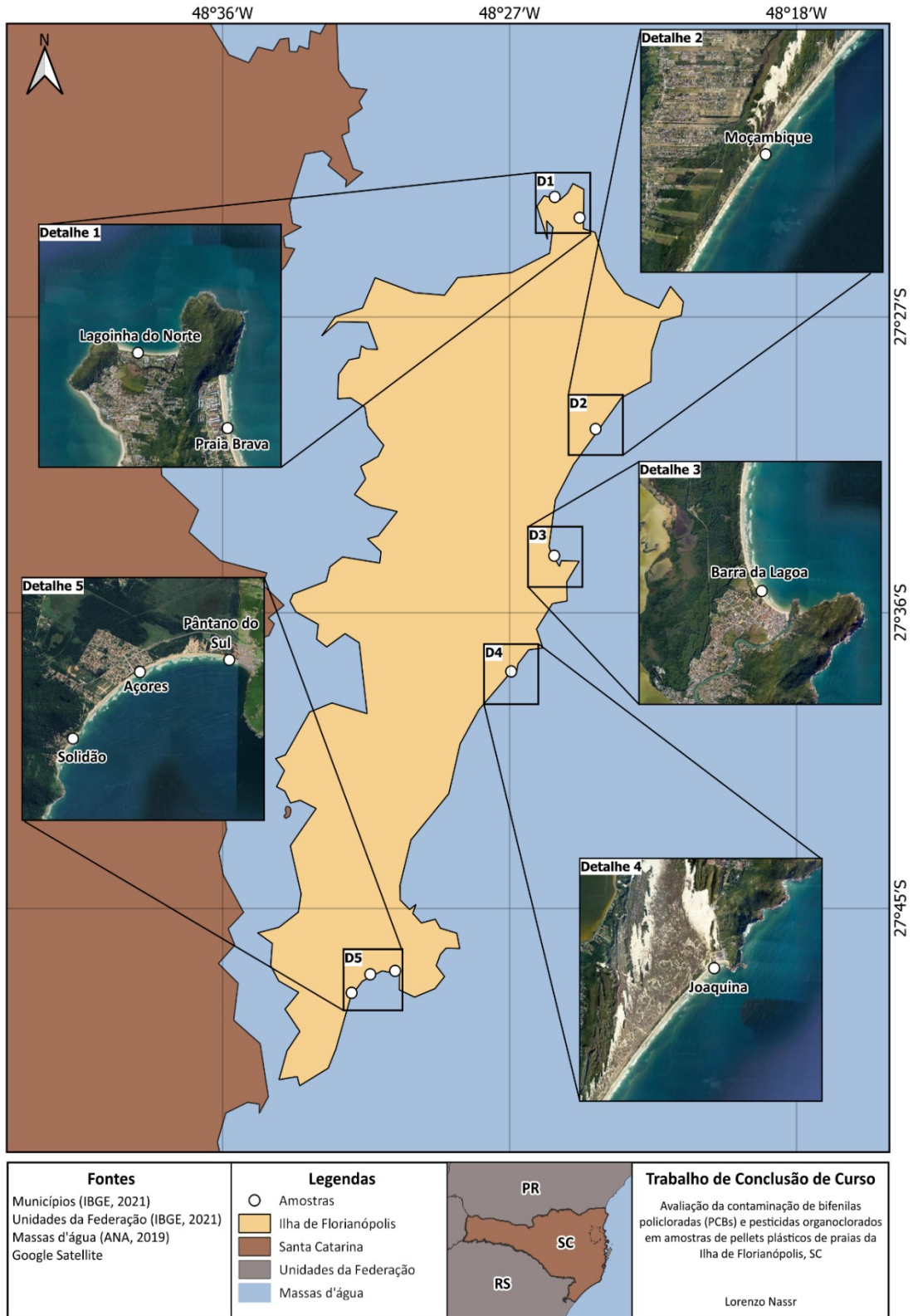
- Avaliar a variabilidade regional das concentrações de PCBs e OCs entre as praias de Florianópolis;
- Comparar os resultados de POPs em pellets encontrados neste presente estudo com valores de outras regiões do mundo e do Brasil.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 AMOSTRAS

Os pellets plásticos utilizados neste trabalho foram coletados em oito praias da Ilha de Florianópolis entre janeiro de 2018 e maio de 2022, sem uma periodicidade definida (Figura 1). A coleta dos pellets foi realizada de forma aleatória ao longo da extensão de areia com ajuda de uma pinça de aço inoxidável, armazenados em envelopes de alumínio, guardados em sacos plásticos previamente identificados e colocados em *freezer* a -20 °C. Para alguns locais, como Praia da Joaquina e Solidão, foram coletadas amostras em diferentes anos (Tabela 2).

Figura 1: Praias de Florianópolis (SC) onde foram coletadas amostras de pellets plásticos.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 2: Amostras de pellets plásticos de praias da Ilha de Florianópolis.

| ID da Amostra | Local | Data |
|---------------|-------------------|----------|
| SC033 | Moçambique | Jan/2018 |
| SC036 | | Jan/2018 |
| SC034 | Barra da Lagoa | Jan/2018 |
| SC035 | Lagoinha do Norte | Jan/2019 |
| SC037 | Açores | Mai/2022 |
| SC041 | Praia Brava | Jan/2019 |
| SC042 | Joaquina | Jul/2019 |
| SC043 | | Jul/2019 |
| SC044 | | Jul/2018 |
| SC049 | | Jan/2019 |
| SC045 | Solidão | Jan/2018 |
| SC047 | | Mai/2022 |
| SC048 | Pântano do Sul | Mai/2020 |

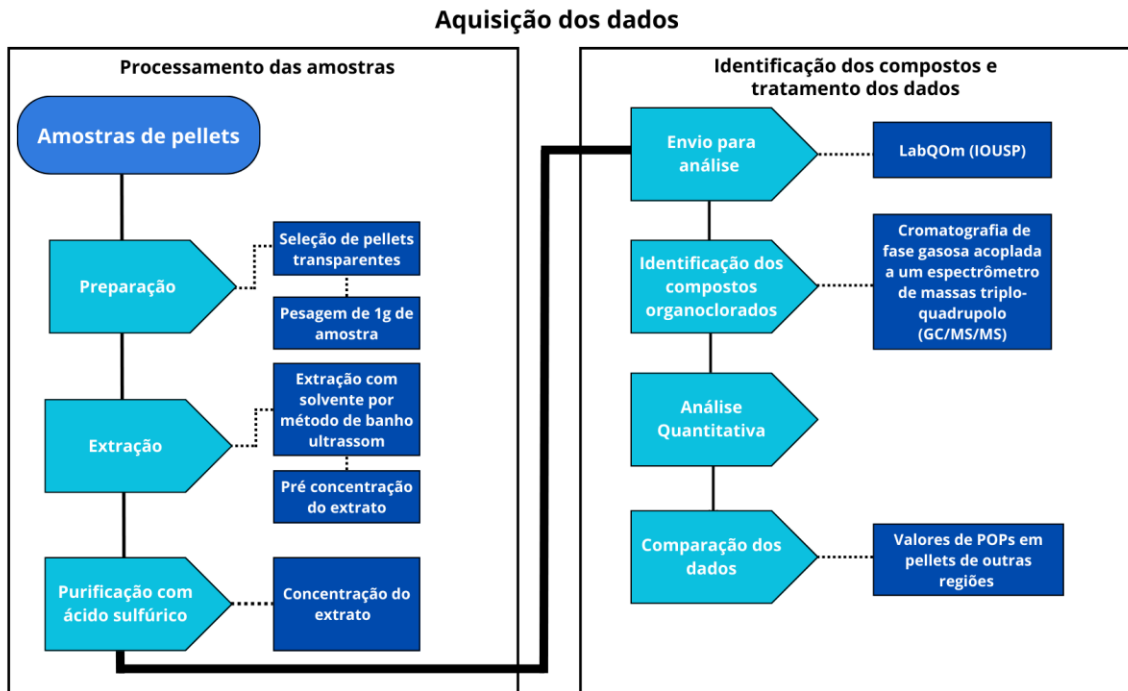
Fonte: Elaborado pelo autor.

Ainda, em laboratório, foram retirados dos pellets detritos e sedimentos que vieram junto no momento da coleta com o auxílio de uma pinça e uma forma metálica. Além disso, somente os pellets translúcidos - indiferente do grau de amarelamento - foram separados para as análises sendo os coloridos descartados. Embora os estudos deem preferência por pellets mais amarelados por apresentarem maiores concentrações de POPs por estarem a mais tempo no ambiente (ENDO *et al.*, 2005; FISNER *et al.*, 2007), nas praias da Ilha de Santa Catarina a maioria dos pellets encontrados apresentam baixo grau de amarelamento, não sendo possível selecionar apenas os mais amarelados (ANDREUSSI, 2020; ZANETTI, 2019).

2.2 PROCESSAMENTO E ANÁLISE DOS PELLETS

A aquisição dos dados de PCBs e OCs foi realizada através do processamento e determinação analítica das amostras em laboratório, conforme apresentado na Figura 2.

Figura 2: Fluxograma das atividades realizadas no presente estudo durante as etapas de processamento e quantificação das amostras de pellets plásticos.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O processamento das amostras de pellets foi realizado no Laboratório de Poluição e Geoquímica Marinha da Universidade Federal de Santa Catarina (LaPoGeo-Mar) sob a orientação da professora Dra. Juliana Leonel, enquanto a identificação e quantificação dos compostos foi realizada no Laboratório de Química Orgânica Marinha do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.

2.2.1 Análise dos compostos organoclorados

Neste trabalho foram analisados os seguintes praguicidas organoclorados: DDTs (o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDE e p,p'-DDE), clordanos (α - e γ -CHL e heptacloro), hexaclorociclohexanos (α -, β -, γ - e δ -HCH), drins (aldrin e isodrin), hexaclorobenzeno (HCB) e Mirex. Quanto as bifenilas policloradas, foram analisados 51 congêneres (IUPAC # 8, 18, 28, 31, 33, 52, 49, 44, 74, 70, 66, 95, 56, 60, 101, 99, 97, 87, 81, 110, 77, 151, 123, 149, 118, 114, 153, 132, 105, 141, 138, 158, 126, 187, 183, 128, 167, 174, 177, 156, 157, 180, 169, 170, 199, 203, 189, 195, 194, 206, 209).

O processamento e a análise dos compostos organoclorados foram baseados e adaptados de Combi *et al.* (2013); Haratsaris (2018) e Taniguchi *et al.* (2016).

2.2.1.1 *Cuidados analíticos*

Todas as vidrarias e utensílios utilizados no processamento das amostras foram lavadas previamente e enxaguadas em água corrente, colocadas em banho de detergente laboratorial diluído a 5% por no mínimo 4 horas e posteriormente lavadas com água corrente em abundância e água destilada. Após secas, as vidrarias volumétricas foram enxaguadas três vezes com diclorometano e duas vezes com *n*-hexano. As demais vidrarias não-volumétricas foram levadas à mufla por 5 horas à 450 °C.

2.2.1.2 *Extração*

A extração dos compostos de interesse foi feita a partir do método de banho de ultrassom. Antes de iniciar os procedimentos de extração todos os frascos foram identificados e as respectivas amostras (aproximadamente 1g) foram transferidas para estes. Foram adicionados 100 µL da mistura de padrões surrogados (PCB 103 e PCB 198, concentração: 1 ng µL⁻¹) e 10 mL de mistura de diclorometano:hexano (50:50) em cada frasco e então levados ao banho de ultrassom por 10 minutos. Em seguida, foi retirado somente o extrato das amostras com uma pipeta Pasteur e estes foram transferidos para um balão de fundo redondo. Após isso, este processo foi repetido mais duas vezes.

2.2.1.3 *Concentração via evaporador rotativo a vácuo*

O extrato das amostras foi concentrado em um evaporador rotatório a uma temperatura máxima de 60°C e pressão de 30 mm Hg. O extrato foi evaporado até chegar a aproximadamente 0,5 mL. Após isso, o extrato foi transferido a um vial e aferido a 1 mL com *n*-hexano.

2.2.1.4 *Purificação do extrato*

Para remoção de interferentes, foi utilizado o método de tratamento com ácido sulfúrico concentrado. Para isto, foi colocado no extrato das amostras, previamente aferidas em 1,0 mL com *n*-hexano, 1,0 mL de ácido sulfúrico e, em seguida, estas foram agitadas manualmente por alguns minutos até separarem as fases. Por conseguinte, o extrato da amostra foi retirado e transferido para um vial. O

procedimento com ácido foi repetido e depois os extratos foram lavados três vezes com água ultrapura.

2.2.1.5 *Concentração via evaporador rotativo a vácuo*

Após os extratos das amostras serem purificados, estes foram novamente levados ao evaporador rotatório seguindo os mesmos passos do item 2.2.1.3. Após esta etapa foi adicionado 100 µL do padrão interno (TCMX), o volume foi aferido a 1 mL e o extrato transferido para ampolas de vidro âmbar para serem enviadas para a etapa seguinte.

2.2.1.6 *Identificação e Quantificação dos Compostos*

A identificação e quantificação dos compostos de interesse foi feita pela injeção de 1 µL do extrato em um cromatógrafo de fase gasosa (Agilent Technologies 7890B) acoplado a um espectrômetro de massas triplo quadrupolo (Agilent Technologies 7010B) (GC/MS/MS) em modo de monitoramento de reações múltiplas (MRM). A coluna cromatográfica foi do tipo HP-5MS (30 m x 0,25 mm x 0,25 µm) e o gás de arraste foi o Hélio. A temperatura da interface, fonte e quadrupolo foram, respectivamente, 300°C, 300°C e 150°C. Para a quantificação dos compostos foram usadas curvas de quantificação com 10 pontos cada e $r^2 > 0,995$.

Para o Limite de Quantificação do Método (LQM) foi adotado o menor valor da curva analítica, correspondendo a 0,05 ng g⁻¹ para as PCBs e 0,1 ng g⁻¹ para OCs.

2.2.1.7 *Controle de Qualidade*

Medidas de controle de qualidade em procedimentos analíticos são essenciais para garantir a confiabilidade e exatidão dos resultados e identificar interferências nas etapas de processamento e análise das amostras (WADE; CANTILLO, 1994).

Para o controle de qualidade dos dados foram utilizados os seguintes recursos:

- a) Branco: para avaliar a presença de impurezas e quaisquer outros compostos que possam vir a interferir e contaminar as amostras durante

os procedimentos de laboratório. Para isso, foi processado 1 g de sulfato de sódio previamente limpo de forma que esse passou pelos mesmos métodos utilizados no restante das amostras. Caso seja detectado mais de 5% de analitos em níveis 3 vezes maiores que o limite de quantificação do instrumento, o branco é desvalidado. Caso contrário, o branco do método é aceito e o seu resultado é descontado das amostras.

- b) Padrões Surrogados (PCBs 103 e 198): foi adicionado em todas amostras e brancos na intenção de monitorar o desempenho do método. Seu valor de recuperação devia ser entre 50 e 120%, caso contrário a análise seria repetida.
- c) Curva analítica: montada com 10 pontos (0,1 pg μl^{-1} , 0,5 pg μl^{-1} , 1 pg μl^{-1} , 5 pg μl^{-1} , 10 pg μl^{-1} , 20 pg μl^{-1} , 50 pg μl^{-1} , 80 pg μl^{-1} , 100 pg μl^{-1} , 150 pg μl^{-1} , 200 pg μl^{-1}) e com coeficiente de correlação maior ou igual a 0,995. Para assegurar que a curva analítica estava adequada, foi realizada a sua verificação contínua a cada 9-12 amostras analisadas. O resultado da quantificação não poderia variar mais que 25% do valor real, caso essa variação fosse maior, uma nova curva analítica deveria ser feita.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 3 são apresentadas as concentrações dos POPs (PCBs e OCs) avaliadas no presente estudo. Os pellets plásticos analisados mostraram as maiores concentrações para os DDTs (3,48 a 190,02 ng g^{-1}), seguido por PCBs (4,13 a 37,17 ng g^{-1}), CHLs (<0,05 a 35,49 ng g^{-1}), Drins (<0,1 a 12,22 ng g^{-1}), Mirex (<0,1 a 10,26 ng g^{-1}), HCHs (<0,1 a 1,62 ng g^{-1}) e HCB (<0,1 a 0,47 ng g^{-1}). Embora os valores encontrados não sejam preocupantes, algumas amostras demonstraram concentrações notáveis. É possível observar uma variabilidade tanto entre praias como entre os anos de coleta. Ainda, percebeu-se que as praias localizadas ao norte da Ilha de Santa Catarina apresentaram majoritariamente valores acima da média para a maioria dos compostos analisados neste estudo.

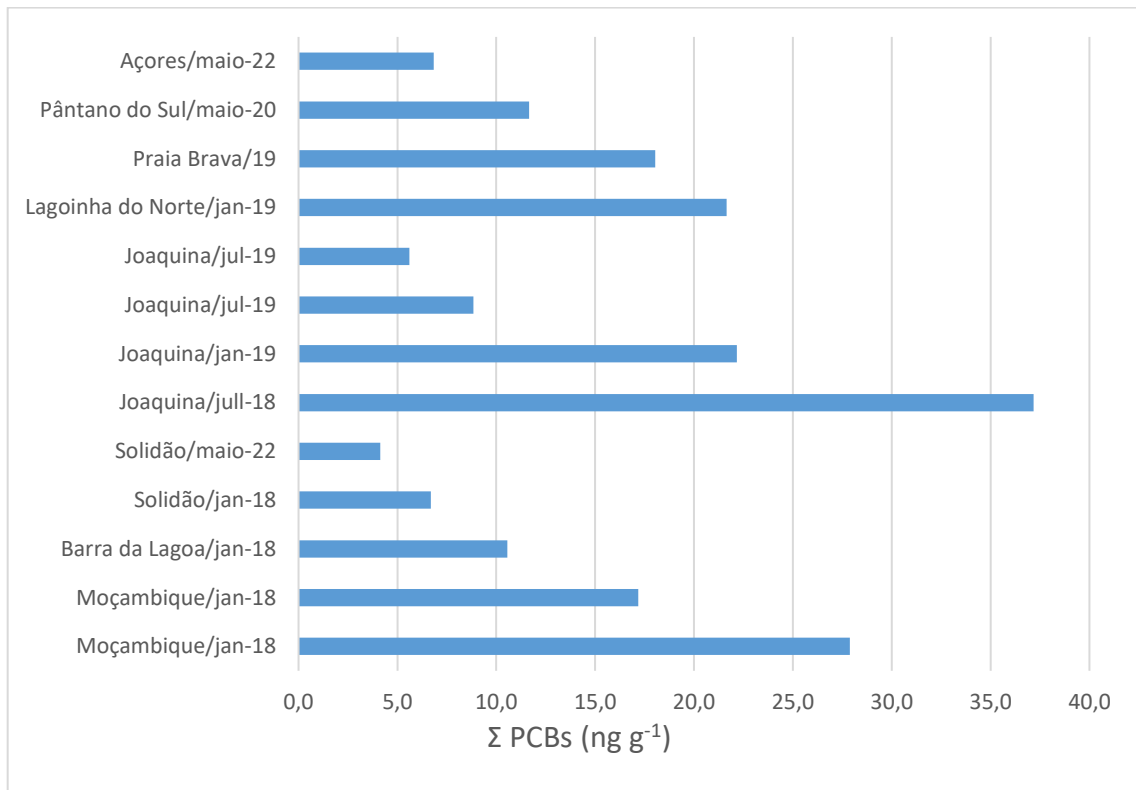
Tabela 3: Bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados (OCs) em pellets plásticos coletados em diferentes praias da Ilha de Florianópolis (SC), apresentados em ng g^{-1} .

| Amostra | Local | Data | Σ PCBs | Σ DDTs | HCB | Mirex | Σ Drins | Σ CHLs | Σ HCHs |
|---------------------------|-------------------|--------|------------------|-------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| SC033 | Moçambique | jan/18 | 27,88 | 7,53 | 0,11 | 1,05 | <0,1 | 11,41 | 1,62 |
| SC036 | | | 17,19 | 13,11 | 0,13 | 10,26 | <0,1 | 0,57 | 0,59 |
| SC034 | Barra da Lagoa | jan/18 | 10,55 | 3,48 | <0,1 | 0,26 | <0,1 | 7,41 | <0,1 |
| SC045 | Solidão | jan/18 | 6,69 | 190,02 | 0,12 | 0,36 | <0,1 | 35,49 | <0,1 |
| SC047 | | mai/22 | 4,13 | 11,82 | <0,1 | 0,28 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| SC044 | Joaquina | jul/18 | 37,17 | 19,42 | 0,13 | 0,31 | 1,07 | <0,1 | <0,1 |
| SC049 | | jan/19 | 22,16 | 36,59 | <0,1 | 0,76 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| SC042 | | jul/19 | 8,85 | 45,89 | 0,20 | 0,75 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| SC043 | | jul/19 | 5,60 | 17,08 | 0,12 | 0,46 | <0,1 | 1,62 | 0,10 |
| SC035 | Lagoinha do Norte | jan/19 | 21,66 | 65,66 | 0,19 | 1,49 | 12,22 | <0,1 | 0,63 |
| SC041 | Praia Brava | jan/19 | 18,04 | 153,64 | 0,47 | 0,31 | <0,1 | 11,62 | 0,16 |
| SC048 | Pântano do Sul | mai/20 | 11,66 | 18,35 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| SC037 | Açores | mai/22 | 6,84 | 6,55 | <0,1 | 0,21 | <0,1 | 0,29 | <0,1 |
| Média \pm desvio padrão | | | 15,26 \pm 9,52 | 45,32 \pm 56,97 | 0,11 \pm 0,13 | 1,27 \pm 2,62 | 1,02 \pm 3,25 | 5,27 \pm 9,72 | 0,24 \pm 0,45 |
| Min - Max | | | 4,13 - 37,17 | 3,48 - 190,02 | <0,1 - 0,47 | <0,1 - 10,26 | <0,1 - 12,22 | <0,1 - 35,49 | <0,1 - 1,62 |

Fonte: Elaborado pelo autor.

As concentrações totais de bifenilas policloradas para as 13 amostras analisadas variaram de 4,13 a 37,17 ng g⁻¹ (Figura 3). No geral, os valores de PCBs encontrados em pellets das praias da Ilha de Santa Catarina são menores que os reportados para outras praias do mundo (Tabela 4).

Figura 3: Concentrações totais de PCBs nas amostras analisadas.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 4: Dados globais de bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados (OCs) em pellets plásticos, concentrações em ng g⁻¹.

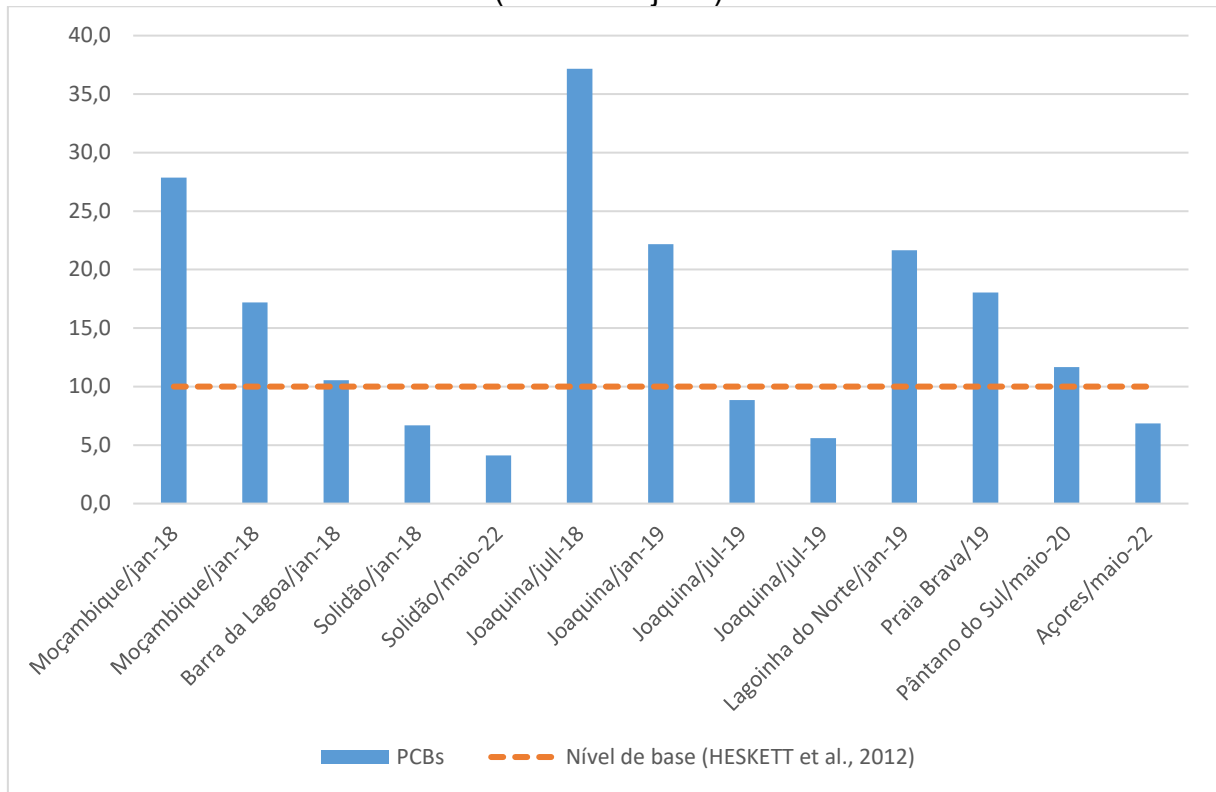
| Local | Referência | ΣPCBs | | ΣDDTs | | ΣHCHs | | ΣCHLs | | HCB | | Mirex | | ΣDrins | |
|--|------------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | | Mínimo | Máximo | Mínimo | Máximo | Mínimo | Máximo | Mínimo | Máximo | Mínimo | Máximo | Mínimo | Máximo | Mínimo | Máximo |
| Litoral de Tóquio | Endo <i>et al.</i> (2005) | <28 | 2300 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 17 países registrados no IPW | Ogata <i>et al.</i> (2009) | 5 | 605 | 1,69 | 267 | 0,14 | 37,1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Ilhas remotas do Pacífico, Atlântico, Índico e Mar do Caribe | Heskett <i>et al.</i> (2012) | 0,1 | 9,9 | 0,8 | 4,1 | 0,6 | 1,7 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Litoral da Grécia | Karapanagioti <i>et al.</i> (2011) | 230 | 5500 | 1,1 | 42 | 1,05 | 3,5 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Litoral do Vietnã | Le <i>et al.</i> (2016) | 4 | 24 | 12,3 | 558 | 0,44 | 1,44 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Litoral de Portugal | Mizukawa <i>et al.</i> (2013) | 10,5 | 307 | <0,1 | 49 | <0,4 | 3,3 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Litoral central do Chile | Pozo <i>et al.</i> (2019) | 3,17 | 58,4 | 0,18 | 7,4 | - | - | - | - | 0,63 | 4,37 | - | - | - | - |
| Litoral da Austrália e Nova Zelândia | Yeo <i>et al.</i> (2015) | <0,1 | 294 | <0,1 | 425 | <0,1 | 30 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Litoral da China | Zhang <i>et al.</i> (2015) | 21,5 | 323,2 | 1,2 | 127 | <0,01 | 1,9 | <0,01 | 6,42 | - | - | - | - | <0,1 | 4,33 |
| Litoral da África do Sul | Ryan <i>et al.</i> (2012) | 16 | 113 | 8 | 1281 | 2 | 112 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Brasil | | | | | | | | | | | | | | | |
| Litoral do Paraná | Gorman <i>et al.</i> (2019) | 0,8 | 104,6 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Litoral de São Paulo | Taniguchi <i>et al.</i> (2016) | 3,41 | 7554 | <0,11 | 840 | <0,24 | 4,1 | <0,08 | 64 | <0,46 | 58,7 | <0,74 | 105 | - | - |
| Litoral de São Paulo | Haratsaris (2018) | 1,29 | 5112 | 14 | 1213 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Ilha de Florianópolis | Este estudo | 4,13 | 37,17 | 3,48 | 190,02 | <0,1 | 1,62 | <0,1 | 10,26 | <0,1 | 0,47 | <0,1 | 10,26 | <0,1 | 12,22 |

Fonte: Elaborado pelo autor.

As maiores concentrações foram observadas nas praias da Joaquina, Moçambique e Lagoinha do Norte, com valores de 37,17 ng g⁻¹, 27,88 ng g⁻¹ e 21,65 ng g⁻¹, respectivamente. Esses resultados foram relativamente menores que o constatado em pellets de praias não industrializadas e com pouca urbanização como aquelas do Pontal do Paraná (0,80 a 104,6 ng g⁻¹) e praias do litoral sul de São Paulo, como Cananéia (3,41 a 190 ng g⁻¹) e Ilha Comprida (14,1 a 742 ng g⁻¹) (GORMAN *et al.*, 2019; TANIGUCHI *et al.*, 2016). Já os pellets da Baixada Santista, onde está situado o maior porto do Brasil (CABRAL; RAMOS, 2014), apresentaram valores muito maiores, na qual as áreas de Guarujá e Santos possuem uma das costas com os maiores valores de PCBs em pellets reportados no mundo (TANIGUCHI *et al.*, 2016).

Das 13 amostras coletadas nas praias da Ilha de Florianópolis, apenas 5 apresentaram valores abaixo do nível de base de 10 ng g⁻¹ estabelecido por Heskett *et al.* (2012) para concentrações de bifenilas policloradas em pellets de áreas de mínima interferência humana (Figura 4). Isso sugere que, ainda que as concentrações de PCBs sejam baixas, é preciso se atentar e monitorar os níveis encontrados.

Figura 4: Valores de PCBs com destaque para o nível de base para concentrações de bifenilas policloradas em áreas com mínima interferência antrópica (linha tracejada).



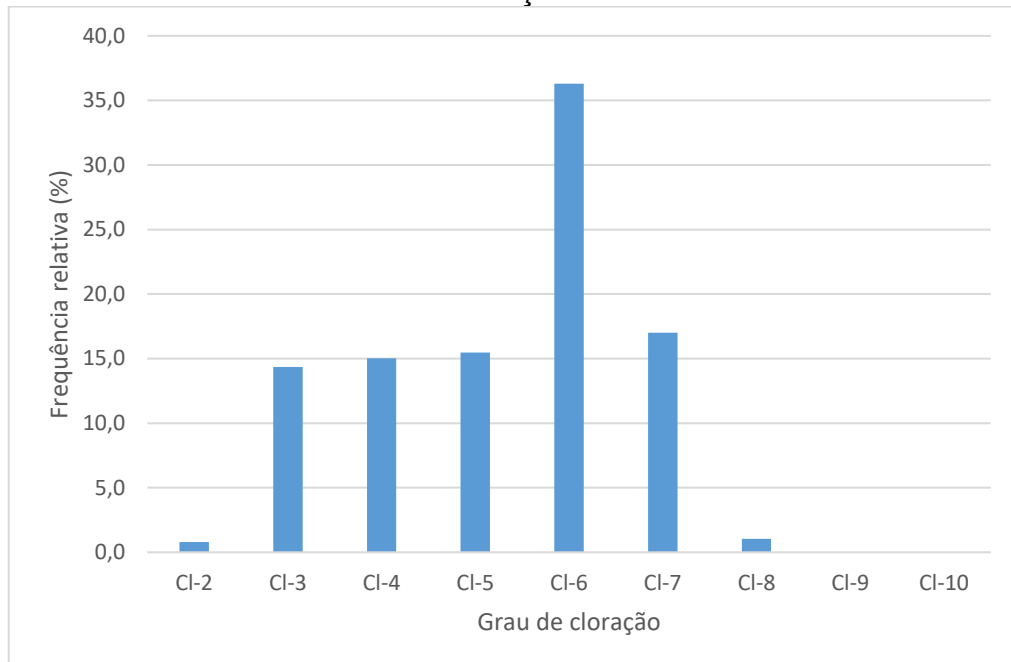
Fonte: Elaborado pelo autor.

Os menores valores são atribuídos aos pellets coletados nas praias da Solidão e Açores, com concentrações de 4,13 ng g⁻¹ e 6,84 ng g⁻¹, respectivamente. Ainda, uma amostra de janeiro de 2019 da praia da Joaquina apresentou a segunda menor concentração observada (5,60 ng g⁻¹), enquanto as outras amostras coletadas em meses diferentes do mesmo ano apresentaram valores de 8,85 e 22,16 ng g⁻¹. Por outro lado, os pellets coletados na praia da Joaquina no ano de 2018 revelaram a maior concentração de bifenilas policloradas observada neste estudo. Essa variabilidade pode ser explicada porque cada pellet teve uma trajetória e tempo de residência diferente no oceano antes de chegar na praia e, por sua vez, exposição a diferentes concentrações de PCBs (ENDO *et al.*, 2005).

A maioria das amostras apresentaram predominância de bifenilas policloradas hexacloradas, pentacloradas e heptacloradas, respectivamente (Figura 5). Esse padrão está em concordância com o observado por Haratsaris (2018) no litoral paulista e em outras áreas urbanizadas do mundo (FRIAS *et al.*, 2010; KARAPANAGIOTI *et al.*, 2011;). Os congêneres que apresentaram as maiores

concentrações foram os PCB 18, PCB 28/31, PCB 138, PCB 74 e PCB 153, nessa ordem.

Figura 5: Frequência de ocorrência média das bifenilas policloradas por grau de cloração.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Geralmente congêneres mais clorados, entre 5 e 7 átomos de cloro, estão propensos a permanecerem próximos de sua fonte de emissão visto que são menos voláteis e dificilmente são transportados a longas distâncias (MEIJER *et al.*, 2003), enquanto a predominância de congêneres mais leves é comumente associada a áreas preservadas ou remotas (HESKETT *et al.*, 2012). Embora, de forma geral, os congêneres mais pesados tenham predominado nas amostras, é interessante notar que ainda ocorre uma parcela considerável de PCBs de 3 e 4 cloros. Isto pode se dar devido ao fato que bifenilas policloradas com menor grau de cloração são mais solúveis e, conseqüentemente, ocorrem em maiores quantidades na água do mar (SZLINDER-RICHERT *et al.*, 2009). Assim, visto que a principal forma de contaminação dos pellets acontece no oceano (ENDO *et al.*, 2005), é possível que estes adsorvam maiores concentrações de PCBs menos clorados em comparação aos mais clorados.

Tendo em vista que a contaminação de poluentes em pellets plásticos provavelmente é determinada pelos níveis de poluição do ambiente circundante

(ENDO *et al.*, 2005), e que possivelmente os pellets que chegam em Florianópolis são oriundos do Porto de Itajaí, conforme sugerido por Zanetti (2019), é possível que as maiores concentrações de PCBs identificadas sejam associadas a regiões mais industrializadas do norte do estado. Em Joinville, um estudo de Hurtado *et al.* (2013) identificou a existência de 42 transformadores elétricos e aproximadamente 81.000 litros de óleo somente em 8 instituições, dos quais 63% foram classificados como tendo um baixo risco de contaminação por PCBs, enquanto 37% possuem alto risco de contaminação. Capacitores e transformadores antigos que apresentam PCBs em sua composição são capazes de liberar esses contaminantes para o ambiente, os quais podem ser carregados através da chuva para rios que, por sua vez, deságuam no oceano (DAVIES *et al.*, 2015; PENTEADO; VAZ, 2001).

A soma das concentrações dos $\Sigma 13\text{PCB}$ se mantiveram entre 0,81 a 19,24 ng g⁻¹, enquadrando as praias da Ilha de Florianópolis na Categoria 2, como ambiente de baixo risco. Diferente do visto para a costa de São Paulo e Paraná, pode-se presumir que as praias de Florianópolis não apresentam altos níveis de contaminação por PCBs.

Tabela 5: Categorias de risco para concentrações de PCBs.

| Categoria de risco | Faixa de valores (ng g⁻¹) |
|---------------------------|---|
| Muito baixo | <10 |
| Baixo | 10-50 |
| Médio | 50-200 |
| Alto | 200-500 |
| Muito alto | >500 |

Fonte: Adaptado de Takada & Yamashita (2016).

Quanto aos praguicidas organoclorados encontrados, o grupo dos DDTs e CHLs predominaram nas amostras representando aproximadamente 85% e 10% dos praguicidas analisados, respectivamente. Os demais grupos somados representaram em torno de 5% das amostras. A maior ocorrência dos DDTs nas amostras já é esperada visto que esses compostos foram usados extensivamente no Brasil no século XX e apresentam alta persistência (D'AMATO *et al.*, 2002). Ainda, esse padrão é condizente com o observado em pellets plásticos de diversas regiões (TANIGUCHI *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2015).

Os HCHs e Drins foram os compostos menos observados nas amostras, não sendo identificados valores acima do LQM ($0,1 \text{ ng g}^{-1}$) para as praias da Barra da Lagoa, Pântano do Sul e Açores. Ainda, observou-se que as praias do norte da Ilha de Florianópolis como Lagoinha do Norte, Moçambique e Praia Brava apresentaram, de modo geral, os maiores valores referentes aos OCs analisados.

A concentração média de DDTs foi de $45,32 \text{ ng g}^{-1}$, com valores variando de $3,48$ a $190,02 \text{ ng g}^{-1}$. Das 13 amostras, apenas 4 estiveram acima da média, indicando uma distribuição assimétrica dos dados ocasionada pela presença de valores extremamente altos se comparados aos demais. As maiores concentrações foram provenientes dos pellets coletados nas praias da Solidão ($190,02 \text{ ng g}^{-1}$), da Praia Brava ($153,64 \text{ ng g}^{-1}$) e da Lagoinha do Norte ($65,66 \text{ ng g}^{-1}$). Já as praias que apresentaram as menores concentrações de DDTs foram a Barra da Lagoa ($3,48 \text{ ng g}^{-1}$), Açores ($6,55 \text{ ng g}^{-1}$) e Moçambique ($7,53 \text{ ng g}^{-1}$).

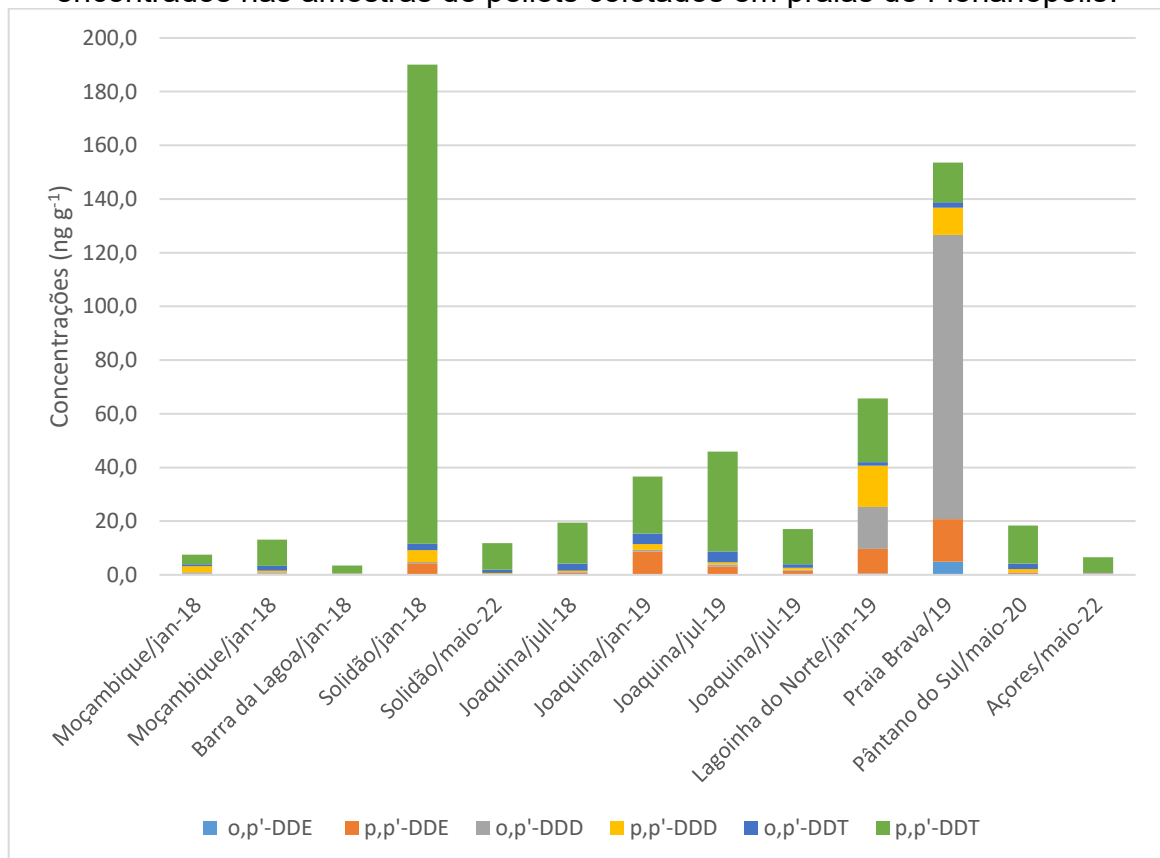
De modo geral, as concentrações de DDTs apresentaram valores semelhantes ao observado em países desenvolvidos (OGATA *et al.*, 2009). Algumas amostras mostraram concentrações três vezes maiores que o constatado em pellets de praias da Grécia, Portugal e Chile (KARAPANAGIOTI *et al.*, 2011; MIZUKAWA *et al.*, 2013; POZO *et al.*, 2019), no entanto os valores foram menores que o encontrado em locais como o litoral da África do Sul e Vietnã onde o combate a doenças e aplicações ilegais de DDTs na agricultura ocorrem (LE *et al.*, 2016; RYAN *et al.*, 2012). Ainda, em algumas praias do litoral brasileiro foram detectadas concentrações pelo menos quatro vezes maiores que o observado neste estudo, como no sul de São Paulo (HARATSARIS, 2018; TANIGUCHI *et al.*, 2016), e no Morro de São Paulo, na Bahia, onde foram reportados os maiores valores para DDTs em pellets no mundo, segundo o mapa de poluição global do *International Pellet Watch* (IPW, s.d).

O DDT foi comercializado no passado como uma mistura técnica composta principalmente por sua forma original, porém, uma vez no ambiente ou em organismos, este composto pode ser degradado ou metabolizado (D'AMATO *et al.*, 2002). O DDT pode ser transformado em DDD (dicloro-difenil-dicloroetano) por via redutiva, na qual este perde um átomo de cloro, ou em DDE ao perder um átomo de cloro e um de hidrogênio por via oxidativa (YOU *et al.*, 1996). Dessa forma, é

possível inferir se a entrada de DDTs no ambiente é recente ou não por meio da análise da relação entre DDT e seus metabólitos (RICKING; SCHWARZBAUER, 2012).

Os resultados das amostras revelaram uma predominância do DDT em relação aos seus metabólitos, DDD e DDE, que corresponderam a aproximadamente 28 e 9% do total de DDTs identificados, respectivamente (Figura 6). A ocorrência do DDT em maiores proporções que DDD e DDE sugere que este praguicida foi recentemente introduzido no ambiente, não tendo tempo suficiente para degradar, mantendo suas concentrações elevadas (YOGUI, 2002). Isso pode acontecer porque, embora que o DDT tenha sido oficialmente banido no Brasil em 2009, este composto ainda pode ser encontrado na sua forma original no ambiente possivelmente em decorrência de aplicações ilegais ou como impureza em outros pesticidas permitidos, tal qual o agrotóxico Dicofol (BRASIL, 2009; D'AMATO *et al.*, 2002).

Figura 6: Concentrações totais de DDTs e seus respectivos metabólitos encontrados nas amostras de pellets coletados em praias de Florianópolis.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os isômeros de DDT apresentaram concentrações médias consideravelmente diferentes entre si, com valores de 26,89 e 1,83 ng g⁻¹ para p,p'-DDT e o,p'-DDT, respectivamente. Estes isômeros são relacionados a diferentes atividades: enquanto o p,p'-DDT foi utilizado principalmente como praguicida, o o,p'-DDT é associado com o uso de Dicofol em atividades agrícolas (RICKING; SCHWARZBAUER, 2012). Dessa maneira, o predomínio de p,p'-DDT nas amostras de pellets coletados nas praias da Ilha de Santa Catarina indicam provavelmente que a principal fonte desse grupo de contaminantes na região é o uso destes como praguicidas.

Os CHLs obtiveram a segunda maior concentração média dentre os praguicidas analisados neste estudo (5,27 ng g⁻¹), com concentrações variando de <0,1 a 35,49 ng g⁻¹. Dos clordanos analisados, o heptacloro foi o componente que mais ocorreu nas amostras, seguido de γ - e α - clordana. A praia da Solidão foi a que apresentou a maior concentração de CHLs (35,49 ng g⁻¹), representando 50% dos valores totais analisados. Ainda, as amostras coletadas nas praias Brava e do Moçambique mostraram concentrações de 11,62 e 11,41 ng g⁻¹, respectivamente. Já nas praias do Pântano do Sul e Lagoinha do Norte não foram identificados valores maiores que o limite de quantificação de <0,1 ng g⁻¹ para nenhum clordano. Os valores encontrados nas praias de Florianópolis são relativamente maiores do que os registrados por Zhang *et al.* (2015) em pellets plásticos de praias da China (0,01 a 6,42 ng g⁻¹) que estão localizadas em áreas industrializadas próximas ao porto que mais transporta carvão no país. Por outro lado, os resultados foram menores que o visto por Taniguchi *et al.* (2016) nas praias de São Paulo (<0,08 a 64 ng g⁻¹).

O terceiro praguicida mais encontrado foi o Mirex, com concentração média de 1,27 ng g⁻¹, o qual foi constatado em todas as amostras exceto nos pellets coletados na praia do Pântano do Sul. De modo geral, o Mirex apresentou valores relativamente baixos se comparados com o encontrado no litoral paulista (<0,74 a 105 ng g⁻¹), sendo que todas as praias mostraram concentrações menores que 1,5 ng g⁻¹, exceto para a praia do Moçambique, que apresentou concentrações de 10,26 e 1,05 ng g⁻¹. A diferença notável entre os resultados dessas amostras pode se dar em virtude de que os pellets foram coletados em locais distintos da praia do Moçambique, sendo uma amostra oriunda da parte sul e a outra da parte norte. E visto que a praia do Moçambique apresenta porções com diferentes aspectos

dinâmicos, como grau de exposição à energia de ondas de diferentes quadrantes e tipo morfodinâmico de praia (SILVA, 2006), é possível que essas características influenciem a rota de chegada dos pellets nesta praia, refletindo na alta variabilidade das concentrações encontradas.

Seguido do Mirex, os Drins apresentaram concentração média de (1,03 ng g⁻¹), sendo encontrados apenas nos pellets das praias da Lagoinha do Norte (12,22 ng g⁻¹) e Joaquina (1,07 ng g⁻¹), enquanto as demais praias apresentaram valores inferiores a 0,1 ng g⁻¹. Dos compostos analisados, o Isodrin foi observado somente na praia da Lagoinha do Norte, correspondendo mais de 98% da amostra. Já o Aldrin foi encontrado nas duas amostras, com concentrações de 0,22 ng g⁻¹ para a Lagoinha do Norte e 1,07 ng g⁻¹ para a Joaquina. Essas substâncias foram amplamente aplicadas como inseticidas em culturas de algodão e milho entre as décadas de 50 e 70, na qual Santa Catarina foi um dos estados com maior adesão a essa prática (CARVALHO; NODARI; NODARI, 2017).

Os demais praguicidas analisados ocorreram em pequenas concentrações em todas as amostras, com valor médio de 0,24 ng g⁻¹ para HCHs (<0,1 a 1,62 ng g⁻¹) e 0,11 ng g⁻¹ para o HCB (0,1 a 0,47 ng g⁻¹). Semelhante ao visto com os outros compostos, as maiores concentrações de HCHs e HCB foram encontradas nas praias do norte da Ilha de Florianópolis, como na praia do Moçambique e Praia Brava.

O grupo dos HCHs, composto pelo hexaclorociclohexano e seus isômeros, apresentaram uma concentração média de 0,24 ng g⁻¹, variando relativamente pouco com valores indo de <0,1 a 1,62 ng g⁻¹. Foram identificadas concentrações acima do limite de quantificação somente para as praias do norte da ilha: Moçambique (1,62 ng g⁻¹), Lagoinha do Norte (0,63 ng g⁻¹) e Praia Brava (0,16 ng g⁻¹). Esses valores são relativamente baixos se comparados ao encontrado em outras áreas do mundo (OGATA *et al.*, 2009; YEO *et al.*, 2015). Para fins comparativos, foram registradas maiores concentrações em pellets de ilhas oceânicas remotas do que neste presente estudo (HESKETT *et al.*, 2012). Os HCHs usualmente apresentam concentrações menores que os outros praguicidas pois são menos hidrofóbicos e apresentam pressão de vapor mais alta que parte dos organoclorados (OGATA *et al.*, 2009).

Esse composto foi muito usado no Brasil em culturas de café e algodão, sendo um dos inseticidas sintéticos mais empregados no passado (LARA; BATISTA, 1992). Em 2015, o Inventário Nacional de Áreas Contaminadas por POPs apontou o Hexaclorociclohexano como o segundo maior POP encontrado em áreas contaminadas, perdendo somente para PCBs (BRASIL, 2015).

O Hexaclorobenzeno apresentou valores relativamente homogêneos, variando pouco entre as oito amostras nas quais foi identificado. O maior valor foi identificado nos pellets da Praia Brava ($0,47 \text{ ng g}^{-1}$), enquanto praias como Pântano do Sul, Açores e Barra da Lagoa não apresentaram concentrações acima do LQM. Os valores foram menores que o encontrado por Pozo *et al.* (2019) em pellets coletados de praias do litoral central do Chile, nas quais as concentrações variaram de $0,63$ a $4,37 \text{ ng g}^{-1}$. Nas praias da Baixada Santista, em São Paulo, onde já foi constatado o despejamento de HCB em diversos locais (NASCIMENTO *et al.*, 2004), foram registrados valores dez vezes maiores que o observado neste estudo (TANIGUCHI *et al.*, 2016). No Brasil, o hexaclorobenzeno é originado em processos de produção em indústrias químicas de grande porte, sendo gerado como subproduto durante a fabricação de solventes clorados e agrotóxicos (CETESB, 2022).

Embora seja possível identificar e quantificar os POPs em pellets, não é possível afirmar com certeza quais são as fontes e origens associadas a sua ocorrência em microplásticos, principalmente porque o processo de adsorção e permanência desses contaminantes é complexo. Ainda, é difícil inferir a trajetória de microplásticos desde a sua origem até a chegada na costa, visto que estes podem percorrer grandes distâncias com a ajuda das correntes marinhas e ventos (ANDRADE *et al.*, 2021). Além disso, devido ao padrão de circulação atmosférica global, POPs podem ser transportados de áreas mais industrializadas para áreas distantes menos industrializadas (YOGUI, 2002).

As diferenças nas concentrações podem se dar em função de vários fatores como a proximidade da fonte geradora, geralmente associada a áreas urbanas ou industrializadas, ou pelo tempo de residência do pellet no oceano, na qual aqueles considerados “recentes” possivelmente apresentam menores valores devido ao

menor tempo de exposição (ENDO *et al.*, 2005; OGATA *et al.*, 2009). É provável que os pellets plásticos encontrados nas praias de Florianópolis sejam provenientes dos complexos portuários de Santa Catarina, visto que a capital de Santa Catarina se situa entre três grandes portos: o Porto de Imbituba aproximadamente 50 km ao sul, e os portos de Navegantes e Itajaí, em torno de 60 e 50 km ao norte, respectivamente. Corroborando com essa hipótese, um estudo de Marin *et al.* (2019) observou que praias dissipativas de Santa Catarina localizadas próximas de portos apresentaram uma maior abundância de pellets. Outra possível fonte de pellets e microplásticos são as grandes empresas produtoras de plástico, situadas em sua maioria no norte do estado (ZANETTI, 2019). O norte catarinense se destaca por sua concentração de indústrias de plástico, com destaque ao município de Joinville, principal polo industrial de Santa Catarina. Nos anos 90 a indústria de plástico despontou na cidade e região, ganhando destaque no mercado internacional, principalmente no segmento PVC (HOENICKE, 2007).

4 CONCLUSÃO

O estudo apresentado identificou e quantificou as concentrações de poluentes orgânicos persistentes (POPs) em pellets plásticos coletados em oito praias diferentes da Ilha de Florianópolis, sendo o primeiro trabalho a fazer isso no estado de Santa Catarina e um dos poucos no Brasil. Os resultados das análises mostraram que os maiores valores médios estão associados aos DDTs, seguidos por PCBs, CHLs, Drins, Mirex, HCHs e HCB. A ocorrência de dicloro-difenil-tricloroetano em maior proporção que bifenilas policloradas nas amostras pode indicar que a costa de Florianópolis sofre maior influência de atividades agrícolas do que atividades industriais. As concentrações analisadas demonstraram certa variabilidade, inclusive em amostras coletadas no mesmo local e dia, como a Praia do Moçambique. Ainda, foi observado que as maiores quantidades de POPs ocorrem, majoritariamente, nas praias do norte da ilha, que apresentaram valores acima da média para a maioria dos compostos analisados.

Notavelmente, as praias da Joaquina, Moçambique e Lagoinha do Norte registraram as maiores concentrações de PCBs. No entanto, essas concentrações foram menores que os níveis de bases (10 ng g^{-1}) estabelecidos por Heskett *et al.*

(2012) para ambientes com baixa interferência humana. Ainda, os valores encontrados são menores que os observados em praias com maior grau de urbanização e industrialização, como no litoral de São Paulo. Nas amostras predominaram bifenilas policloradas hexacloradas, pentacloradas e heptacloradas, nesta ordem, abrindo a possibilidade da existência de fontes emissoras próximas, como regiões industrializadas do norte do estado. Por meio dos resultados dos somatórios dos principais congêneres de PCBs ($\Sigma 13\text{PCB}$), utilizado como indicador pelo projeto *International Pellet Watch*, as praias avaliadas neste estudo foram classificadas como Categoria 2 de 5 categorias de contaminação (1 = menor nível, 5 = maior nível), representando baixos riscos de poluição por PCBs na costa de Florianópolis.

Os DDTs corresponderam a maior parcela de praguicidas organoclorados identificados, totalizando quase 85% das concentrações observadas para OCs. Salvo o grupo dos clordanos, os demais compostos não apresentaram valores notáveis, ocorrendo em menores quantidades. Os resultados foram menores que o encontrado em outras regiões mais antropizadas do Brasil e do mundo. Assim como para os PCBs, as concentrações de praguicidas organoclorados também variaram consideravelmente, tanto temporalmente quanto espacialmente. Visto que o DDT apresentou, em sua forma original, predominância em relação aos seus metabólitos DDD e DDE, é provável que a entrada desse poluente no ambiente seja recente, possivelmente provenientes de áreas agrícolas próximas. No entanto, é difícil inferir as fontes emissoras de poluentes orgânicos persistente no ambiente marinho devido à complexidade dos fatores envolvidos na dispersão e distribuição desses compostos no oceano.

De modo geral, os valores de POPs observados em pellets plásticos neste estudo não demonstraram níveis alarmantes, com exceção de amostras pontuais, e não apresentam altos níveis de contaminação POPs em comparação com outras áreas mais industrializadas e urbanizadas. A ocorrência de altas concentrações de poluentes orgânicos persistentes em algumas amostras, assim como a variabilidade nos resultados, evidenciam a importância de acompanhar continuamente esses poluentes para compreender o seu comportamento e identificar suas fontes e origens.

REFERÊNCIAS

- ABUBAKAR, Yusuf *et al.* Pesticides, History, and Classification. **Natural Remedies For Pest, Disease And Weed Control**, [S.L.], p. 29-42, 2020. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-819304-4.00003-8>.
- ANDRADE, Helena *et al.* Oceanic long-range transport of organic additives present in plastic products: an overview. **Environmental Sciences Europe**, [S.L.], v. 33, n. 1, p. 1-14, 22 jul. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1186/s12302-021-00522-x>.
- ANDRADY, Anthony L.. An Environmental Primer. **Plastics And The Environment**, [S.L.], p. 1-75, 6 fev. 2003. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/0471721557.ch1>.
- ANDRADY, Anthony L.. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 62, n. 8, p. 1596-1605, ago. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>.
- ANDRADY, Anthony L.. Persistence of Plastic Litter in the Oceans. **Marine Anthropogenic Litter**, [S.L.], p. 57-72, 2015. Springer International Publishing. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_3.
- ANDREUSSI, Camila Kneubl. **MACRO E MESOPLÁSTICOS NA PRAIA DA JOAQUINA: UM ESTUDO DE CASO**. 2020. 45 f. TCC (Graduação) - Curso de Oceanografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6023:2018**: Informação e documentação — Referências — Elaboração. 2 ed. Rio de Janeiro: Abnt, 2018. 68 p.
- AVIO, Carlo Giacomo; GORBI, Stefania; REGOLI, Francesco. Plastics and microplastics in the oceans: from emerging pollutants to emerged threat. **Marine Environmental Research**, [S.L.], v. 128, p. 2-11, jul. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.012>.
- BARBOSA, Tamires Matos. **Contaminantes emergentes e poluentes orgânicos persistentes em sedimentos superficiais de áreas costeiras do Brasil**. 2020. 54 f. TCC (Graduação) - Curso de Oceanografia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2020
- BARNES, David K. A.; GALGANI, Francois; THOMPSON, Richard C.; BARLAZ, Morton. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences**, [S.L.], v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, 27 jul. 2009. The Royal Society. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>.
- BERG, Henk van Den *et al.* Global Trends in the Use of Insecticides to Control Vector-Borne Diseases. **Environmental Health Perspectives**, [S.L.], v. 120, n. 4, p. 577-582, abr. 2012. Environmental Health Perspectives. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1104340>.

BRASIL. **Lei n. 11.936, de 14 de maio de 2009.** Proíbe a fabricação, a importação, a exportação, a manutenção em estoque, a comercialização e o uso de diclorodifeniltricloreto (DDT) e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-010/2009/Lei/L11936.htm. Acesso em: 30 maio 2024.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. **Portaria nº 329 de 03 de setembro de 1985.** Diário Oficial da União, DF.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e da Mudança do Clima. **Inventário Nacional de Áreas Contaminadas por POPs.** Brasília, DF: MMA, 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e da Mudança do Clima. **Plano Nacional de Implementação do Brasil para a Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes.** Brasília, DF: MMA, 2023. 249 p.

BRASIL. **Portaria Interministerial MIC/MI/MME nº 19 de 29 de janeiro de 1981.** Disponível em: <http://www.ctpconsultoria.com.br/pdf/Portaria-Interministerial-019-de-29-01-1981.pdf>. Acesso em: 14 maio 2024.

BUSSOLARO, D.; FILIPAK NETO, F.; GLINSKI, A.; ROCHE, H.; GUILOSKI, I. C.; MELA, M.; ASSIS, H. C. Silva de; RIBEIRO, C. A. Oliveira. Bioaccumulation and related effects of PCBs and organochlorinated pesticides in freshwater fish *Hypostomus commersoni*. **Journal Of Environmental Monitoring**, [S.L.], v. 14, n. 8, p. 2154, 2012. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/c2em10863a>.

CABRAL, Alexandra Maria Rios; RAMOS, Francisco de Sousa. Cluster analysis of the competitiveness of container ports in Brazil. **Transportation Research Part A: Policy and Practice**, [S.L.], v. 69, p. 423-431, nov. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tra.2014.09.005>.

CARPENTER, Edward J.; SMITH, K. L.. Plastics on the Sargasso Sea Surface. **Science**, [S.L.], v. 175, n. 4027, p. 1240-1241, 17 mar. 1972. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>.

CARVALHO, Miguel Mundstock Xavier de; NODARI, Eunice Sueli; NODARI, Rubens Onofre. “Defensivos” ou “agrotóxicos”? História do uso e da percepção dos agrotóxicos no estado de Santa Catarina, Brasil, 1950-2002. **História, Ciências, Saúde-Manguinhos**, [S.L.], v. 24, n. 1, p. 75-91, jan. 2017. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0104-59702017000100002>.

CAVALCANTE, Rivelino Martins (Org.). **Contaminantes orgânicos em ambientes aquáticos.** Fortaleza: Imprensa Universitária, 2020. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/55985>. Acesso em: 13 maio 2024.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **A Convenção de Estocolmo.** CETESB, [s.d.]. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/centroregional/a-convencao>. Acesso em: 22 maio 2023.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Aldrin e Dieldrin**. São Paulo: CETESB, 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2022/02/Aldrin-e-Dieldrin.pdf>. Acesso em: 05 jun. 2024.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Hexaclorobenzeno**. São Paulo: CETESB, 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2020/07/Hexaclorobenzeno.pdf>. Acesso em: 06 jun. 2024

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Histórico e legislação de poluentes orgânicos persistentes (POPs) no Brasil**. CETESB, [s.d.]. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/pops/wp-content/uploads/sites/19/2018/06/Hist%C3%B3rico-e-legisla%C3%A7%C3%A3o-de-poluentes-org%C3%A2nicos-persistentes-POPs-no-Brasil.pdf>. Acesso em: 25 maio 2023.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **PCBs - Bifenilas Policloradas**. CETESB, 2023. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2020/07/PCBs-Bifenilas-policloradas.pdf>. Acesso em: 28 nov. 2024.

COMBI, Tatiane et al. Spatial distribution and historical input of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in sediments from a subtropical estuary (Guaratuba Bay, SW Atlantic). **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 70, n. 1-2, p. 247-252, maio 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.02.022>.

DAVIES, Holly *et al.* Evaluation of PCB sources and releases for identifying priorities to reduce PCBs in Washington State (USA). **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 23, n. 3, p. 2033-2041, 14 jun. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4828-5>.

D'AMATO, Claudio 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>.

DELGADO, Isabella Fernandes; BARRETTO, Heloisa H.C.; KUSSUMI, Teresa A.; ALLELUIA, Irene Baptista; BAGGIO, Cenira de A.; PAUMGARTTEN, Francisco José Roma. Serum levels of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls among inhabitants of Greater Metropolitan Rio de Janeiro, Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, [S.L.], v. 18, n. 2, p. 519-524, abr. 2002. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-311x2002000200017>.

DERRAIK, José G.B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 44, n. 9, p. 842-852, set. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x\(02\)00220-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x(02)00220-5).

DIAS, Patrick Simões. **Poluentes Orgânicos Persistentes e Isótopos Estáveis em Aves Marinhas de Ilhas Oceânicas Brasileiras**. 2015. 126 f. Tese (Doutorado) - Curso de Oceanografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

DIMASSI, Sarra N. *et al.* Degradation-fragmentation of marine plastic waste and their environmental implications: a critical review. **Arabian Journal Of Chemistry**, [S.L.], v. 15, n. 11, p. 104262, nov. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2022.104262>.

ENDO, Satoshi; TAKIZAWA, Reiko; OKUDA, Keiji; TAKADA, Hideshige; CHIBA, Kazuhiro; KANEHIRO, Haruyuki; OGI, Haruo; YAMASHITA, Rei; DATE, Takeshi. Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: variability among individual particles and regional differences. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 50, n. 10, p. 1103-1114, out. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.04.030>.

FISNER, Mara; MAJER, Alessandra; TANIGUCHI, Satie; BÍCEGO, Márcia; TURRA, Alexander; GORMAN, Daniel. Colour spectrum and resin-type determine the concentration and composition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 122, n. 1-2, p. 323-330, set. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.072>.

FITZGERALD, L. *et al.* Persistent Organic Pollutants. **Encyclopedia Of Toxicology**, [S.L.], p. 820-825, 2014. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-386454-3.00211-6>.

FONTENELLE, Fabiana Ribeiro. **DETERMINAÇÃO DE POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES ADERIDOS A GRÂNULOS PLÁSTICOS DEPOSITADOS EM PRAIAS DO LITORAL PARANAENSE**. 2011. 57 f. Monografia (Especialização) - Curso de Oceanografia, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2011. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/75670>. Acesso em: 30 maio 2023.

FRANK, R.; BRAUN, H.e.; HOLDRINET, M.V.H. Residues from past uses of organochlorine insecticides and PCB in waters draining eleven agricultural watersheds in southern Ontario, Canada, 1975–1977. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 20, n. 3, p. 255-276, out. 1981. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(81\)90094-2](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(81)90094-2).

FRIAS, J.P.G.L.; SOBRAL, P.; FERREIRA, A.M.. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 60, n. 11, p. 1988-1992, nov. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.030>.

G1. Ibama multa Celesc em R\$ 50 milhões por vazamento de óleo. G1 Santa Catarina, 29 jan. 2013. Disponível em: <https://g1.globo.com/sc/santa-catarina/noticia/2013/01/ibama-multa-celesc-em-r-50-milhoes-por-vazamento-de-oleo.html>. Acesso em: 25 maio 2023.

GALGANI, François; HANKE, Georg; MAES, Thomas. Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter. **Marine Anthropogenic Litter**, [S.L.], p. 29-56, 2015. Springer International Publishing. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_2.

GALLOWAY, Tamara S.; LEWIS, Ceri N.. Marine microplastics spell big problems for future generations. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, [S.L.], v. 113, n. 9, p. 2331-2333, 22 fev. 2016. Proceedings of the National Academy of Sciences. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1600715113>.

GOLDBERG, Edward D.. The mussel watch — A first step in global marine monitoring. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 6, n. 7, p. 111, jul. 1975. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326x\(75\)90271-4](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326x(75)90271-4).

GORMAN, Daniel; MOREIRA, Fabiana Tavares; TURRA, Alexander; FONTENELLE, Fabiana Ribeiro; COMBI, Tatiane; BÍCEGO, Marcia Caruso; MARTINS, César de Castro. Organic contamination of beached plastic pellets in the South Atlantic: risk assessments can benefit by considering spatial gradients. **Chemosphere**, [S.L.], v. 223, p. 608-615, maio 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.094>.

HAHN, Jennifer L.; VAN ALSTYNE, Kathryn L.; GAYDOS, Joseph K.; WALLIS, Lindsay K.; WEST, James E.; HOLLENHORST, Steven J.; YLITALO, Gina M.; POPPENG, Robert H.; BOLTON, Jennie L.; MCBRIDE, David E.. Chemical contaminant levels in edible seaweeds of the Salish Sea and implications for their consumption. **Plos One**, [S.L.], v. 17, n. 9, p. 0269269, 23 set. 2022. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0269269>.

HARATSARIS, Vaítsa Maciel. **PCBs e DDTs em grânulos de plástico depositados em praias do litoral paulista**. 2018. 99 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Oceanografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

HESKETT, Marvin *et al.* Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: toward establishment of background concentrations for international pellet watch. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 64, n. 2, p. 445-448, fev. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.11.004>.

HOENICKE, Nilzete Farias. **O DISTRITO INDUSTRIAL DE JOINVILLE/ SC (1975-2007): ANÁLISE CRÍTICA E PROPOSITIVA**. 2007. 137 f. Tese (Doutorado) - Curso de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

HURTADO, Ana Lucia Berretta *et al.* LEVANTAMENTO DOS TRANSFORMADORES ELÉTRICOS POTENCIALMENTE CONTAMINADOS POR BIFENILAS POLICLORADAS EM JOINVILLE/SC. **Revista Gestão Industrial**, [S.L.], v. 8, n. 4, 8 fev. 2013. Universidade Tecnológica Federal do Parana (UTFPR). <http://dx.doi.org/10.3895/s1808-04482012000400010>.

IPW. International Pellet Watch. **Global Pollution Map**. DDTs: Global Pollution Map. IPW, [s.d]. Disponível em: <http://www.pelletwatch.org/maps/map-2.html>. Acesso em: 10 jun. 2024.

ISLAM, Md. Ariful; AMIN, S.M. Nurul; RAHMAN, M. Aminur; JURAIMI, Abdul Shukor; UDDIN, Md. Kamal; BROWN, Christopher L.; ARSHAD, Aziz. Chronic effects of organic pesticides on the aquatic environment and human health: a review.

Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management, [S.L.], v. 18, p. 100740, dez. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enmm.2022.100740>.

ISLAM, Rafiqueel *et al.* Bioaccumulation and adverse effects of persistent organic pollutants (POPs) on ecosystems and human exposure: a review study on bangladesh perspectives. **Environmental Technology & Innovation**, [S.L.], v. 12, p. 115-131, nov. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2018.08.002>.

JONES, Kevin C.. Persistent Organic Pollutants (POPs) and Related Chemicals in the Global Environment: some personal reflections. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 55, n. 14, p. 9400-9412, 20 fev. 2021. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c08093>.

KARAPANAGIOTI, H.K. *et al.* Diffuse pollution by persistent organic pollutants as measured in plastic pellets sampled from various beaches in Greece. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 62, n. 2, p. 312-317, fev. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.10.009>.

LARA, W. H.; BATISTA, G. C. Pesticidas. **Química Nova**, v. 15, n. 2, p. 161-166, 1992.

LAVANDIER, Ricardo Cavalcanti. **Contaminação por Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) em Organismos Marinhos da Costa Centro-Norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil**. 2015. 217 f. Tese (Doutorado) - Curso de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

LE, Dung Quang *et al.* Temporal and spatial changes in persistent organic pollutants in Vietnamese coastal waters detected from plastic resin pellets. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 109, n. 1, p. 320-324, ago. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.063>.

LOHMANN, Rainer *et al.* Global fate of POPs: current and future research directions. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 150, n. 1, p. 150-165, nov. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.051>.

LONGNECKER, Matthew P. *et al.* THE HUMAN HEALTH EFFECTS OF DDT (DICHLORODIPHENYLTRICHLOROETHANE) AND PCBS (POLYCHLORINATED BIPHENYLS) AND AN OVERVIEW OF ORGANOCHLORINES IN PUBLIC HEALTH. **Annual Review Of Public Health**, [S.L.], v. 18, n. 1, p. 211-244, maio 1997. Annual Reviews. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.publhealth.18.1.211>.

MA, Yuxin; HALSALL, Crispin J.; CROSSE, John D.; GRAF, Carola; CAI, Minghong; HE, Jianfeng; GAO, Guoping; JONES, Kevin. Persistent organic pollutants in ocean sediments from the North Pacific to the Arctic Ocean. **Journal Of Geophysical Research: Oceans**, [S.L.], v. 120, n. 4, p. 2723-2735, abr. 2015. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1002/2014jc010651>.

MARIN, Camila Burigo *et al.* Marine debris and pollution indexes on the beaches of Santa Catarina State, Brazil. **Regional Studies In Marine Science**, [S.L.], v. 31, p. 100771, set. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100771>.

MATO, Yukie; ISOBE, Tomohiko; TAKADA, Hideshige; KANEHIRO, Haruyuki; OHTAKE, Chiyoko; KAMINUMA, Tsuguchika. Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 35, n. 2, p. 318-324, 8 dez. 2000. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es0010498>.

MCFARLAND, V. A; CLARKE, J. U. Environmental occurrence, abundance, and potential toxicity of polychlorinated biphenyl congeners: considerations for a congener-specific analysis.. **Environmental Health Perspectives**, [S.L.], v. 81, p. 225-239, maio 1989. Environmental Health Perspectives. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.8981225>.

MEIJER, S. N. *et al.* Global Distribution and Budget of PCBs and HCB in Background Surface Soils: ∴ implications for sources and environmental processes. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 37, n. 4, p. 667-672, 16 jan. 2003. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es025809l>.

MEIRE, Rodrigo Ornellas *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>.

MIZUKAWA, Kaoruko; TAKADA, Hideshige; ITO, Maki; GEOK, Yeo Bee; HOSODA, Junki; YAMASHITA, Rei; SAHA, Mahua; SUZUKI, Satoru; MIGUEZ, Carlos; FRIAS, João. Monitoring of a wide range of organic micropollutants on the Portuguese coast using plastic resin pellets. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 70, n. 1-2, p. 296-302, maio 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.02.008>.

MOREIRA, Fabiana T. *et al.* Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 218, p. 313-321, nov. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.006>.

NASCIMENTO, N.R.Do *et al.* Pollution by hexachlorobenzene and pentachlorophenol in the coastal plain of São Paulo state, Brazil. **Geoderma**, [S.L.], v. 121, n. 3-4, p. 221-232, ago. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.11.008>.

NUNES, Beatriz Zachello *et al.* Chemical contamination affecting filter-feeding bivalves in no-take marine protected areas from Brazil. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 360, p. 121102, jun. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121102>.

NUNES, Fabrício Flores. **AVALIAÇÃO IN SITU DA CONTAMINAÇÃO E DOS EFEITOS DE EFLUENTES DOMÉSTICOS SOBRE BIOMARCADORES BIOQUÍMICOS EM OSTRAS DO PACÍFICO *Crassostrea gigas* NA BAÍA NORTE DA ILHA DE SANTA CATARINA**. 2008. 55 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

NUNES, Mônica Vannucci; TAJARA, Eloiza Helena. Efeitos tardios dos praguicidas organoclorados no homem. **Revista de Saúde Pública**, [S.L.], v. 32, n. 4, p. 372-

382, ago. 1998. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0034-89101998000400011>.

OGATA, Yuko; TAKADA, Hideshige; MIZUKAWA, Kaoruko; HIRAI, Hisashi; IWASA, Satoru; ENDO, Satoshi; MATO, Yukie; SAHA, Mahua; OKUDA, Keiji; NAKASHIMA, Arisa. International Pellet Watch: global monitoring of persistent organic pollutants (pops) in coastal waters. 1. initial phase data on pcbs, ddts, and hchs. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 58, n. 10, p. 1437-1446, out. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014>.

OLIVEIRA, Daiana Kaminski de. **Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) e Hidrocarbonetos Poli aromáticos (HPAs) na fase gasosa da atmosfera de São Paulo (SP)**. 2020. 158 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Química, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2020. Disponível em: <https://sistemas.furg.br/sistemas/sab/arquivos/bdtd/892f195b3338b8801f7b10cc054933d8.pdf>. Acesso em: 13 maio 2024.

PENG, Lihong *et al.* Assessment of the spatial and temporal distribution of legacy persistent organic pollutants and recommendations for sample collection from the surficial sediments of estuaries and seas in China. **Chemosphere**, Xiamen, v. 119, p. 138-144, jan. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.004>.

PENTEADO, José Carlos Pires; VAZ, Jorge Moreira. O legado das bifenilas policloradas (PCBs). **Química Nova**, [S.L.], v. 24, n. 3, p. 390-398, jun. 2001. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422001000300016>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/65sZDWHF68s9RQKtYskvVBB/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 28 fev. 2024.

PEREIRA, Antonio Derley S. *et al.* Persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons in livers of stranded *Arctocephalus australis* in southern Brazilian beaches. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 200, p. 116129, mar. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116129>.

PLASTICS EUROPE. **Plastics – the Facts 2021**. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2021/>. Acesso em: 23 maio 2023.

POZO, Karla *et al.* Persistent organic pollutants sorbed in plastic resin pellet — “Nurdles” from coastal areas of Central Chile. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 151, p. 110786, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110786>.

RICKING, M.; SCHWARZBAUER, J.. DDT isomers and metabolites in the environment: an overview. **Environmental Chemistry Letters**, [S.L.], v. 10, n. 4, p. 317-323, 14 mar. 2012. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-012-0358-2>.

RIGHETTI, Barbara Pacheco Harrison *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>.

RISSATO, Sandra R. *et al.* Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in soil and water samples in the Northeastern part of São Paulo State, Brazil. **Chemosphere**, [S.L.], v. 65, n. 11, p. 1949-1958, dez. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.07.011>.

RIZZI, Juliane *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>.

SANTOS, Aline Souza Espindola; MOREIRA, Josino Costa; ROSA, Ana Cristina Simoes; CÂMARA, Volney Magalhães; AZEREDO, Antonio; ASMUS, Carmen Ildes Rodrigues Froes; MEYER, Armando. Persistent Organic Pollutant Levels in Maternal and Cord Blood Plasma and Breast Milk: results from the rio birth cohort pilot study of environmental exposure and childhood development (pipa study). **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, [S.L.], v. 20, n. 1, p. 778, 31 dez. 2022. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph20010778>.

SHAW, Susan D. *et al.* Polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in harbor seals (*Phoca vitulina concolor*) from the northwestern Atlantic coast. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 50, n. 10, p. 1069-1084, out. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.04.010>.

SILVA, Graziela Miot da. **Orientação da Linha de Costa e Dinâmica dos Sistemas Praia e Duna: Praia de Moçambique, Florianópolis, SC**. 2006. 280 f. Tese (Doutorado) - Curso de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/9993/000569988.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 05 jun. 2024.

SINGH, Zorawar *et al.* Toxic Effects of Organochlorine Pesticides: a review. **American Journal Of Bioscience**, [S.L.], v. 4, n. 3, p. 11, 2016. Science Publishing Group. <http://dx.doi.org/10.11648/j.ajbio.s.2016040301.13>.

SOTÃO NETO, Basílio M.T. *et al.* Persistent organic pollutants (POPs) and personal care products (PCPs) in the surface sediments of a large tropical bay (Todos os Santos Bay, Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 161, p. 111818, dez. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111818>.

SPARLING, Donald W.. Organochlorine Pesticides. **Ecotoxicology Essentials**, [S.L.], p. 69-107, 2016. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-801947-4.00004-4>.

SZLINDER-RICHERT, Joanna *et al.* Investigation of PCDD/Fs and dl-PCBs in fish from the southern Baltic Sea during the 2002–2006 period. **Chemosphere**, [S.L.], v. 74, n. 11, p. 1509-1515, mar. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.038>.

UN Environment Programme (UNEP). Stockholm Convention. **The Convention**. Disponível em: <http://www.pops.int/TheConvention>. Acesso em: 25 maio 2023.

TAKADA, H.; YAMASHITA, R. Pollution status of persistent organic pollutants. In: IOC-UNESCO; UNEP. **Large Marine Ecosystems: Status and Trends**. Nairobi: United Nations Environment Programme, 2016. p. 165-176.

TANAKA, Kosuke; TAKADA, Hideshige; YAMASHITA, Rei; MIZUKAWA, Kaoruko; FUKUWAKA, Masa-Aki; WATANUKI, Yutaka. Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 69, n. 1-2, p. 219-222, abr. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.010>.

TANIGUCHI, Satie; COLABUONO, Fernanda I.; DIAS, Patrick S.; OLIVEIRA, Renato; FISNER, Mara; TURRA, Alexander; IZAR, Gabriel M.; ABESSA, Denis M.s.; SAHA, Mahua; HOSODA, Junki. Spatial variability in persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons found in beach-stranded pellets along the coast of the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 106, n. 1-2, p. 87-94, maio 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.024>.

TEUTEN, Emma L.; SAQUING, Jovita M.; KNAPPE, Detlef R. U.; BARLAZ, Morton A.; JONSSON, Susanne; BJÖRN, Annika; ROWLAND, Steven J.; THOMPSON, Richard C.; GALLOWAY, Tamara S.; YAMASHITA, Rei. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. **Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences**, [S.L.], v. 364, n. 1526, p. 2027-2045, 27 jul. 2009. The Royal Society. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>.

THOMPSON, Richard C. Microplastics in the Marine Environment: sources, consequences and solutions. **Marine Anthropogenic Litter**, [S.L.], p. 185-200, 2015. Springer International Publishing. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_7.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA. **Saiu na Mídia: Equipe da UFSC ajuda em derramamento de óleo**. Fazenda UFSC, 20 dez. 2012. Disponível em: <https://fazenda.ufsc.br/saiu-na-midia-equipe-da-ufsc-ajuda-em-derramamento-de-oleo/>. Acesso em: 22 nov. 2023.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Industrial POPs**. UNEP, [s.d.]. Disponível em: <https://www.unep.org/explore-topics/chemicals-waste/what-we-do/persistent-organic-pollutants/industrial-pops>. Acesso em: 22 maio 2023.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Persistent Organic Pollutants (POPs) and Pesticides**. UNEP, [s.d.]. Disponível em: <https://www.unep.org/cep/persistent-organic-pollutants-pops-and-pesticides>. Acesso em: 22 maio 2023.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **The POPs**. Stockholm Convention [s.d.]. Disponível em:

<https://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx>. Acesso em: 17 novembro 2023.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Text of the Convention**. Stockholm Convention, [s.d.]. Disponível em: <https://www.pops.int/Convention/ConventionText/tabid/2232/Default.aspx>. Acesso em: 28 maio 2024.

VAN, Almira *et al.* Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego, California. **Chemosphere**, [S.L.], v. 86, n. 3, p. 258-263, jan. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.09.039>.

VAN DYK, J.C. *et al.* DDT contamination from indoor residual spraying for malaria control. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 408, n. 13, p. 2745-2752, jun. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.03.002>.

VAN SEBILLE, Erik *et al.* A global inventory of small floating plastic debris. **Environmental Research Letters**, [S.L.], v. 10, n. 12, p. 124006, 1 dez. 2015. IOP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006>.

VECCHIATO, Marco; ARGIRIADIS, Elena; ZAMBON, Stefano; BARBANTE, Carlo; TOSCANO, Giuseppa; GAMBARO, Andrea; PIAZZA, Rossano. Persistent Organic Pollutants (POPs) in Antarctica: occurrence in continental and coastal surface snow. **Microchemical Journal**, [S.L.], v. 119, p. 75-82, mar. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.microc.2014.10.010>.

WADE, T. L.; CANTILLO, A. Y. 1994. Use of standards and reference materials in the measurement of chlorinated hydrocarbon residues. Chemistry Workbook. NOAA Technical memorandum NOS ORCA 77. Silver Spring, Maryland. 59p.

WANIA, Frank. Assessing the Potential of Persistent Organic Chemicals for Long-Range Transport and Accumulation in Polar Regions. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 37, n. 7, p. 1344-1351, 27 fev. 2003. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es026019e>.

YEO, Bee Geok; TAKADA, Hideshige; TAYLOR, Heidi; ITO, Maki; HOSODA, Junki; ALLINSON, Mayumi; CONNELL, Sharnie; GREAVES, Laura; MCGRATH, John. POPs monitoring in Australia and New Zealand using plastic resin pellets, and International Pellet Watch as a tool for education and raising public awareness on plastic debris and POPs. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 101, n. 1, p. 137-145, dez. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.006>.

YOGUI, Gilvan Takeshi. **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. Tese (Doutorado) - Curso de Oceanografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

YOGUI, G.T.; LEONEL, J. COMBI, T. 2020. **Poluentes orgânicos persistentes**. In: Cavalcante, R.M. (Ed.). Contaminantes Orgânicos em Ambientes Aquáticos. Imprensa Universitária UFC, Fortaleza, pp. 87-138.

YOU, Guanrong *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).

ZANETTI, Daniela Gadens. **Microplásticos em Praias Arenosas da Ilha de Santa Catarina: ocorrência, distribuição e caracterização**. 2019. 65 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Oceanografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

ZHANG, Weiwei *et al.* Persistent organic pollutants carried on plastic resin pellets from two beaches in China. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 99, n. 1-2, p. 28-34, out. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.002>.