

Naiara Machado Casagrande

INCLUSÃO DOS IMPACTOS DOS RESÍDUOS PLÁSTICOS NO
AMBIENTE MARINHO EM AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA.

Dissertação submetida ao
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental da
Universidade Federal de Santa
Catarina, para a obtenção do título
de Mestre em Engenharia
Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Sebastião
Roberto Soares.

Florianópolis
2018

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

Casagrande, Naiara

INCLUSÃO DOS IMPACTOS DOS RESÍDUOS PLÁSTICOS NO AMBIENTE MARINHO EM AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA. / Naiara Casagrande ; orientador, Sebastião Roberto Soares, 2018.

113 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2018.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Engenharia Ambiental. 3. Gestão Ambiental. 4. Avaliação de Ciclo de Vida. 5. Resíduos Plásticos. I. Soares, Sebastião Roberto. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.



**“INCLUSÃO DOS IMPACTOS DOS RESÍDUOS PLÁSTICOS NO AMBIENTE
MARINHO EM AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA”**

NAIARA MACHADO CASAGRANDE

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:

Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares
(Orientador)

Prof.ª Dr.ª Alexandra Rodrigues Finotti

Prof. Dr. Paulo Belli Filho

Prof. Dr. Guilherme Mariz de O. Barra

Prof.ª Dr.ª Maria Eliza Nagel Hassemer
(Coordenadora)

AGRADECIMENTOS

Meus agradecimentos se direcionam àqueles que estiveram presentes durante este período de mestrado. Agradeço ao meu amigo fiel Jesus Cristo, mestre que me inspira e Luz que me guia.

Agradeço àqueles que me apoiaram com muito amor e compreensão, meus pais Márcio e Sirley, minha irmã Liandra. Presenças essenciais na minha vida, que me trouxeram momentos de alegrias para a temporada em Florianópolis. À toda família Machado e Casagrande que sempre receberam me cheios de amor e carinho. Ao meu namorado, Murilo que fez muitas horas de estrada para estar ao meu lado. Também foi quem me apoiou para iniciar esta jornada, conseguiu tornar estes últimos anos mais divertidos e bem aproveitados. Obrigada, te amo!

Meus agradecimentos ao Professor Sebastião Roberto Soares por sua orientação e por me confiar a realização deste trabalho. Aos colegas do CICLOG (Edi, Gui, Henrique, Karlan, Bruno, Ju e Mari), todos imprescindíveis no meu desenvolvimento técnico científico e durante os momentos de dúvidas e desafios. Aos demais colegas da Pós-graduação do Grupo de Pesquisa em ACV e lixo marinho no Brasil.

Agradeço à Universidade Federal de Santa Catarina, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), aos funcionários e professores do departamento. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro com a concessão de bolsa de estudos.

Agradeço às pessoas que tive o prazer de compartilhar momentos especiais, principalmente Bru, por dividir comigo o mesmo lar, pelas conversas infinitas, sua amizade verdadeira e todos os ensinamentos; Le, presente da aula de Estatística que permaneceu parceira inseparável nesta jornada; e Julia que me apresentou a Capoeira e me levou para distrair a mente. Além de outras amigas que eu fiz e que me inspiram a ser melhor todos os dias.

Agradeço às amigas incríveis que tenho espalhas pelo mundo, Bruna, Gi, Lala, Daninha, vocês estão no meu coração para sempre. Obrigada por estarem presentes mesmo com a distância. Amo vocês!

Agradeço a toda Equipe do Veleiro ECO, principalmente Orestes e Andrea, que me incluíram neste projeto incrível. Vocês tornaram minha experiência muito mais rica e divertida, considero que fiz grandes amigos nesta equipe. Bons ventos e sucesso ao ECO!

With every drop of water you drink, every breath you take, you're connected to the sea. No matter where on Earth you live.”

Sylvia Earle.

RESUMO

Em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), é comum considerar de modelagem de fim-de-vida de produtos plásticos em aterro sanitário, reciclagem ou incineração. Por outro lado, faltam indicadores de impacto ambiental que contabilizem os danos de detritos plásticos descartados de forma inadequada. Diante disto, o objetivo deste estudo foi estabelecer bases para inclusão da carga ambiental de resíduos plásticos pós-consumo presentes nos oceanos em estudos de ACV. Como metodologia foi realizada, primeiramente, uma revisão sistemática em estudos de caso em ACV identificando os destinos finais, categorias de impacto de ponto médio (*midpoint*) e final (*endpoint*) modelados para plásticos comuns: Polietilenos (PE), Poli (tereftalato de etileno) (PET), Polipropileno (PP), Poliestirenos (PS) e Poli (cloreto de vinila) (PVC). Após, a compreensão do cenário geral de geração e gestão de resíduos plásticos foi evidenciada uma grande parcela de resíduos que seguem para o meio marinho por descarte inadequado. Com isto indicou-se os pathways dos macropolásticos e micropolásticos até chegarem aos oceanos e a proporção estimada de entrada de carga anualmente. A partir dos valores encontrados sugeriu-se em nível de inventário (ICV), uma nova definição de fim-de-vida, contabilizando 11,6% dos resíduos pós-consumo para cenário “sem gestão” e o número de 3,2% tendo como destino os oceanos. Na fase seguinte, Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV), realizou-se a identificação dos impactos potenciais provocados pela presença de detritos plásticos no meio marinho e logo após, a associação destes com os modelos de caracterização em categorias de impacto do método ReCiPe. Assim, indicou-se incluir contaminação química e ocupação de espaço marítimo, em Toxicidade e Uso da Terra, a partir do desenvolvimento de novos modelos de caracterização. Os impactos de Ingestão e Emaranhamento necessitam da criação de uma nova categoria de impacto, enquanto que o impacto de Formação de biofilmes não é considerado relevante para a ACV neste momento. Por fim, quando na modelagem deste sistema de produto pela metodologia de ACV abrangendo o novo cenário proposto, os resultados finais e os potenciais impactos ambientais tendem a sofrer alterações significativas de cargas ambientais para este sistema de produto.

Palavras-chave: Avaliação de ciclo de vida, plásticos, impactos ambientais, oceano.

ABSTRACT

In Life Cycle Assessment (LCA) studies is common to consider landfill, recycling or incineration as end-of-life modeling scenarios for plastic products. On the other hand, there is a lack in environmental impact indicators that account for improperly discarded plastic debris damage. Then, the general objective of this study was to establish bases for the inclusion of marine plastic debris environmental load in LCA studies. As methodology firstly a systematic review was carried out in the literature for LCA case studies identifying the final destinations, midpoint and endpoint impact categories modeled for common plastics: Polyethylenes (PE), Polyethylene terephthalate (PET), polypropylene (PP), polystyrenes (PS) and polyvinyl chloride (PVC). After this analysis, a general scenario understanding plastic waste generation and management reveals that plastic inadequate disposal has contributed to the increase of plastics in the marine environment. Macroplastics and microplastics pathways to reach the oceans and their annual estimation input load was demonstrated. From these it was suggested to use the percentage factors of 11.6% of waste for "mismanaged" and 3,2% of the waste generated, going directly to the oceans when defining the end-of-life scenarios of plastic-based products at the inventory level. The identification of the potential impacts caused by the presence of plastic debris in the marine environment and the association of these with the ReCiPe impact categories models allowed to conclude that the chemical contamination and marine space occupation by the accumulation of plastics, can be included in Toxicity and Land Use, respectively, rely on development of new models and / or characterization factors. Additionally, is necessary to create a new category of impact for ingestion and entanglement, while biofilm formation is not considered relevant for LCA at this time. When modeling this product system by the LCA methodology using this proposed scenario, the results obtained and the potential environmental impacts can be significantly affected on environmental load.

Keywords: Life Cycle Assessment, plastics, environmental impacts, ocean.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Sequência da indústria petroquímica de primeira geração. ..	29
Figura 2 - Produção de plásticos sintéticos e naturais mais comuns.	30
Figura 3 - Produção mundial de plásticos (milhões toneladas/ano).	33
Figura 4 - Distribuição global da produção de materiais plásticos.....	34
Figura 5 - Distribuição da demanda de plásticos na Europa por segmento.	35
Figura 6 - Tratamento de resíduos plásticos pós-consumo na Europa. .	36
Figura 7 - Destinação do resíduo urbano no Brasil em 2012.	37
Figura 8 - Simulação de acúmulo no número de partículas de plástico por ano.....	40
Figura 9 – Microplásticos: primário (A) e secundário (B).	43
Figura 10 - Evolução esquemática de resíduos plásticos no mar.	45
Figura 11- Concentração - g/km^2 de plástico na superfície do oceano global.....	47
Figura 12 - Estrutura de análise de ciclo de vida.....	49
Figura 13 - Fluxograma genérico de produção do plástico.	50
Figura 14 - Elementos da fase de AICV.....	52
Figura 15- Exemplo de modelo de caracterização para mudança climática.	64
Figura 16 - <i>Pathway</i> dos plásticos de acordo com dados da literatura. .	70
Figura 17 - <i>Pathways</i> da interação entre os plásticos e a biodiversidade.	78
Figura 18 – Esquema do mecanismo ambiental dos impactos dos resíduos plásticos marinhos.....	87
Figura 19 - Exemplo contabilização dos impactos na cadeia causa-efeito.....	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Tipos mais comuns de plásticos e suas utilizações.	32
Tabela 2 - Lista de categorias de impacto <i>midpoint</i>	53
Tabela 3 - Lista de indicadores <i>endpoint</i>	54
Tabela 4 - Métodos de AICV.	62
Tabela 5 - Visão geral da conexão entre as categorias de pontos médios e finais.	63
Tabela 6 – Caracterização mais utilizada de fim-de-vida nos estudos analisados.	65
Tabela 7 - Panorama do plástico no Brasil.	66
Tabela 8 - Estimativa de geração de resíduo plástico.	67
Tabela 9 - Estimativas de plásticos no oceano.	68
Tabela 10- Quantitativo anual de entrada de plásticos nos oceanos, assumindo três diferentes taxas.	71
Tabela 11 - Resultado da compatibilidade das categorias de impacto e impactos ambientais dos plásticos marinhos.	80
Tabela 12 - Exemplo de como seria incluído os fluxos de resíduos macrolásticos e microplásticos no ReCiPe.	85

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCV – Associação Brasileira de Ciclo de Vida
ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABS – resina de acrilonitrilo-butadieno-estireno
ABIPLAST – Associação Brasileira da Indústria do Plástico
ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACV – Avaliação do Ciclo de Vida
AICV – Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida
CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem
CICLOG – Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida
EoL – End-of-life
Epoxy – Resina epóxi
EVA – Polietileno-co-acetato de vinila
FC – Fator de caracterização
HDPE – polietileno de alta densidade
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICV – Inventário do Ciclo de Vida
LCA – Life Cycle Assessment
LDPE – polietileno de baixa densidade
LLDPE – polietileno de baixa densidade linear
Marpol – Convenção Internacional para Prevenção da Poluição por Navios
MDPE – polietileno de média densidade
MJ – megajoule
mt – milhões de toneladas
NAFTA – Acordo de Livre Comércio da América do Norte
NBR – Norma Brasileira Registrada
PAF Potentially Affected Fraction (Fração de espécies potencialmente afetadas)
PCCPs – Produtos cosméticos de cuidados pessoais
PDF – Potentially Disappeared Fraction (Fração de espécies potencialmente desaparecidas)
PE – Polietileno
PET – Poli(tereftalato de etileno)
PP – Polipropileno
PS – Poliestireno
PS-E – Poliestireno expandido
PU – Poliuretano

PVC – Poli (cloreto de vinila)

PPGEA – Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental

QALY – Quality Adjusted Life Years (Anos de Vida Perdidos, Ajustados por Qualidade)

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

SBR – Butadieno estireno

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	21
1.1 JUSTIFICATIVA	24
1.2 OBJETIVOS	25
1.2.1 Objetivo Geral	25
1.2.2 Objetivos Específicos	25
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	29
2.1 PLÁSTICOS	29
2.1.1 Origem e propriedades dos materiais plásticos	29
2.1.2 Consumo dos Plásticos	33
2.1.3 Geração e gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU)	35
2.2 RESÍDUOS PLÁSTICOS PRESENTES NO OCEANO	38
2.2.2 Classificação de resíduos plásticos no meio aquático	41
2.2.3 Comportamento do resíduo plástico no oceano	44
2.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE PRODUTOS PLÁSTICOS	48
2.3.1 Análise de inventário do ciclo de vida (ICV)	50
2.3.2 Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV)	52
3 METODOLOGIA	57
3.1 ANÁLISE DE FIM-DE-VIDA DE PLÁSTICOS EM ACV	57
3.1.1 Busca de artigos nas bases de dados	57
3.1.2 Análise dos dados encontrados	58
3.2 DEFINIÇÃO DO CENÁRIO DE GERAÇÃO E GESTÃO DE RESÍDUOS PLÁSTICOS	59
3.2.1 Produção e consumo de plásticos	59
3.2.2 Gestão de resíduos pós-consumo	59
3.2.3 Estimativa de resíduos plásticos no oceano	60
3.2.4 Definição de valores de plásticos sem gestão para utilização em ACV	60

3.3 COLETA DE DADOS DOS IMPACTOS AMBIENTAIS POTENCIAIS DOS PLÁSTICOS NOS OCEANOS	60
3.3.1 Planejamento da Revisão Sistemática	61
3.3.2 Condução da Revisão Sistemática	61
3.3.3 Seleção dos estudos	61
3.3.4 Extração dos dados	61
3.3.5 Reporte de resultados dos impactos potenciais encontrados	62
3.4 CONTABILIZAÇÃO DA CARGA AMBIENTAL EM AICV	62
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
4.1 FINS-DE-VIDA DE PLÁSTICOS EM ESTUDOS DE ACV	65
4.2 CENÁRIO DA GESTÃO NACIONAL E GLOBAL DE RESÍDUOS PLÁSTICOS	66
4.2.1 Estimativas de quantidade de plásticos nos oceanos	68
4.2.2 Fluxo de resíduos plásticos nos oceanos	69
4.3 IMPACTOS POTENCIAIS DE RESÍDUOS PLÁSTICOS NO OCEANO	72
4.3.1 Ingestão e emaranhamento	72
4.3.2 Contaminação química	74
4.3.3 Formação de biofilmes	75
4.3.4 Ocupação de espaço por acúmulo de plásticos no oceano	76
4.4 ANÁLISE DOS IMPACTOS E RELAÇÃO COM A ACV	77
4.5 INSERÇÃO DE IMPACTOS POTENCIAIS DE RESÍDUOS PLÁSTICOS MARINHOS NOS ESTUDOS DE ACV	79
4.5.1 Avaliação dos modelos de caracterização do método ReCiPe	79
4.5.2 Descrição da associação dos impactos de resíduos plásticos marinhos às categorias de impactos	81
4.5.3 Mecanismo ambiental de resíduos Plásticos Marinhos	86
4.5.4 Mudanças na Avaliação do Ciclo de Vida	88
5 CONCLUSÕES	91
6 RECOMENDAÇÕES	93
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95

1 INTRODUÇÃO

O plástico, sistema de produto desta pesquisa, teve o seu consumo ampliado desde a sua primeira produção industrial em 1933, com o poli (cloreto de vinila) (PVC). Tendo o petróleo como a principal matéria prima, este material impulsionou seu crescimento industrial por ser leve, versátil, durável, economicamente viável e reciclável (CANEVAROLO JR., 2002). A produção global de resina plástica passou de 1,5 milhão de toneladas em 1950, para 322 milhões de toneladas em 2015, com uma produção acumulada em 8,3 bilhões de toneladas métricas até 2017 (BRASKEM; PLANETA SUSTENTÁVEL, 2012; DERRAIK, 2002; JAMBECK et al., 2015a).

Conforme Scheinberg (2011) e UNEP (2016) embora tenham propriedades únicas e sejam essenciais em muitas aplicações, os resíduos plásticos precisam ser devidamente recuperados e gerenciados quando chegam ao seu fim-de-vida. No entanto, apesar do aumento da produção, a infraestrutura de gestão e conscientização ambiental da sociedade no descarte dos resíduos não acompanhou um caminho semelhante de desenvolvimento e modernização, passando a existir falta de efetividade no tratamento pós-uso. A má e/ou ausência de gestão juntamente com a propriedade de durabilidade, traz como resultados resíduos dispostos incorretamente no ambiente, em particular no meio marítimo, fato que vem se agravando como um problema global, relatado pela sociedade científica desde antes da década de 1970 (JAMBECK et al., 2015a; LI; TSE; FOK, 2016).

Os resíduos dispostos de maneira incorreta são uma das principais formas de poluição no oceano (BAPTISTA NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008). Em 1992 a *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*, SETAC, já trazia esta preocupação, afirmando que a emissão de resíduos plásticos provoca um distúrbio ambiental físico na água (HAES et al., 2002). Naquela época, os resíduos provinham principalmente de perdas na manufatura do material e também por destinação inadequada por consumidores após o uso do produto. Os mais comuns de serem encontrados nos mares eram embalagens, filmes plásticos, além de redes de pesca. Deliberadamente ou acidentalmente, os resíduos de resina plástica e produtos que acabam no meio ambiente (oceanos, mares e rios) prejudicam a vida selvagem, a pesca, economia local, o turismo, e até mesmo a saúde pública (LI; TSE; FOK, 2016). A comunidade científica identifica os resíduos sólidos no oceano com o termo em

inglês “*marine debris*” e quando em referência a plásticos “*plastic debris*”, neste trabalho optou-se por adotar a terminologia, em português, “plástico marinho” ou “plásticos marinhos”. A adversidade de plásticos no mar foi oficialmente reconhecida pela ONU em uma Assembléia Geral das Nações Unidas em 2005, a fim de buscar dados e informações para entender a natureza do problema e implementar programas de prevenção (UNEP, 2009).

Relacionado a legislações, o Protocolo da Convenção Internacional para Prevenção da Poluição de Navios em 1978 (MARPOL) considerou os resíduos sólidos como um dos cinco maiores problemas referentes à saúde dos oceanos. O Anexo V desta convenção proibiu a eliminação de resíduos em qualquer parte do mar limitando severamente a descarga destes em Águas Costeiras e Áreas Especiais (BAPTISTA NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008). Da mesma maneira, a fim de controlar as fontes de contaminação por embarcações, aeronaves, plataformas e outras construções no mar ocorreu a Convenção sobre Prevenção da Poluição Marinha no ano de 1972 em Londres (BRASIL, 1982); e a Convenção de Controle sobre os Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e sua Eliminação (*Basel Convention*) com o objetivo de proteger a saúde humana e o ambiente contra os efeitos adversos de resíduos perigosos, bem como resíduos domésticos e cinzas (UNEP, 1980).

Atualmente esta problemática é reconhecida também pelas indústrias que mantêm projetos em algumas regiões do mundo focando em áreas de educação, pesquisa, políticas públicas, compartilhamento de melhores práticas, reciclagem/recuperação de plásticos e contenção de pellets de plástico, para prevenção (PLASTICS EUROPE, 2016). Ainda no início da década de 70 um dos motivadores ao desenvolvimento da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) foi a disposição de resíduos e embalagens plásticas. Esta ocorrência revela que o uso de plásticos e a preocupação com seu fim-de-vida estão em debate há bastante tempo. A *Coca-Cola* como pioneira passou a utilizar estudos de metodologia de ACV para comparação de embalagens e geração de resíduos nos Estados Unidos e mais tarde, a metodologia foi adotada por outros países como Reino Unido, Alemanha e Suécia (BAUMANN; TILLMAN, 2001).

Dentre os resíduos sólidos urbanos no meio marinho, os materiais plásticos são os mais abundantes, provenientes principalmente do pós-consumo (UNEP, 2009). Fontes de contaminação de ampla extensão espacial estes possuem alto potencial para provocar impactos físicos, químicos e biológicos, diretos e indiretos; desde adsorver,

liberar e transportar produtos químicos até ser ingerido por animais marinhos e ingressar na cadeia alimentar (AUTA; EMENIKE; FAUZIAH, 2017; DÍAZ-TORRES et al., 2017; LAW; THOMPSON, 2014).

A ACV, por sua vez, é uma metodologia que visa quantificar os aspectos ambientais, traduzindo os dados de entradas e saídas, de um sistema de produto, em potenciais impactos (ABNT, 2009). Os danos ambientais provocados pelos processos e atividades industriais tem se tornado questões cada vez mais significativas na engenharia, com o estudo do ciclo de vida do “berço ao túmulo” de um material desenvolvido por uma ACV ambiental, uma consideração importante para tomada de decisão (CALLISTER; RETHWISCH, 2009). Para tanto, utiliza-se de modelagens computacionais do ciclo de vida do sistema industrial, em função de modelos de caracterização que transformam esses aspectos quantificados em potencial de impacto, chamados de Métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) (MENDES; BUENO; OMETTO, 2013).

Embora robusta e amplamente utilizada na tomada de decisão, a ACV ambiental depende de cenários pré-estabelecidos e estáticos, além dos modelos de caracterização disponíveis para quantificação dos potenciais impactos (GOEDKOOP; HUIJBREGTS, 2013). Isto acaba limitando a metodologia com uma frequente ausência de estudos que considerem o cenário no qual o resíduo não possui uma destinação adequada e ainda a ausência de modelos de caracterização para quantificar determinados impactos associados à perda de biodiversidade no ambiente marinho (HAES et al., 2002).

Entre as limitações da metodologia, a primeira relaciona-se a falta de conhecimento e/ou controle do que acontece com os plásticos no pós-consumo e o caminho percorrido nos mecanismos ambientais (UNEP, 2009). A segunda limitação vem da falta de conhecimento científico da cadeia-causa efeito e de como quantificar estes impactos (WOODS et al., 2016c). Deste modo, pode-se dizer que existe uma lacuna em estudos de ACV associada com os impactos ambientais de resíduos que não são corretamente dispostos, e que conseqüentemente deixam de ter seus impactos contabilizados, uma vez que, o *status quo* de estudos é considerar pelo menos a destinação do resíduo enviado para aterros.

Com isso, o objetivo geral deste trabalho foi estabelecer bases para inclusão da carga ambiental de resíduos plásticos pós-consumo presentes nos oceanos em estudos de ACV. Esta dissertação visa

contribuir com o entendimento do cenário dos produtos plásticos até chegarem aos oceanos, conhecendo seus potenciais impactos ambientais e apresentação de alternativas de contabilização dos danos ao ambiente marinho em estudos de Avaliação de Ciclo de Vida.

1.1 JUSTIFICATIVA

A natureza é dinâmica e o ser humano vem causando diversos tipos de impactos sobre o meio ambiente, os quais necessitam de um processo de reconhecimento, caracterização, descrição e quantificação para serem incluídos na modelagem de ACV. Quanto mais estes impactos forem estudados e abrangidos pela metodologia, mais confiáveis serão os resultados para apoio a tomada de decisão e contribuição na melhoria da eficiência ambiental de produtos, processos ou atividades em estudo.

A problemática do resíduo plástico no meio marinho tem sido evidenciada nas últimas décadas por muitos autores (DERRAIK, 2002), por outro lado, na Avaliação de Ciclo de Vida quando na modelagem do final da vida dos produtos, são medidos apenas os impactos oriundos dos sistemas de controle e gestão, como: incineração, reciclagem e disposição em aterro (ACCORSI; VERSARI; MANZINI, 2015; ALLESCH; BRUNNER, 2014; BERTOLINI et al., 2016; BIONA et al., 2016; BOYD, 2011; PAPONG et al., 2014; SIMÕES et al., 2014; SIRACUSA et al., 2011; VERCALSTEREN et al., 2010; WÄGER; HISCHIER, 2015). Os impactos da parcela de “perda” no pós-consumo por descarte incorreto ou falta de controle de gestão não são contemplados pelos estudos. Porquanto, fica evidente uma lacuna entre os tipos de fins-de-vidas disponíveis para modelagem e a atual realidade. Dessa forma, deve haver uma preocupação da comunidade científica em consertar este débito, sobretudo pela maciça e crescente produção mundial de materiais plásticos, e elevado tempo de residência no meio ambiente, que pode chegar à 500 anos com alto valor acumulado ao longo dos anos (DERRAIK, 2002).

De encontro a necessidade de aprimoramentos na Avaliação de Ciclo de Vida, o Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG), da Universidade Federal de Santa Catarina, sob coordenação do Professor Dr. Sebastião Roberto Soares, realiza entre outras frentes de trabalho em Gestão Ambiental, o desenvolvimento da metodologia. Assim, esta pesquisa se insere no desenvolvimento de suporte à modelagem de plástico sem gerenciamento no pós-uso em ACV, necessidade embasada ainda pelos autores Woods et al. (2016), e

Finkbeiner et al. (2014). O avanço no conhecimento da problemática do plástico marinho também foi citado na Declaração de Medellin, facilitada pelo Fórum de Sustentabilidade através da Iniciativa de Ciclo de Vida (FSLCI) em cooperação com a Rede Iberoamericana de Ciclo de Vida (RICV), em junho de 2017 (SONNEMANN et al., 2017).

Tais questões abrem margem para o desenvolvimento desta pesquisa de forma a contribuir para o enquadramento deste cenário nos estudos de ACV, permitindo uma maior completeza na medição dos impactos ambientais dos plásticos no *end-of-life*. Por serem abrangidos neste estudo os plásticos marinhos esta está alinhada diretamente ao Objetivo 14 de conservação e uso sustentável dos oceanos, mares e recursos marinhos da Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (UNITED NATIONS, 2015).

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho é estabelecer bases para inclusão da carga ambiental de resíduos plásticos pós-consumo presentes nos oceanos em estudos de ACV.

1.2.2 Objetivos Específicos

- a) Analisar o pós-consumo dos plásticos em estudos de ACV;
- b) Investigar o cenário de resíduos plásticos sem gestão;
- c) Identificar os potenciais impactos ambientais associados aos resíduos plásticos no meio marinho; e
- d) Fornecer recomendações para inserir esta carga ambiental na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV).

1.3 ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Visão geral do desenvolvimento deste estudo e ilustração da estrutura delineada na condução da dissertação.

Objetivos específicos	Metodologia	Resultados
a – Analisar o pós-consumo dos plásticos em estudos de ACV	3.1 Análise de fim-de-vida de plásticos em ACV 3.1.1 Busca de artigos nas bases de dados 3.1.2 Análise dos dados encontrados	4.1 Fins-de-vida de plásticos em estudos de ACV
b – Investigar o cenário dos resíduos plásticos no meio marinho	3.2 Definição do cenário de geração e gestão de resíduos plásticos 3.2.1 Produção e consumo de plásticos 3.2.2 Gestão dos resíduos pós-consumo 3.2.3 Estimativa de resíduos plásticos no oceano	4.2 Cenário da gestão nacional e global de resíduos plásticos 4.2.1 Estimativas de quantidade de plásticos nos oceanos 4.2.2 Fluxo de resíduos plásticos nos oceanos 4.2.3 Inclusão do quantitativo de resíduos plásticos no oceano em ACV: nível de inventário
c- Identificar os potenciais impactos ambientais associados aos resíduos plásticos no meio marinho	3.3 Coleta de dados dos impactos ambientais dos plásticos nos oceanos 3.3.1 Planejamento da Revisão Sistemática 3.3.2 Condução da Revisão Sistemática 3.3.3 Seleção dos estudos 3.3.4 Extração dos dados 3.3.5 Reporte de resultados dos impactos potenciais encontrados	4.3 Impactos potenciais de resíduos plásticos no oceano 4.3.1 Ingestão e emaranhamento 4.3.2 Contaminação química 4.3.3 Formação de biofilmes 4.3.4 Ocupação de espaço por acúmulo de plásticos no oceano
d – Fornecer recomendações para inserir esta carga ambiental na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)	3.4 Contabilização da carga ambiental na AICV	4.4 Análise dos impactos e relação com a ACV 4.5 Inserção de impactos potenciais de resíduos plásticos marinhos nos estudos de ACV 4.5.1 Avaliação dos modelos de caracterização do método ReCiPe 4.5.2 Associação de impactos de resíduos plásticos marinhos às categorias de impactos 4.5.3 Mecanismo ambiental de resíduos Plásticos Marinhos 4.5.4 Mudanças na Avaliação do Ciclo de Vida

O desenvolvimento desta dissertação se deu em grande parte baseada em estudos literários e artigos publicados em bases de dados. Diante disto, o capítulo seguinte inicia com o Referencial Teórico seguido pela Metodologia, e por fim os Resultados obtidos com a Discussão e Conclusão.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

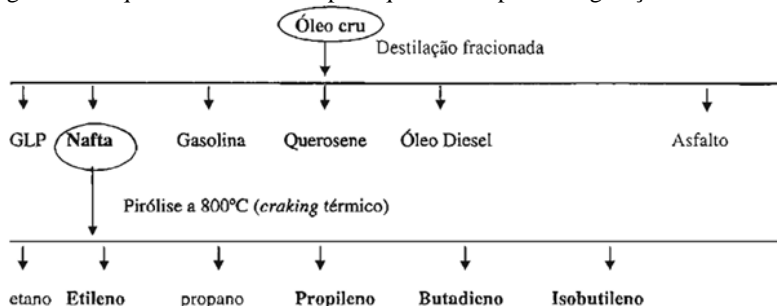
2.1 PLÁSTICOS

2.1.1 Origem e propriedades dos materiais plásticos

A palavra polímero origina-se do grego *poli* (muitos) e *mero* (unidade de repetição), assim um polímero é uma macromolécula composta por muitas unidades de repetição denominadas meros, ligadas por ligação covalente. Após a Segunda Guerra Mundial, o campo de materiais foi virtualmente revolucionado pelo advento dos polímeros sintéticos, por estes poderem ser produzidos a baixo custo. Em 1900 se deu a primeira ocorrência de polímeros com o Poliestireno (PS), e a produção industrial inicial, com fins comerciais, foi de Poli (cloreto de vinila) (PVC) em 1933 (CALLISTER; RETHWISCH, 2009; CANEVAROLO JR., 2002).

Ainda segundo estes autores, os polímeros incluem os materiais familiares de plástico, borracha e fibras, dependendo de sua estrutura química, número médio de meros por cadeia e tipo de ligação covalente. São caracterizados como compostos orgânicos quimicamente baseados em carbono, hidrogênio, e outros elementos não metálicos. Estes materiais têm tipicamente grandes estruturas moleculares, de baixa densidade, o que confere leveza ao produto final, e podem ser extremamente flexíveis. De acordo com Canevarolo Jr. (2002) de todos os produtos, o petróleo é a fonte mais importante para fabricação de plásticos. Por meio da destilação fracionada do óleo cru, várias frações podem ser obtidas, como pode ser visto na Figura 1.

Figura 1 - Sequência da indústria petroquímica de primeira geração.



Fonte: Canevarolo Jr. (2002).

A fração de interesse para polímeros é a Nafta que após *cracking* térmico apropriado gera várias frações gasosas contendo moléculas saturadas e insaturadas que são separadas e aproveitadas para a síntese de polímeros. Os plásticos abrangem o maior número de materiais poliméricos, e com uma alta massa molar, servindo para aplicações de usos gerais com grande variedade de combinações de propriedades. O polietileno, polipropileno, cloreto de polivinila, poliestireno, fluorcarbonos, epóxis, fenólicos e poliésteres, podem ser classificados como plásticos (CANEVAROLO JR., 2002).

Estes materiais têm propriedades de isolamento térmico e elétrico, resistência à corrosão, alguns são transparentes, tornando possível seu uso em dispositivos ópticos, e podem ser de fácil moldagem em formas complexas. Quando necessário os plásticos podem atender outros requisitos, pois possuem a característica de modificar suas propriedades com adição de elementos como retardadores de chama, plastificantes, pigmentos, entre outros, que conferem determinadas características. Dessa maneira permitem aplicações com vantagens significativas para a sociedade, como em produtos médicos, segurança elétrica, isolamento térmico, em aeronaves e automóveis, proporcionando menor consumo de combustível (PLASTICS EUROPE, 2015; UNEP, 2016).

Os plásticos podem ser divididos em duas grandes categorias, chamadas de termoplásticos e termofixos (Figura 2). Esta classificação se dá de acordo com a resposta do material à aplicação de forças mecânicas em temperaturas elevadas, que varia conforme sua estrutura molecular dominante (CALLISTER; RETHWISCH, 2009).

Figura 2 - Produção de plásticos sintéticos e naturais mais comuns.



Fonte: GESAMP (2015).

A maioria dos termoplásticos tem um peso molecular elevado, onde as cadeias poliméricas associam-se através de forças intermoleculares, tornando-os flexíveis e moldáveis acima de certas temperaturas (eventualmente se liquefazem) e após o resfriamento são restauradas as propriedades de massa retornando ao estado sólido. Os plásticos podem ser remoldados algumas vezes, permitindo a reciclagem, entretanto existem algumas dificuldades como perda de propriedades por parte do material (CALLISTER; RETHWISCH, 2009; POLYMERS INTERNATIONAL AUSTRALIA, 2016).

Os termofixos são materiais que podem ser induzidos à cura pelo calor (acima de 200°C), através de uma reação química ou irradiação adequada, formam ligações químicas irreversíveis durante o processo de cura. Os polímeros em rede possuem ligações cruzadas covalentes entre as cadeias moleculares adjacentes e quando sofrem tratamento térmico, as ligações prendem as cadeias umas às outras para resistir aos movimentos. Dessa forma os materiais não amolecem quando aquecidos, apenas temperaturas excessivas irão causar o rompimento dessas ligações e o polímero será degradado, portanto estes materiais não possuem como alternativa a reciclagem (ABIPLAST, 2015; CALLISTER; RETHWISCH, 2009; POLYMERS INTERNATIONAL AUSTRALIA, 2016).

Os polímeros termofixos (borrachas, epóxis, resinas fenólicas e algumas resinas de poliéster) são em geral, mais duros, mais resistentes, e com melhor estabilidade dimensional que os termoplásticos (poliamidas, poliésteres, poliolefinas, poliestireno, policloreto de vinila, entre outros). Adicionalmente os termoplásticos são mais macios, flexíveis e moldáveis (CALLISTER; RETHWISCH, 2009; CANEVAROLO JR., 2002; POLYMERS INTERNATIONAL AUSTRALIA, 2016). A Tabela 1 contém os tipos mais comuns de plásticos produzidos e consumidos atualmente em escala global, os Polietilenos (PE), Poli (tereftalato de etileno) (PET), Polipropileno (PP), Poliestirenos (PS) e Poli (cloreto de vinila) (PVC) (ABIPLAST, 2015; AMERICAN CHEMISTRY, 2016; PLASTICSEUROPE, 2015).

Tabela 1- Tipos mais comuns de plásticos e suas utilizações.

Plásticos	Principais usos
Poli (tereftalato de etileno (Polyethylene Terephthalate – PET)	Resistente e com boas propriedades isolantes contra gases e umidade. Utilizado em fibras para roupas, carpetes, e principalmente em garrafas e recipientes de alimentos, cintas e plásticos de engenharia para partes com moldagem precisa.
Poli (cloreto de vinila) (Polyvinyl Chloride – PVC)	Excelente transparência, resistência elétrica e química e boa resistência a intempéries, sua aplicação se concentra em mercados de construção, que inclui tubos e acessórios, revestimentos, pisos rígidos e janelas.
Polipropileno (Polypropylene – PP)	Tem excelente resistência química e é comum em emalgagens flexíveis e rígidas, recipientes, frascos de medicamentos, devido ponto de fusão elevado, torna-se ideal para líquidos quentes, também usados para tecidos, carpetes e produtos automotivos;
Poliestireno (Polystyrene – PS)	É versátil e pode ser rígido ou poroso quando expandido, geralmente usado quando a transparência é importante, como embalagem de medicamentos e alimentos, material de laboratório e em certos usos eletrônicos, o poliestireno expandido se aplica em bandejas de carnes, peixes, queijos, caixas de ovos, por sua leveza, rigidez e excelente isolamento térmico.
Poliétileno de alta densidade (High Density Polyethylene HDPE)	Usado para embalagens devido a excelente resistência química e de umidade em alimentos que não necessitam de barreira de oxigênio ou CO ₂ , uso geral para embalagem de cosméticos, produtos químicos industriais, bebidas, filmes, entre outros.
Poliétileno de baixa densidade (Low Density Polyethylene - LDPE)	Tem como característica tenacidade, flexibilidade e transparência, com baixo ponto de fusão por isso é usado para vedações a quente, bem como em pelícuas flexíveis e garrafas, é amplamente usado em fios e cabos por possuir propriedade elétrica estável.

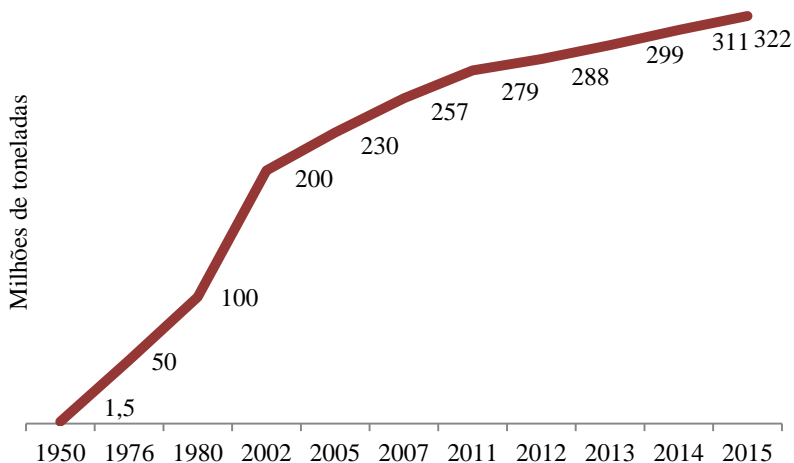
Fonte: Adaptado de American Chemistry (2016).

As aplicações destes materiais se relacionam diretamente com suas propriedades, por exemplo, o material que possui resistência química poderá ser utilizado em ambientes onde há exposição constante a algum produto químico, outro transparente e que possui excelente resistência ao impacto, pode ser usado em lentes para óculos e faróis de veículos automotores (ABIPLAST, 2015).

2.1.2 Consumo dos Plásticos

No ano de 1950 começou a produção mundial de plásticos, com 1,5 milhão de toneladas, e desde então teve crescimento contínuo ao longo dos anos. Em 2015 foram produzidos globalmente 322 milhões de toneladas de materiais plásticos, como pode ser visto na Figura 3, representando uma média de aumento de 9% ao ano, utilizando em torno de 5% da produção mundial de petróleo (PLASTICSEUROPE, 2015).

Figura 3 - Produção mundial de plásticos (milhões toneladas/ano).

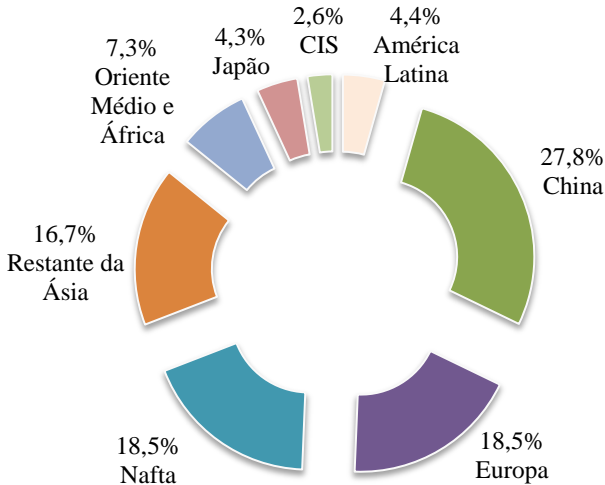


Fonte: Plastics Europe (2016).

Ao mesmo tempo em que, China, Japão e o restante da Ásia detêm quase metade de toda a produção mundial de polímeros termoplásticos e poliuretanos, a China é o país que lidera a produção

global, representando 27,8%, seguida por Europa (União Europeia, Suíça, e Noruega) junto com o bloco econômico NAFTA (EUA, Canadá e México) ambos com 18,5%, como pode ser observado na Figura 4.

Figura 4 - Distribuição global da produção de materiais plásticos.

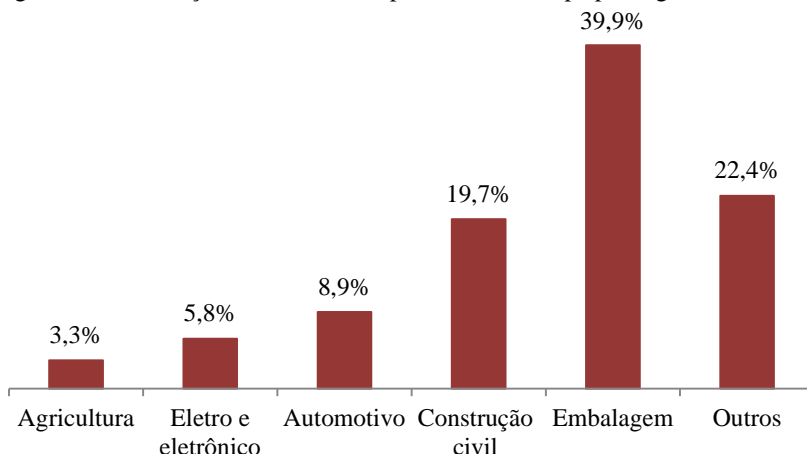


NAFTA é a sigla que corresponde ao **Acordo de Livre Comércio da América do Norte** (*North American Free Trade Agreement*) que inclui Estados Unidos, Canadá e México; CIS se refere a **Comunidade dos Estados Independentes** (*Commonwealth of Independent States*), fazem parte: Armênia, Belarus, Cazaquistão, Federação Russa, Moldávia, Quirquístão, Tadjiquístão, Turcomenistão, Ucrânia, Uzbequistão, Geórgia e Azerbaijão.

Fonte: Plastics Europe (2016).

A América Latina representa 4,4% do total global, e o Brasil possui quase metade dessa produção concentrada em PE, PP, PVC, PET e termoplásticos de engenharia (ABIPLAST, 2015). No que se refere a demanda por plásticos para consumo, conforme publicado pela Plastics Europe (2015) na Europa o número estimado é de 49 milhões de toneladas em 2015, com 70% concentrado em 6 países (Alemanha, Itália, França, Espanha, Reino Unido e Polônia) e distribuição entre os setores apresentados na Figura 5.

Figura 5 - Distribuição da demanda de plásticos na Europa por segmento.



Fonte: Plastics Europe (2016).

Observando o gráfico percebe-se que o setor de embalagens é o mais representativo, com aproximadamente 40% da demanda total. Outras aplicações com 22,4% são referentes ao consumo de plásticos em produtos como: aparelhos domésticos, produtos de consumo, móveis e produtos médicos. A construção civil integra o segundo setor mais representativo com 19,7% da produção (PLASTICSEUROPE, 2015).

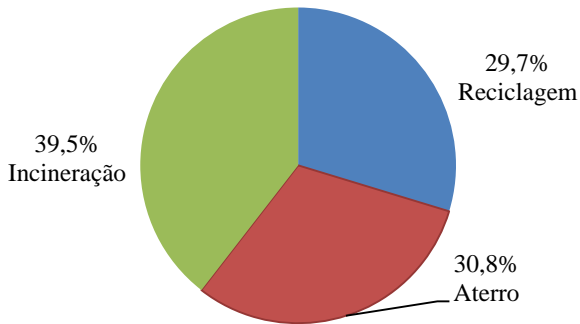
No Brasil, o campo de transformados plásticos, em 2015 produziu 6,59 milhões de toneladas, tendo como principal departamento de consumo a construção civil, responsável por 25,7%, especificamente para tubos, conexões, esquadrias, isolações acústica e térmica. Em seguida vem a esfera de alimentos, formado por embalagens plásticas com 19,0%; automóveis e autopeças representam 12,1% do total (ABIPLAST, 2015).

2.1.3 Geração e gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU)

Após a fase de consumo os polímeros constituem um componente significativo nos aterros sanitários, tendo como principais fontes as embalagens, sucatas de automóveis, pneus e produtos domésticos (CALLISTER; RETHWISCH, 2009). Segundo estudo publicado por Geyer, Jambeck e Law (2017) a partir de 2015, foram gerados globalmente aproximadamente 6,3 bilhões de toneladas de resíduos plásticos, dos quais em torno de 9% foram reciclados, 12%

foram incinerados e 79% estão acumulados em aterros ou no ambiente natural. Em 2014, a União Europeia produziu o volume de 25,8 milhões de toneladas de resíduos plásticos (PLASTICSEUROPE, 2016), o que equivale a 11% do total dos RSU segundo Hoornweg e Bhada-Tata (2012). No pós-consumo, os resíduos seguem para três alternativas de gestão e controle: a reciclagem, o aterro sanitário ou incineração, conforme dados apresentados no gráfico da Figura 6.

Figura 6 - Tratamento de resíduos plásticos pós-consumo na Europa.



Fonte Plastics Europe (2016).

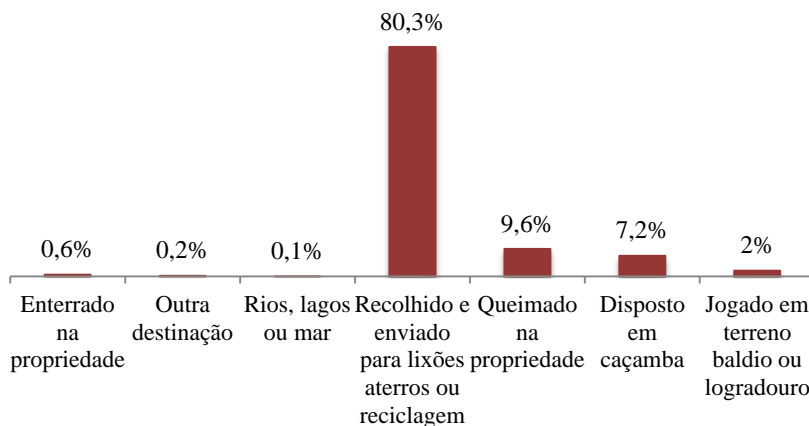
Diante dos dados exibidos o principal destino dos resíduos na Europa foi incineração com geração de energia em 10,3 milhões de toneladas, enquanto o aterro recebeu 8,0 milhões de toneladas e a reciclagem 7,7 milhões de toneladas de resíduos. As informações disponibilizadas pelo gráfico apresentam apenas valores de resíduos que chegam ao sistema de gestão e não exibem perdas ou destinação inadequada pós-consumo.

Um dos principais geradores de RSU são os centros urbanos devido ao maior poder de compra e acessibilidade aos produtos (DERRAIK, 2002b). De acordo com Hoornweg, D. e Bhada-Tata (2012) a estimativa de geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) global é de 1,2 kg/pessoa/dia. Em 2012 grandes cidades geraram em torno de 1,3 bilhão de toneladas de resíduos sólidos, e há previsão de um crescimento para 2,2 bilhões de toneladas em 2025, com 33% da quantidade total provenientes da Ásia. Outro estudo publicado de 2011, por Scheinberg mostrou que de 20 grandes cidades escolhidas como referência para explorar a diversidade de sistemas de coleta e gestão de resíduos, 13 destas não atingem 100% na coleta de resíduos sólidos, expondo ao meio ambiente 1,33 milhões de toneladas de plásticos.

A China, apesar de ser a principal produtora de resinas plásticas e maior consumidora mundial, deixa de gerenciar corretamente 76% dos RSU gerados. Este fato ocorre ainda em outros países, como a Indonésia, Filipinas, Vietnã, Sri Lanka, Nigéria, Bangladesh, Índia, Paquistão, Coreia do Norte e Myanmar, onde muitas vezes menos de 20% de seus resíduos são gerenciados de maneira correta, com agravante de estarem localizados em áreas costeiras o que aumentam as chances de o plástico contribuir para a poluição por plástico marinho (JAMBECK et al., 2015a).

O Brasil gerou no ano de 2012 um total de 62 milhões de toneladas de resíduos, com os plásticos representando 13,5% do percentual gravimétrico dos resíduos sólidos urbanos (RSU) (ABRELPE, 2015; CEMPRE, 2015). O Aterro é a principal forma para disposição final de RSU, contudo 19,7% dos resíduos não foram coletados pela administração pública municipal e encerraram seu ciclo em cenários inadequados, sem gestão e controle, como mostra a Figura 7 (ABIPLAST, 2015).

Figura 7 - Destinação do resíduo urbano no Brasil em 2012.



Fonte: ABIPLAST (2015).

Mesmo os resíduos sendo coletados, não é assegurado que estes irão para aterros sanitários com infraestrutura adequada de monitoramento, controle e mitigação de impactos ambientais (SNIS; SANEAMENTO, 2016a). A prática da disposição final inadequada de

RSU ocorre em todas as regiões e estados brasileiros, onde muitos municípios usam locais impróprios com aterros com falta de infraestrutura e/ou ainda lixões, que não possuem o conjunto de sistemas e medidas necessárias para proteção do meio ambiente (SNIS, 2016). Ainda de acordo com o gráfico da Figura 7, as opções restantes são mais preocupantes, pois nestas os resíduos são enterrados ou queimados na própria propriedade, jogados em rios, lagos ou mar, disposto em caçamba, ou jogados em terreno baldio ou logradouro (ABRELPE, 2015).

2.2 RESÍDUOS PLÁSTICOS PRESENTES NO OCEANO

Os plásticos tornam-se um problema quando são descartados de maneira incorreta por terem elevado tempo de residência no ambiente. A dominância dos plásticos frente a outros tipos de resíduos pode ser explicada por sua durabilidade juntamente com a abundante e crescente utilização pela sociedade, ineficácia ou inexistência de programas de gerenciamento por parte dos governos e capacidade de ser transportado a longas distâncias (BAPTISTA NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; CALLISTER; RETHWISCH, 2009).

Uma vez que os resíduos plásticos não sejam gerenciados corretamente, há uma grande probabilidade destes materiais chegarem aos oceanos por meio de tempestades, escoamento pelos cursos de água, transporte pelo vento e pela maré, ou descarga direta em águas costeiras. Por isso este tipo de material compõe a maior parte dos detritos encontrados no ambiente marinho em todo o mundo, formando o que é chamado de plásticos marinhos. Os maiores setores contribuintes para o plástico marinho são de recreação, turismo, pesca, transporte de pellets, e drenagem urbana principalmente em grandes centros (DERRAIK, 2002; LI; TSE; FOK, 2016).

2.2.1 Estimativa quantitativa

A presença de resíduos plásticos no ecossistema marinho tem se tornado um grande desafio global e apesar da crescente preocupação, pouco se sabe sobre a magnitude e destino desta poluição, bem como as transformações e interações que ocorrem com o meio ambiente (DERRAIK, 2002). O percentual de plásticos mal gerenciados que alcança o mar é altamente variável e dependente de fatores locais como as condições do tempo, topografia, vegetação, infraestrutura de remoção de resíduos, limpeza de praias e captura de águas pluviais que podem

carregar materiais dispostos de forma inadequada (CÓZAR et al., 2014a; JAMBECK et al., 2015a; LAW; THOMPSON, 2014; SEBILLE et al., 2015; UNEP, 2009).

Algumas estimativas da literatura determinam o volume de resíduos plásticos que se encontram em ambiente marinho. O estudo de Jambeck e colegas (2015) apresentou um balanço de geração de resíduo sólido em 192 países, baseado nos dados de geração e gestão de RSU disponibilizados pelo Banco Mundial (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012). Neste, levou-se em consideração a densidade populacional e *status* econômico de cada país, bem como a porcentagem de resíduos que não tem disposição final adequada, incluindo o descarte em lixões ou aterros abertos, e sem controle, onde o produto não está totalmente contido. O resultado foi que os oceanos receberam em 2010 entre 4,8 a 12,7 milhões de toneladas de resíduos plásticos, com previsão de este número subir para até 28,0 milhões de toneladas anuais em 2025.

Outras estimativas do volume de plásticos são provenientes de expedições científicas oceanográficas que abrangem locais específicos dos oceanos. Em 2010 uma expedição interdisciplinar, chamada *Malaspina circumnavigation expedition*, teve o objetivo de avaliar o impacto da mudança global sobre os oceanos e explorar sua biodiversidade. Nesta expedição foram coletadas amostras de partículas plásticas por rede de arrasto nas águas superficiais dos oceanos abertos (Atlântico, Pacífico e Índico). O resultado da frequência de ocorrência de detritos plásticos nas amostras foi de 88%, com carga global de detritos flutuantes entre 7 e 35 mil toneladas e a maior concentração foi de microplásticos¹ (CÓZAR et al., 2014a). Eriksen e colegas, (2014), após 24 expedições entre 2007 e 2013, afirmaram que existem no mínimo 5,25 trilhões de partículas de plástico nos oceanos, em sua maioria microplásticos secundários, em suspensão.

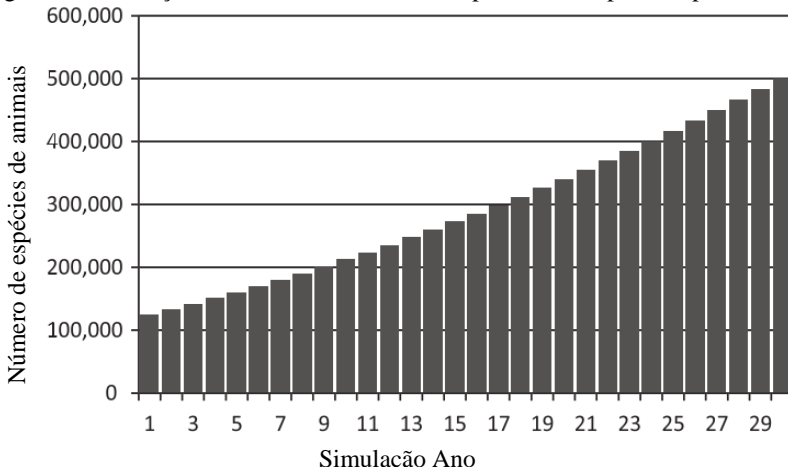
Outros dados publicados por Cózar et al. (2014) e Sebille et al. (2015), Van Sebille e colegas (2015) por meio de uma padronização estatística, chegaram ao número de 15 a 51 trilhões de partículas de microplásticos na superfície em 2014, com uma massa global de 93 à 236 mil toneladas métricas, sendo as partículas de microplásticos as mais abundante nas amostras. Todas as publicações convergem também que o Hemisfério Norte é o maior reservatório de resíduos plásticos (CÓZAR et al., 2014a; JAMBECK et al., 2015a; LEBRETON; GREER;

¹ Definição de classificação dos plásticos marinhos (macroplásticos e microplásticos) ver no item 2.2.2, pag. 36.

BORRERO, 2012b; VAN SEBILLE et al., 2015), mais precisamente o Oceano Pacífico Norte, possivelmente pela sua vasta área e também alta quantidade de insumos recebidos do continente Asiático e Estados Unidos, locais de alta densidade populacional e taxa de consumo (CÓZAR et al., 2014).

Ao contrário das estimativas de quantidade de plásticos presentes no oceano que ainda não estão bem estabelecidas, existe a certeza de que o volume de resíduos é acumulativo ao longo dos anos (JAMBECK et al., 2015a). Segundo Lebreton, Greer, Borrero (2012) enquanto a distribuição global do material liberado permanece ao longo do tempo, a massa total de material representada pelo número de partículas aumenta anualmente devido ao fluxo de entrada para o mar, Figura 8.

Figura 8 - Simulação de acúmulo no número de partículas de plástico por ano.



Fonte: Lebreton, Greer e Borrero (2012).

Com o acúmulo dos resíduos macroplásticos é previsível uma taxa constante de acréscimo de microplásticos na água, isto se deve a degradação dos macroplásticos em pedaços cada vez menores (THOMPSON, 2015, LEBRETON; GREER; BORRERO, 2012b). Embora os resíduos macroplásticos oceânicos representem uma massa mais elevada de ocupação, os microplásticos compõem a maior parte de resíduos encontrados (CÓZAR et al, 2014a; JAMBECK et al., 2015a; VAN SEBILLE et al., 2015).

2.2.2 Classificação de resíduos plásticos no meio aquático

Nenhuma definição oficial sobre tamanho de plásticos presentes no ambiente marinho foi proposta até o momento. Do ponto de vista científico, a mais rigorosa refere-se a intervalos de tamanho nano, micro, meso, macro e mega (GESAMP, 2015). A ausência de nomenclatura acordada, juntamente com dificuldades práticas de amostragem e medição de diferentes tamanhos no campo, tem encorajado a adoção generalizada de microplásticos como um termo genérico para "pequenas" peças de plástico, na faixa de tamanho milimétrico a sub-milímetro menores (<) 5 mm e macroplásticos para itens maiores (>) 5 mm (GESAMP, 2015; LAW; THOMPSON, 2014; LI; TSE; FOK, 2016).

Esta nomenclatura é baseada na premissa de incluir uma grande variedade de pequenas partículas plásticas que poderiam ser facilmente ingeridas pela biota, e apresentar diferentes tipos de ameaça comparados aos itens maiores (GESAMP, 2015). Esta classificação de macroplásticos e microplásticos foi adotada também por este estudo, e a caracterização destes tipos de partículas está descrita nos tópicos a seguir.

2.2.2.1 Macroplásticos

Os macroplásticos são os resíduos acima de 5 mm que estão acumulando-se em habitats marinhos em todo o mundo, podendo persistir por séculos. Quanto a fonte destes materiais, cerca de 80%, é terrestre, principalmente de áreas costeiras densamente povoadas ou industrializadas, os outros 20% são provenientes de atividades marítimas (DERRAIK, 2002b; LI; TSE; FOK, 2016). Os principais setores terrestres que originam macroplásticos são os de produtos de uso único e com vida útil de curto prazo, como itens sanitários, embalagens de alimentos e bebidas, embalagens em geral e materiais descartáveis; além de elementos de uso coletivo e vida útil mais longa, como os utilizados nos setores de indústria e comércio e aqueles provenientes de bens domésticos e bens eletrônicos (UNEP, 2009).

A UNEP (2009) relata, que o setor de reciclagem, embalagens, agricultura, construção civil e de turismo costeiro, são fortes contribuintes na produção de resíduos marinhos. Entre os setores marítimos geradores de macroplástico estão a pesca, aquicultura, o transporte comercial marítimo, cruzeiros de turismo e usuários

recreativos. Estes setores originam resíduos por descarte ilegal ou perdas acidentais, e em sua maioria são redes e linhas de pesca, cordas, boias, luvas, caixas de transporte, cintas plásticas e também resíduos provenientes da tripulação de embarcações (MOBILIK; HASSAN, 2016; UNEP, 2016).

Os plásticos podem ser transportados de suas fontes por sistemas fluviais, rede de coleta e tratamento de esgoto, rios, escoamento, marés, ventos e eventos catastróficos (LAW; THOMPSON, 2014; LI; TSE; FOK, 2016). Um estudo publicado por Barnes, Walters e Gonçalves (2010) mostra que os resíduos plásticos flutuantes alcançam até mesmo as zonas mais remotas, onde existe pouca ou nenhuma presença humana. Grandes fragmentos de detritos marinhos foram encontrados no Mar de Amundsen, na Antártida, onde não há nem estações de pesquisa ou outras bases, apenas muito raras e breves visitas de navios científicos.

Os plásticos marinhos podem provocar impactos sobre o turismo na zona costeira, causar danos a espécies marinhas incluindo aves, peixes e cetáceos, por sufocamento, emaranhamento, e ingestão, bem como transportar contaminantes químicos, e realizar dispersão biológica (BAPTISTA NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; DERRAIK, 2002; LI; TSE; FOK, 2016).

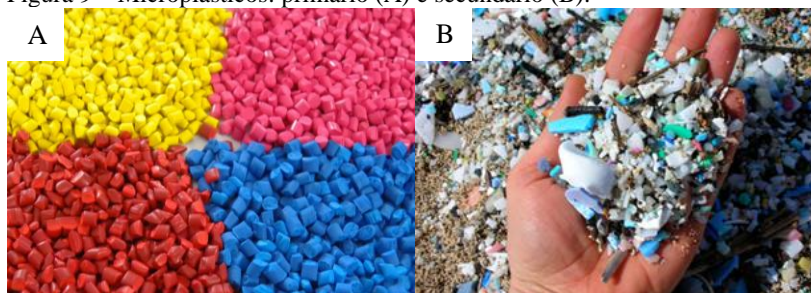
2.2.2.1 Microplásticos

Os microplásticos são fragmentos menores que 5 mm de diâmetro e muito prejudiciais por seu tamanho, estes são os mais numericamente abundantes detritos de plástico no oceano (CÓZAR et al., 2014; JAMBECK et al., 2015a; LAW; THOMPSON, 2014; SEBILLE et al., 2015). Eriksen e colegas (2014) estimaram que de 269 milhões de toneladas, 92,4%, são microplásticos e a maioria se afunda em sedimentos marinhos. Previsões mostram que a quantidade irá inevitavelmente aumentar, principalmente por objetos plásticos grandes que se degradam em milhões de pedaços pela contribuição da ação de bactérias oceânicas, radiação UV, degradação química, mecânica das ondas e pela vida marinha (LAW; THOMPSON, 2014; LI; TSE; FOK, 2016).

Os microplásticos podem ser classificados de acordo com suas fontes: primária ou secundária, cuja distinção baseia-se em partículas que foram fabricadas de modo a ser originalmente neste tamanho (primário) ou que resultaram da desagregação de itens maiores -

secundário (GESAMP, 2015). A imagem ilustra estes dois tipos de plástico, Figura 9.

Figura 9 – Microplásticos: primário (A) e secundário (B).



Fonte: Google imagens (2016).

Grande parte dos microplásticos primários é proveniente do pré-consumo em indústrias, com perdas de pellets de plásticos ainda não moldados, na fabricação, manufatura e transporte (GESAMP, 2015). Sabendo que a principal produção de resina acontece na China, é provável ocorrer a presença de pellets no meio ambiente próximo a estas áreas. Em suma, devido ao comércio ser global, os pellets são transportados de um país para processamento em outro, com potencial de perda na rota. O transporte marítimo é um grande contribuidor dos resíduos de plástico no mar, devido a acidentes que acontecem com containers e também a descarga ilegal de plástico por navios no oceano, sendo que as rotas principais são entre América do Norte e Europa (UNEP, 2016).

Outras fontes de plásticos surgem do pós-consumo de produtos cosméticos de cuidados pessoais (PCCPs), e nanopartículas que são usadas em uma variedade de processos industriais. As microesferas, também conhecidas como *microbeads*, fazem parte da formulação de produtos principalmente para a pele, como os esfoliantes, sabonetes, gel de limpeza e creme dental (ZARFL et al., 2011). Estes tipos de microplásticos são inevitavelmente levados pelas redes de tratamento de esgoto e não podem ser filtrados apropriadamente tendo como destino direto o ambiente aquático (BAPTISTA NETO; WALLNER-KERSANACH; PATCHINEELAM, 2008; UNEP, 2016).

Além dos cosméticos, os microplásticos são utilizados extensivamente na indústria e fabricação de abrasivos em jateamento de ar comprimido, água para limpar as superfícies de edifícios e cascos de navios, para moldagem por injeção; e, mais recentemente, para a

impressão 3D (DERRAIK, 2002; LAW; THOMPSON, 2014; UNEP, 2016).

Quanto aos microplásticos secundários, as fontes são aquelas provenientes da fragmentação de pedaços maiores de plásticos (macroplásticos) ou provindos de outros processos. O desgaste de pneus no transporte terrestre é fonte de microplásticos secundários, assim como as fibras de roupas, advindas do processo de lavagem (GRIGORAKIS; MASON; DROUILLARD, 2017; UNEP, 2016). Os autores Napper e Thompson (2016) estimaram que 700.000 fibras podem ser liberadas em uma carga de lavagem média de 6 kg de tecido acrílico. As fibras desprendidas neste processo alcançam habitats aquáticos por meio dos efluentes das estações de tratamento de esgoto (NAPPER; THOMPSON, 2016).

As fontes de partículas de plásticos são bastante diversas e segundo Li; Tse; Fok (2016) os pontos de entrada destes detritos para o oceano podem ser rios, lagos, costa, atmosfera, regiões costeiras, eventos naturais e até mesmo a rede de coleta e tratamento de esgoto. Pesquisas descobriram que a abundância de microplásticos em águas californianas aumentou de 10 para 60 partículas plásticas por m³ após uma tempestade (Moore et al., 2002).

Obbard e colegas (2014) revelaram através de um estudo feito no Mar gelado do Ártico, que mesmo locais remotos contêm concentrações de microplásticos oriundos de resíduos domésticos e industriais. Os resultados indicam que estes itens se acumularam longe de centros populosos e que o gelo do mar polar representa um sumidouro global de partículas produzidas pelo homem.

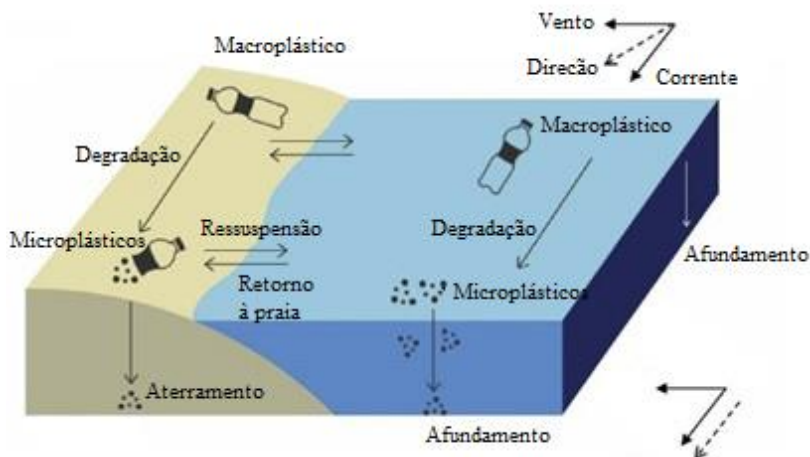
A preocupação com a presença de microplásticos no ambiente marinho é crescente, devido aos impactos sobre o ecossistema. Estas esférulas podem facilmente ser ingeridas por diversos tipos de organismos, e acumulam substâncias químicas que podem ser transferidas para a biota contaminando a cadeia alimentar, além de liberarem aditivos químicos, incorporados na sua manufatura, trazendo riscos para a saúde humana (COLE et al., 2011; LAW; THOMPSON, 2014).

2.2.3 Comportamento do resíduo plástico no oceano

Em se tratando da degradação do material plástico, cada tipo de polímero possui diferentes propriedades físicas, apresentando taxas de degradação mais rápidas ou lentas dependendo de sua composição e presença ou não de aditivos (CRITCHELL; LAMBRECHTS, 2016).

A meia-vida do plástico geralmente é longa e pode durar séculos (BARNES et al., 2009). Quanto ao comportamento dos macroplásticos e microplásticos nos oceanos, o modelo criado por Critchell e Lambrechts (2015) mostra que estes apresentam diferentes movimentos e destinos nas águas estuarinas e costeiras (Figura 10).

Figura 10 - Evolução esquemática de resíduos plásticos no mar.



Fonte: Critchell e Lambrechts (2015).

Os macroplásticos que iniciam na superfície da água podem ser afetados pelo intemperismo e pelo vento. A partir deste estado estão sujeitos a percorrerem uma série de caminhos: ficar nos ambientes costeiros, assentar-se no fundo do oceano, degradar-se como microplásticos secundários ou continuarem sendo carregados pelo vento na superfície. Já os microplásticos podem permanecer na praia, assentarem-se no fundo do oceano ou continuarem em suspensão sendo levados pela correnteza e não serem afetado pelo vento.

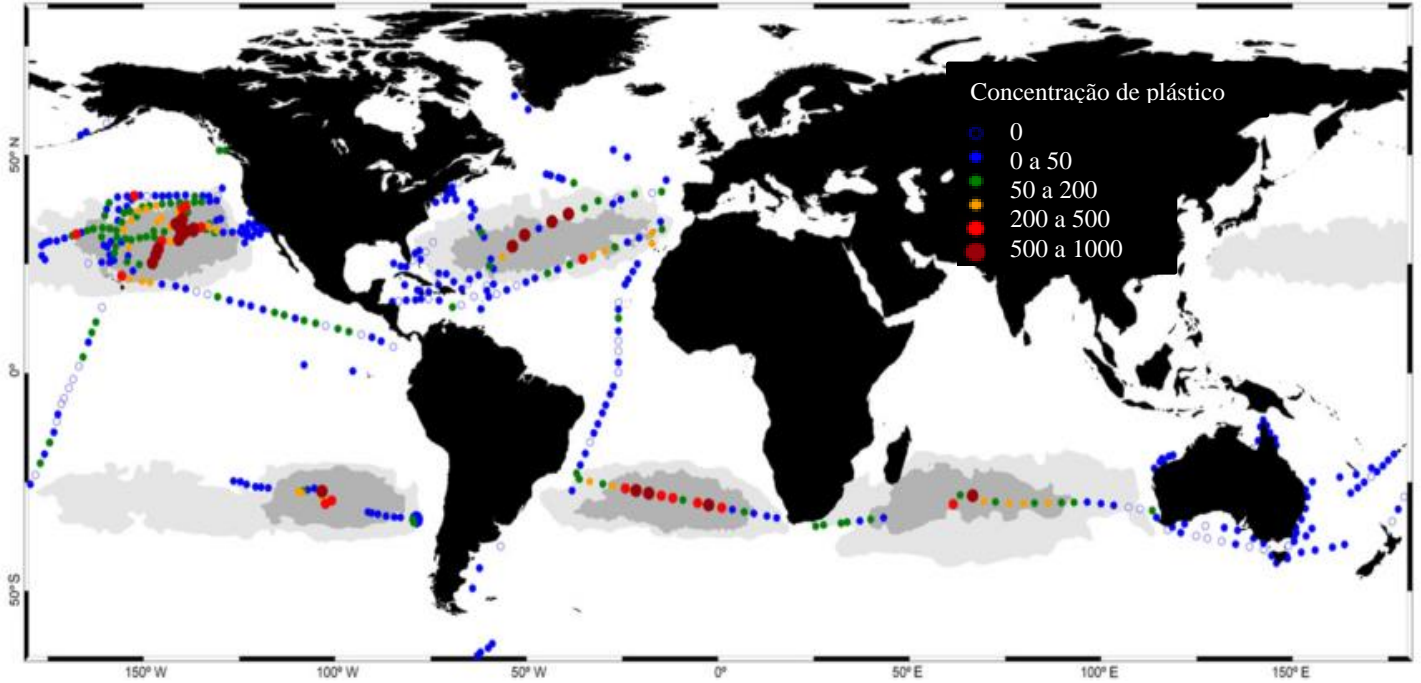
Consoante a UNEP (2016) os polímeros apresentam uma ampla gama de propriedades que influenciam o seu comportamento no ambiente. No ambiente aquático, a densidade em relação à água do mar é o mais importante. Densidades de plásticos comuns variam de $0,90$ a $1,39 \text{ kg m}^{-3}$ sendo que da água pura é de $1,00 \text{ kg m}^{-3}$ e da água do mar de aproximadamente $1,027 \text{ kg m}^{-3}$, alterando-se dependendo da geografia e profundidade. No entanto, a flutuabilidade de uma partícula de plástico ou objeto será dependente de outros fatores tais como ar aprisionado, correntes de água e de turbulência. Isso explica porque

garrafas de bebidas de material PET (densidade de 1,34 - 1,39 kg m⁻³) comumente podem ser encontradas tanto flutuando em águas costeiras como depositadas no fundo do mar (UNEP, 2009).

Uma vez que os objetos perdem sua integridade é a densidade do material plástico que determina se os objetos flutuarão ou afundarão e a taxa em que isso ocorre influenciará a distância em que o objeto será transportado de sua fonte. Além disso, o desenvolvimento de biofilmes na superfície da partícula poderá alterar a densidade de maneira suficiente para fazê-la afundar, mesmo que o polímero "limpo" seja menos denso do que a água do mar (GESAMP, 2015).

Existem alguns modelos que visam o conhecimento do comportamento e distribuição global de plásticos flutuantes na superfície do oceano, entre estes, o dos autores Cózar e colegas (2014b). Um acúmulo global de materiais principalmente em zonas de convergência em cada um dos cinco giros subtropicais, com ênfase no Oceano Pacífico Norte pode ser visto na Figura 10 (CÓZAR et al., 2014b; LEBRETON; GREER; BORRERO, 2012b).

Figura 11- Concentração - g/km^2 de plástico na superfície do oceano global.



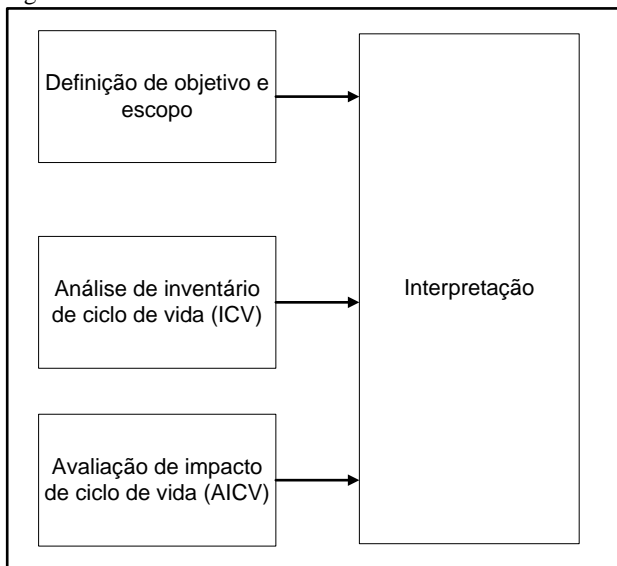
Fonte: Cózar et al. (2014b).

Os círculos coloridos na Figura 11 indicam concentrações de massa (g/km^2) de resíduo plástico marinho com média em 442 locais. As áreas acinzentadas mostram as zonas de concentração, variando em uma escala de cinza escuro e claro, para áreas de maior e menor concentração, respectivamente. As áreas brancas são previstas como zonas de não acúmulo. Mesmo com modelos de fragmentos microplásticos uma fração não é contabilizada em cargas de superfície (CÓZAR et al., 2014b), o caminho e o destino final desta fração desaparecida ainda são desconhecidos, embora estudos mostrem que uma fonte bastante provável é a zona pelágica e habitats sedimentares, revelando o potencial da poluição microplástica em se espalhar por todos os oceanos atingindo inclusive os ambientes marinhos mais remotos e amplamente desconhecidos do mar profundo. (VAN CAUWENBERGHE et al., 2013; WOODALL et al., 2014).

2.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE PRODUTOS PLÁSTICOS

Posterior a apresentação sobre a problemática do sistema de produto desta pesquisa, o plástico, este tópico aborda a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida, que é basicamente analítica e de avaliação quantitativa e qualitativa dos impactos ambientais gerados por um processo, atividade, ou serviço (CAMPOS, 2012). As diretrizes da ACV têm sua proposta regida pelas normas de Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida: ABNT NBR ISO 14044: 2009 e ABNT NBR ISO 14040: 2009. A metodologia é composta por quatro fases que inter-relacionam entre si (1) definição de objetivo e escopo; (2) análise de inventário; (3) avaliação de impacto de ciclo de vida e (4) interpretação. Dentre estas fases expostas na Figura 12, o presente estudo tem enfoque diretamente na segunda e terceira fase.

Figura 12 - Estrutura de análise de ciclo de vida.



Fonte: ABNT (2009b).

Segundo a Norma ISO 14040:2006, a crescente conscientização sobre a importância da proteção ambiental e dos possíveis impactos associados a produtos manufaturados e consumidos, tem aumentado o interesse no desenvolvimento de métodos, como a ACV. Esta proporciona a compreensão dos impactos ambientais gerados para controle e/ou redução dos mesmos, bem como subsídio na identificação de oportunidades de melhorias no desempenho ambiental, fornecimento de informação aos tomadores de decisão, e seleção de indicadores de desempenho ambiental relevantes (CHEHEBE, 1998; ABNT, 2009b).

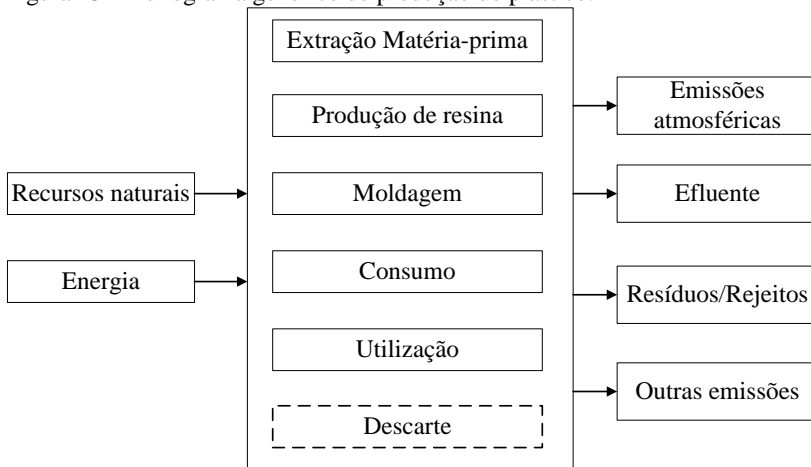
De acordo com a American Chemistry (2016) uma abordagem de ciclo de vida ajuda os fabricantes a entenderem como suas escolhas influenciam no processo e o que acontece em cada fase da vida do produto para tomar decisões informadas e que ajudem a reduzir os encargos globais para o meio ambiente. Neste sentido, os estudos são uma fonte de informação essencial para governo, cientistas, fabricantes e varejistas.

2.3.1 Análise de inventário do ciclo de vida (ICV)

Para realizar uma avaliação dos impactos ambientais por meio de ACV, é necessário conhecer as etapas do ciclo de vida do material no qual compõe o escopo do estudo, desde a extração de insumos, processos de geração de energia, transporte, e destinação final (PIEKARSKI, 2015). As fases do ciclo de vida geralmente resultam em uma alta quantidade de dados de entradas e saídas e para facilitar a condução do estudo foram desenvolvidos *softwares* e bases de dados de inventários. Atualmente, os principais softwares disponíveis no mercado são *GaBi Software*, *OpenLCA*, *SimaPro*, *TEAM* e *Umberto*, estes facilitam a estimativa dos consumos e extrações de inventários, bem como, os procedimentos de cálculos para caracterização, normalização e ponderação (PIEKARSKI, 2015).

O desenho de um fluxograma geral ajuda a ilustrar todos os processos elementares a serem modelados (ABNT, 2009a). Os dados quantitativos e qualitativos, de entradas e saídas, devem ser coletados para cada processo elementar e inseridos no ICV a fim de serem medidos, calculados, ou estimados (ABNT, 2009a). No caso do sistema de produto objeto deste estudo, o plástico, o processo genérico de obtenção geralmente ocorre conforme a Figura 13.

Figura 13 - Fluxograma genérico de produção do plástico.



Fonte: adaptado de ABIPLAST (2015).

O início do ciclo do material é marcado pela extração do petróleo. Este é extraído por operação de perfuração e então beneficiado, mais precisamente, refinado por destilação, onde o óleo cru é fracionado em diversos subprodutos. Deste processo sai a Nafta, um composto incolor e volátil, que serve de base para resinas, solventes e outros produtos. Após a extração da Nafta é feito seu craqueamento por destilação, no qual consiste em um processo térmico de "quebra" da matéria prima em diferentes moléculas menores, como: eteno, propeno, buteno, butadieno, benzeno, tolueno e xileno (ABIPLAST, 2015; AMERICAN CHEMISTRY, 2016; CANEVAROLO JR., 2002).

A próxima etapa é a de produção de resina com polimerização, por reações químicas que ligam cada tipo de molécula em longas cadeias para "construir" os diferentes tipos de resina: polietileno, polipropileno, poliestireno, poliuretano, policloreto de vinila, espuma vinílica acetinada, acrilonitrila butadieno estireno, entre outros. A transformação da resina em produtos acontece com a modelagem por processo físico, que pode ser por meio da injeção, extrusão, calandragem, sopro, rotomoldagem por compressão ou termoformagem, conferindo forma e cor aos plásticos. Com a finalização destes processos os artefatos estão prontos para irem para o mercado consumidor, em forma de embalagens, produtos para construção civil, filmes e chapas, fibras têxteis, utilidades domésticas, entre outros (ABIPLAST, 2015; AMERICAN CHEMISTRY, 2016; CANEVAROLO JR., 2002).

Os consumidores adquirem e utilizam estes produtos até que estes se tornem obsoletos para serem descartados. Seu tempo de vida vai depender de suas propriedades, bem como função de uso. Alguns materiais tem ciclo de vida mais rápido, como por exemplo, embalagens e descartáveis, por outro lado, há plásticos com tempo de vida útil longa, como peças que compõem eletro eletrônicos, automóveis e aviões. Na fase do descarte, os constituintes podem ser reciclados/reutilizados ou eliminados como rejeito. Dessa forma, o ciclo dos materiais é um sistema que envolve interações e permutas entre materiais, energia e meio ambiente (ABIPLAST, 2015; AMERICAN CHEMISTRY, 2016; CALLISTER; RETHWISCH, 2009).

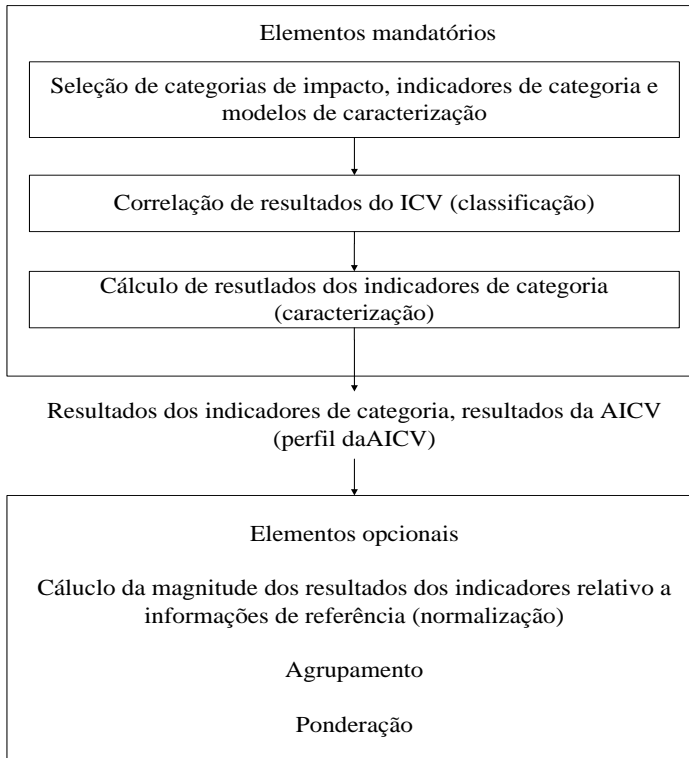
Uma das características da modelagem do descarte do material ao seu fim-de-vida são modelos genéricos de gestão, que consiste em unidades de aterro, incineração e compostagem, no caso de biodegradáveis, ou o retorno, podendo ser reutilizado, manufaturado, reparado ou reciclado (BAUMANN; TILLMAN, 2001; WANG; GUPTA, 2011).

2.3.2 Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV)

Este estágio da ACV tem o objetivo de indicar os impactos das entradas e saídas quantificadas no inventário, transformando estes resultados em informações ambientalmente relevantes. O processo envolve a associação de dados do inventário com categorias específicas e indicadores de categoria, para entendimento, avaliação da magnitude e significância dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto (BAUMANN; TILLMAN, 2001).

A fase de AICV é composta por subfases de elementos obrigatórios e opcionais, com diferentes níveis de importância, por esta subdivisão refletir elementos objetivos baseados em ciências naturais, definidos contextualmente (BAUMANN; TILLMAN, 2001), conforme Figura 14.

Figura 14 - Elementos da fase de AICV



Fonte: ABNT (2009b).

A primeira fase de seleção das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização deve levar em consideração o conhecimento sobre os tipos de poluentes, emissões de substâncias e o consumo de recursos relacionados no inventário (MENDES; BUENO; OMETTO, 2013). Segundo a ABNT 14044 (2009) o nível de detalhamento, a escolha dos impactos avaliados e as metodologias utilizadas dependem do objetivo e escopo do estudo. Os impactos sobre o meio ambiente podem ser causados em escala global, regional e local e a análise de impacto pode ser baseada em diferentes níveis de categorias (ABRE, 2011). O ponto posicionado dentro do mecanismo ambiental se refere ao *Midpoint* e o final do mecanismo ambiental é o chamado *Endpoint* (GOEDKOOOP; HUIJBREGTS, 2013).

As categorias de impacto em nível *midpoint* representam as questões ambientais relevantes e são todos os elementos de um mecanismo que se enquadram entre intervenções ambientais e pontos finais. Neste sentido, o ponto final (*endpoint*) é o atributo ou aspecto que identifica questões ambientais de danos físicos a elementos valiosos para a sociedade. As abordagens em nível médio (*midpoint*) são relativamente mais confiáveis, mas ao mesmo tempo, menos relevantes ambientalmente, enquanto que as de *endpoint* são bastante relevantes, mas com maior nível de incerteza (ABNT, 2009a; HAES et al., 2002). Algumas das categorias de impacto em nível *midpoint* comuns na ACV estão listadas na Tabela 2:

Tabela 2 - Lista de categorias de impacto *midpoint*.

Categorias de impacto (CI)	
Categorias relacionadas a entrada	Categorias relacionadas a saída
1. Recursos abióticos	4. Aquecimento Global
2. Recursos bióticos	5. Depleção do ozônio estratosférico
3. Terra	6. Impacto toxicológico humano
	7. Impacto ecotoxicológico
	8. Formação fotooxidante
	9. Acidificação
	10. Eutrofização
	11. Odor
	12. Ruído
	13. Radiação
	14. Desastre

Fonte: Baumann e Tillman (2001).

Entre os indicadores *endpoint* estão os listados na Tabela 3.

Tabela 3 - Lista de indicadores *endpoint*.

Categorias de Área de Proteção
1. Saúde Humana
2. Diversidade Biológica
3. Capacidade de produção ecossistêmica
4. Recursos abióticos
5. Valores culturais e recreativos

Fonte: Baumann e Tillman (2001).

Considerando as Áreas de Proteção (AoP), os danos causados a Diversidade do ecossistema (*ecosystem diversity* – ED) a unidade do indicador é perda de espécies por ano tendo como base o valor em fração de espécies potencialmente afetadas - PAF (GOEDKOOOP; HUIJBREGTS, 2013). Já para os danos causados à Saúde Humana (*human health* – HH) é combinada mortalidade e morbidade, os fatores são expressos por anos de vida perdidos, e anos de vida perdidos devido a anos vividos em estado de saúde inferior ao ideal (Disability adjusted life years – DALY) (HUIJBREGTS et al., 2005). Enquanto que Disponibilidade de Recursos (*resource availability* – RA) é o comprometimento de recursos naturais para futuras extrações usado em MJ/kg.

Cada uma das categorias de impacto tem seu próprio mecanismo ambiental, o qual consiste no somatório dos processos ambientais relacionados à caracterização dos impactos e os modelos de caracterização. Por sua vez, o modelo de caracterização é utilizado para gerar os fatores de caracterização, descrevendo a relação entre os resultados do inventário, indicadores de categoria e, em alguns casos, ponto final de categorias (ABNT, 2009a).

A fase de classificação das categorias de impacto deve levar em consideração o conhecimento sobre os tipos de poluentes, emissões de substâncias e o consumo de recursos relacionados no inventário (MENDES; BUENO; OMETTO, 2013). A correlação dos resultados do ICV com as categorias de impacto considera resultados que sejam exclusivos para uma categoria de impacto e identificação dos resultados que se correlacionam a mais de uma categoria, e inclui distinção entre mecanismos paralelos e correlação a mecanismos seriais (ABNT, 2009a).

O próximo passo é quantitativo, com a caracterização pela quantificação dos tamanhos dos impactos ambientais, calculados por categoria e convertidos em valores comuns e agregação dos resultados convertidos dentro da mesma categoria de impacto (BAUMANN; TILLMAN, 2001). Para cada substância inserida no inventário, um fator de destino descreve o aumento de concentração por unidade de massa liberada, e um fator de efeito descreve o aumento de resposta por unidade de concentração (VAN DE MEENT; HUIJBREGTS, 2005). A complexidade dos mecanismos ambientais entre a fronteira do sistema e o ponto final da categoria, características espaciais e temporais e características de dose-resposta, podem variar a qualidade dos indicadores de categoria (ABNT, 2009a).

Os elementos opcionais da AICV são passíveis de não serem utilizados dependendo do objetivo e escopo da ACV (ABNT, 2009a). Métodos que agregam informações ambientais para ponderação de produtos complexos necessitam de modelos de caracterização que simplifiquem a cadeia de causa-efeito dos problemas ambientais e são utilizados para avaliar cada uma das categorias de impacto (BAUMANN; TILLMAN, 2001; MENDES; BUENO; OMETTO, 2013).

3 METODOLOGIA

Esta pesquisa se deu em grande parte tendo como base documentos normativos, guias e relatórios de órgãos de pesquisa internacionais e associações referentes ao plástico; livros, dissertações, teses e artigos científicos publicados em periódicos nacionais e internacionais. Dentre os documentos normativos destacam-se as orientações e estruturas definidas nas normas NBR ISO 14040 e 14044 que tratam da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida.

Deste modo, o estudo se concentrou no pós-consumo de produtos plásticos, com Revisão Bibliográfica Sistemática, análise dos dados encontrados e recomendações para melhorias na modelagem em ACV.

3.1 ANÁLISE DE FIM-DE-VIDA DE PLÁSTICOS EM ACV

Dentre as diversas etapas que compõem esta pesquisa, a primeira consistiu em verificar o final de vida do plástico nos artigos de estudos de caso de ACV, do sistema de produto plástico, estas informações serviram de embasamento para as etapas seguintes.

3.1.1 Busca de artigos nas bases de dados

Para esta busca de artigos foram delimitadas duas grandes bases de dados: *Scopus* e *Web of Science*, devido às características próprias dessas fontes de dados, alta incidência de acesso em áreas acadêmicas e científicas, conforme relatado por Zanghelini et al. (2016), e por abrangerem as principais revistas de publicação internacional na área de ACV. Os termos utilizados na busca foram os mesmos nas duas bases, mas com um arranjo diferente se adaptando as individualidades e exigências para uma pesquisa mais eficiente em cada uma destas.

Primeiramente a pesquisa no *Scopus* considerou palavras de cunho comum na metodologia de ACV, com termos em inglês: *Life cycle assessment* (LCA), *Life cycle impact assessment* (LCIA) e, *Life cycle analysis* (LCA), separadas por (OR), e conectadas por (AND) com suas respectivas siglas. Estas foram associadas a palavras do sistema de produto dos tipos mais comuns de plásticos, conforme dados da ABIPLAST (2015); American Chemistry (2016); Callister; Rethwisch (2009) e Plastics Europe (2015), com os termos e siglas em inglês: *Polyethylene* (PE, LLDPE, LDPE, HDPE e MDPE), *Polypropylene*

(PP), *Polystyrene* (PS), *Polyvinyl chloride* (PVC), *Polyamide* (PA, *Nylon*), *Polyethylene Terephthalate* (PET) e *Polyester* (PET) complementando com a nomenclatura de final de vida, (AND) “*end-of-life*”, a fim de evitar estudos que não consideram esta etapa.

Desta forma, intencionou-se cobrir todas as possibilidades em termos de publicações dentro do tema desta dissertação. A pesquisa abrangeu todos os anos até estudos de 2016, com todos os tipos de documentos disponíveis pelas bases de dados, tanto artigos, como publicações em congressos e também livros. As palavras-chave abrangeram a procura nos campos: título, resumo e palavras-chave.

Já na base de dados *Web of Science*, foi feita a mesma combinação de palavras-chave, cada uma das palavras referentes a ACV: *Life cycle assessment*, *LCA*, *Life cycle impact assessment*, *Life cycle analysis* e *LCIA*, foram escritas individualmente conectadas por (AND) com termos referentes aos tipos de plástico e suas respectivas siglas *Polyethylene* (PE, LLDPE, LDPE, HDPE e MDPE), *Polypropylene* (PP), *Polystyrene* (PS), *Polyvinyl chloride* (PVC), *Polyamide* (PA, *Nylon*), *Polyethylene Terephthalate* (PET) e *Polyester* (PET) também inserindo de forma individual o nome do plástico e depois outra busca com a sigla. Foi incluso na pesquisa “*end-of-life*” com a ligação (AND).

Os artigos foram salvos no *Software Mendeley*, que auxiliou a exclusão de duplicatas, bem como foi realizada uma leitura de títulos e resumos para garantir apenas aqueles artigos devidamente relacionados com o tema e que continham as informações necessárias.

3.1.2 Análise dos dados encontrados

Para análise primária dos artigos, os dados extraídos foram organizados em forma de tabela constando: ano, autor, setor envolvido, sistema de produto, tipo de plástico, cenários de fim-de-vida, categorias de impacto em nível de *midpoint* e *endpoint*, bem como o método de caracterização utilizado. Logo após, foi possível fazer uma compilação do conteúdo e retirar informações para compor uma segunda tabela (Tabela 6) de análise quantitativa com compilação dos dados baseado em Zanghelini e colegas (2016).

Na Tabela 6 relacionaram-se os cenários de fim-de-vida detectados, as categorias de impacto em nível de *midpoint* e *endpoint* e os métodos de AICV, conforme frequência com que aparecem nos *papers*. Estas informações ajudaram na caracterização e entendimento da atual modelagem de fim-de-vida dos plásticos e contabilização dos

impactos nos diferentes cenários, a fim de embasar a continuidade do estudo.

3.2 DEFINIÇÃO DO CENÁRIO DE GERAÇÃO E GESTÃO DE RESÍDUOS PLÁSTICOS

A procura por dados de geração e gestão de resíduos sólidos teve a função de esclarecer o panorama geral do setor de plásticos nacional e globalmente. Bem como, conhecer os principais países produtores, os maiores mercados consumidores e geradores de resíduos, e identificar a eficiência/falta de eficiência no gerenciamento após o consumo dos produtos. Informações da grandeza quantitativa do cenário com descarte incorreto do plástico auxiliou a reforçar a importância de contabilizar os impactos deste na ACV. O método de pesquisa utilizado para obter as referências foi o *snowball*, devido ao alto volume de estudos que vêm sendo publicados sobre o tema e a necessidade de compreensão do quadro geral do assunto.

Os valores das estimativas quantitativas foram comparados entre si, com a finalidade de avaliar o grau de confiabilidade dos dados obtidos e posteriormente utilizá-los para quantificar o fluxo dos plásticos que são absorvidos pelo sistema de gestão e aqueles sem gerenciamento, com probabilidade de chegar aos oceanos. Com estas informações foi possível sugerir valores para inclusão do cenário de plástico no oceano em nível de inventário e avaliação de impacto nos estudos de ACV.

3.2.1 Produção e consumo de plásticos

As publicações das principais entidades governamentais, instituições de pesquisa, e associações de empresas produtoras revelaram o histórico de produção de plástico, com os principais países produtores, quantidade de produtos consumidos e os setores que mais consomem. Os resultados desta etapa foram expostos na Revisão bibliográfica deste trabalho e na contribuição para a construção do fluxo da Figura 16.

3.2.2 Gestão de resíduos pós-consumo

Já sobre a geração de resíduos plásticos e a sua gestão, os dados globais dos principais centros urbanos foram obtidos pela Revisão do Banco Mundial (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012) e Scheinberg

(2011). Informações sobre a geração de resíduos no mercado Europeu foram divulgadas pela Plastics Europe (2016) e nacionalmente as instituições brasileiras utilizadas para obter os números foram ABIPLAST (2015), ABRELPE (2015), CEMPRE (2015) e (SNIS, 2016). Os resultados desta busca foram apresentados nas Tabela 7 e Tabela 8, com dados de geração e gestão de resíduos sólidos nacionais e internacionais.

3.2.3 Estimativa de resíduos plásticos no oceano

Para conhecimento sobre o quantitativo de resíduo plástico que vai para o oceano foram utilizados artigos de estimativas recentes, encontrados também pelo método *snowball* (CÓZAR et al., 2014a; ERIKSEN et al., 2014; JAMBECK et al., 2015b; VAN SEBILLE et al., 2015). Os resultados foram compilados em forma de tabela (Tabela 9) com o intuito de comparar as informações e avaliar a influência da metodologia de coleta de fonte de dados utilizada pelos autores. Os valores também contribuíram com a Figura 16.

3.2.4 Definição de valores de plásticos sem gestão para utilização em ACV

Com as informações da Tabela 8 foi permitido analisar a confiabilidade dos números principalmente pelo método de coleta, e ao mesmo tempo definir os valores mais aceitáveis para sugerir a quantidade de plásticos que chega ao oceano anualmente em nível de inventário, Tabela 10.

3.3 COLETA DE DADOS DOS IMPACTOS AMBIENTAIS POTENCIAIS DOS PLÁSTICOS NOS OCEANOS

Após constatações anteriores, pelo objetivo específico “a” e objetivo específico “b”, da evidência de uma grande quantidade de plástico pós-consumo não contabilizados pela ACV, que chegam aos oceanos, o próximo passo foi buscar os potenciais impactos relacionados a esta situação. Os plásticos marinhos podem afetar diversos setores: ambiental, social, econômico, setor de turismo, danos e risco a embarcações, poluição visual, e até mesmo danos à saúde pública. Entretanto, os impactos selecionados para este estudo foram apenas aqueles que podem ser inseridos na ACV ambiental, considerando que o trabalho se dá exclusivamente nesta área.

Para identificar os potenciais impactos, foi realizada uma nova revisão sistemática com um processo de leitura abrangente e imparcial, que localiza, avalia e sintetiza o conjunto de evidências dos estudos científicos a fim de obter uma visão geral e confiável sobre os efeitos do resíduo plástico no oceano. Esta revisão teve como base o método proposto por Kitchenham (2004), dividido em três fases principais: Planejamento, Condução e Reporte dos resultados.

3.3.1 Planejamento da Revisão Sistemática

O problema a ser encontrado nesta revisão foi o primeiro passo a ser especificado de forma clara e sem ambiguidades. O objetivo desta etapa é responder a seguinte questão: Quais os potenciais **impactos ambientais** causados pelos resíduos **plásticos** no **oceano**?

3.3.2 Condução da Revisão Sistemática

As palavras-chave relacionadas ao tema foram identificadas em estudos prévios (GESAMP, 2015; GRIGORAKIS; MASON; DROUILLARD, 2017; JAMBECK et al., 2015; LAW; THOMPSON, 2014; LI; TSE; FOK, 2016; SEBILLE et al., 2015; UNEP, 2009, 2016; VAN SEBILLE et al., 2015) e também com base nos termos principais da questão formulada no item 3.3.1. Por fim, os termos de busca abrangem: *Impact*, *Plastic* e *Ocean*. A busca foi realizada nos campos: Artigos, Revisão, Artigos de Conferência, nas línguas Inglês e Português nas bases de dados indexadas *Scopus* e *Web of Science*.

3.3.3 Seleção dos estudos

A seleção dos estudos ocorreu a partir da leitura do título e resumo, permanecendo aqueles em que o conteúdo é condizente com o questionamento proposto no item 3.3.1 e eliminando-se repetições. Os artigos de revisão contribuíram como a principal fonte de informação, por apresentarem os impactos potenciais mais recorrentes e relevantes, e que serviram de base para este estudo.

3.3.4 Extração dos dados

A extração dos dados foi realizada com a coleta de itens como o tipo de impacto e o que levou o animal a óbito. Os impactos potenciais

encontrados, juntamente com seus mecanismos ambientais, os danos e fonte do artigo foram listados no Apêndice B.

3.3.5 Reporte de resultados dos impactos potenciais encontrados

O levantamento dos impactos ambientais serviu de base para a continuidade do estudo e desenvolvimento da próxima etapa- objetivo específico “d”. Com avaliação das possibilidades de quantificar os impactos nos modelos de caracterização dos métodos de AICV.

3.4 CONTABILIZAÇÃO DA CARGA AMBIENTAL EM AICV

Para esta fase do trabalho, foi escolhido um método de AICV objetivando a análise dos modelos de caracterização deste e verificação de viabilidade de inclusão dos potenciais impactos ambientais selecionados em alguma das categorias já instituídas ou apontar necessidade de futuras pesquisas que desenvolvam nova(s) categoria(s) com modelos de caracterização específicos. Os principais métodos de AICV estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Métodos de AICV

Método	Origem
CML2002	CML – Holanda
Eco-indicator 99	Pré – Holanda
Ecological Scarcity	E2 + ESU-services – Suíça
EDIP97 – EDIP2003	DTU – Dinamarca
EPS 2000	IVL – Suécia
Impact 2002+	EPFL – Suíça
LIME	AIST – Japão
LUCAS	CIRAIG – Canadá
MEEuP	VhK – Holanda
ReCiPe	RUN + PRÉ + CML + RIVM – Holanda
TRACI	US EPA – Estados Unidos
US	EPA – Estados Unidos
IMPACT World+	CIRAIG, da Politécnica de Montreal (Canadá), Universidade de Michigan (Estados Unidos), Universidade de Ann Arbor (Estados Unidos), Quantis (Suíça), Universidade Técnica da Dinamarca – DTU (Dinamarca), Escola Politécnica de Lausanne – EPFL (Suíça) e Cycleco (França)

Fonte: Crespo Mendes, Bueno e Ometto (2013).

Dentre estes métodos foi escolhido, o ReCiPe, por este ter bastante popularidade na ACV e ser desenvolvido a partir do Eco-indicator 99 e CML 2002 que integra e harmoniza as abordagens em uma estrutura bastante consistente e atualizada quando comparados aos outros métodos (MENDES; BUENO; OMETTO, 2013). As categorias de impacto a serem estudadas estão entre as que formam o ReCiPe, a nível médio e de dano final, apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Visão geral da conexão entre as categorias de pontos médios e finais.

Categoria Midpoint	Categoria Endpoint		
	Saúde Humana	Diversidade ecossistêmica	Recursos
Mudança climática	+	+	
Depleção do ozônio	+	-	
Acidificação terrestre		+	
Eutrofização de água doce		+	
Eutrofização marinha		-	
Toxicidade humana	+		
Formação oxidação fotoquímica	+	-	
Formação de particulado	+		
Ecotoxicidade terrestre		+	
Ecotoxicidade água doce		+	
Ecotoxicidade marinha		+	
Radiação ionizante	+		
Ocupação terra agriculturável		+	-
Ocupação terra urbanizável		+	-
Transformação do solo natural		+	-
Depleção aquática			-
Depleção recurso mineral			+
Depleção combustível fóssil			+

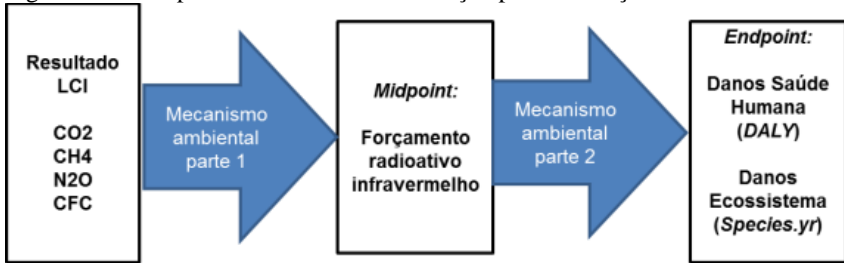
Fonte: Goedkoop e Huijbregts (2013).

As conexões de interferência entre as categorias de *midpoint* no nível *endpoint* foram utilizadas como o primeiro critério na seleção das categorias para análise. Levando em consideração que os impactos do plástico no meio ambiente afetam a biodiversidade e saúde pública, as categorias relacionadas ao *Endpoint* Diversidade Ecossistêmica e Saúde Humana seguiram para exame dos modelos de caracterização. O segundo critério de seleção de categoria foi a existência de uma relação direta entre as categorias de impacto e os impactos potenciais.

A partir da definição das categorias a serem examinadas, os seus respectivos modelos, exemplificados na Figura 15 foram estudados

com o intuito de saber se estes possuem relação com os potenciais impactos dos resíduos plásticos marinhos.

Figura 15- Exemplo de modelo de caracterização para mudança climática.



Fonte: Goedkoop; Huijbregts, 2013.

Neste sentido, a cadeia de causa-efeito serviu de base para entender se poderão ser contabilizados os impactos nos modelos e mecanismos ambientais já existentes ou se os impactos devem ser estruturados em novos modelos de caracterização e categorias de impacto.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 FINS-DE-VIDA DE PLÁSTICOS EM ESTUDOS DE ACV

Na busca pelos estudos para análise de fim-de-vida do plástico nos estudos de ACV foi encontrado o total de 119 artigos no *Scopus* e 210 na base de dados *Web of Science*. Eliminando-se as repetições e aqueles que não se encaixavam nos pré-requisitos de interesse da busca, restou 40 *papers* para serem lidos e analisados. Com a realização desta etapa foi gerada a tabela do Apêndice A, com informações detalhadas extraídas dos artigos e a Tabela 6 que evidencia os dados dos cenários utilizados pelos estudos, bem como categorias em nível *Midpoint* e *Endpoint* mais utilizadas pelos autores.

Tabela 6 – Caracterização mais utilizada de fim-de-vida nos estudos analisados.

Cenários	Midpoint	Endpoint
Aterro	Uso e ocupação do solo	Saúde humana
Incineração	Potencial de acidificação	Recursos
Reciclagem	Potencial de eutrofização	Diversidade
	Mudança climática	ecossistêmica
	Depleção de recurso fóssil	
	Potencial de aquecimento global	

Com a avaliação dos dados coletados percebeu-se que os cenários de fim-de-vida que constavam nos estudos de ACV de plásticos foram quase 100%: Aterro (A), Incineração (I) e Reciclagem (R), situação relatada também por Allesch e Brunner (2014). Exceto 1 (um) estudo realizado por Biona et al. (2016) nas Filipinas, que considerou que 5% dos resíduos plásticos foram para rede de tratamento de esgoto, mas sem detalhar como é feita a contabilização dos impactos.

Isto se dá também pelo fato de que na seleção por modelagem com sistemas de gestão, estes tipos de disposição final estão munidos de conjuntos de dados em bases que representam os aspectos ambientais de tais cenários, permitindo a avaliação de impactos por modelos e fatores de caracterização. Ao contrário de quando os plásticos têm seus fins-de-vida no oceano, por exemplo, onde não há suporte para este tipo de modelagem dentro dos *softwares*, bem como, não existem modelos de caracterização para contabilizar estes impactos sobre a vida marinha (HAES et al., 2002).

Esta constatação de limitação na definição dos cenários de fim-de-vida torna os resultados obtidos pelos estudos de ACV frágeis

quando avaliados este sistemas de produto, pois deixa de retratar os impactos causados pelos resíduos com destinação incorreta.

4.2 CENÁRIO DA GESTÃO NACIONAL E GLOBAL DE RESÍDUOS PLÁSTICOS

A coleta de dados nacional sobre produção de plásticos, consumo aparente e geração e gestão de resíduos sólidos urbanos resultou na Tabela 7. A demonstração do panorama dos resíduos plásticos da tabela teve como base que o plástico representa 13,5% do total de RSU gerados anualmente no país (CEMPRE, 2015).

Tabela 7 - Panorama do plástico no Brasil.

Dados Brasil 2015					
Produtos Plásticos	RSU (%)	RSU (milhões t/ano)	Plástico (milhões t/ano)	Ano	Fonte
Produção			5,8	2016	ABIPLAST (2017)
Resíduos Coletados	100	58,9	7,95	2016	
Aterro sanitário	59	34,8	4,7	2016	
Aterro controlado	9,6	5,7	0,8	2016	SNIS (2016)
Lixão	10,3	6,1	0,8	2016	
Triagem/compostagem	3,4	2	0,27		
Resíduos sem informação	17,7	10,4	1,4	2016	

Através da Tabela 7 - Panorama do plástico no Brasil, percebe-se que a produção de plástico em 2016 foi de 5,8 milhões de toneladas, ou seja, menor que o valor de resíduo plástico coletado de 7,95 milhões de toneladas. Isto se deve ao fato de após a produção os materiais plásticos levarem algum tempo para serem comercializados, consumidos e descartados. Além disso, nem todo produto produzido se torna resíduo no mesmo período, apesar dos descartáveis os plásticos também compõem produtos de bens duráveis de longa fase de uso e que levam anos para serem descartados. Ademais, o comércio de plásticos é de abrangência global, por isso um produto produzido em um dado país pode se tornar resíduo em outras partes do mundo.

Ainda de acordo com a Tabela 7, somando os plásticos sem informação e os de destinação imprópria (aterro controlado e lixão), tem-se um total de 3,0 milhões de toneladas por ano, 37,7% dos resíduos plásticos gerados no Brasil sem gestão correta na disposição final no ano de 2016.

Outras estimativas em nível global de geração e gestão de RSU foram compiladas para comparação dos valores na Tabela 8. As porcentagens representam a destinação inadequada dentro dos locais apresentados pelos estudos.

Tabela 8 - Estimativa de geração de resíduo plástico.

Local	Resíduo plástico (milhões de toneladas)	Destino inadequado	Ano	Fonte
192 países	275,0	12%	2010	Jambeck et al. (2015)
Principais centros urbanos	130,0	25%	2012	Hoornweg; Bhadattata (2012)
Europa	25,7	-	2016	Plastics Europe (2016)
20 cidades	4,0	33%	2010	Scheinberg (2011)

Comparando os valores encontrados na Tabela 8, a geração de resíduos plásticos em 2010 de 275 milhões de toneladas, fornecido por Jambeck et al. (2015a), é o mais elevado. Isto se deve a completude deste estudo por considerar 192 países costeiros, o que significa 93% da população mundial incluindo a China, maior país consumidor de plásticos e, portanto definido como referência para as próximas etapas desta pesquisa. Esta fonte também é a única que usa dados do Banco Mundial e que leva em consideração a situação econômica dos países conforme método de amostragem exposto na Revisão Bibliográfica deste trabalho. Embora os dados da Tabela 8 sejam de valores, locais e métodos de amostragem diferentes, percebe-se que existe uma coerência de grandeza os quando os mesmos são confrontados, o que aumenta o grau de confiabilidade nos resultados.

Estas informações esclarecem a realidade do cenário, de plástico sem gerenciamento, objeto de estudo desta pesquisa. De modo geral dados do banco mundial (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012) expõem que países desenvolvidos têm até 98% dos seus resíduos gerenciados corretamente, enquanto que países em desenvolvimento chegam a contabilizar mais da metade dos resíduos com gestão inadequada. Quanto ao caminho destes materiais ao longo dos anos, estima-se que todos os plásticos utilizados pela sociedade e descartados de maneira imprópria provavelmente chegarão ao meio marinho ao longo do tempo (HORTON et al., 2017a).

4.2.1 Estimativas de quantidade de plásticos nos oceanos

Em virtude da divergência de eficiência de gestão entre os países, os valores em escala local de carga de macroplásticos e microplásticos que estão nos oceanos não podem ser extrapolados para uma escala global. Por assim, a quantificação de resíduos que chegam ao mar não é precisa, mas o que se tem certeza é sobre seu caráter acumulativo.

Na literatura foram encontrados estudos com estimativas de quantidade de materiais plásticos nos oceanos, provenientes de expedições científicas oceanográficas, bem como cálculos utilizando métodos estatísticos, Tabela 9.

Tabela 9 - Estimativas de plásticos no oceano.

Fonte	Forma de plástico	Quantidade	Localização
Cózar et al. (2014)		7 a 35 mil toneladas	Superfície
Van Sebille et al. (2015)	macroplástico	93 a 236 mil toneladas	Superfície
Eriksen et al. (2014)	microplástico	269 mil toneladas	Superfície
Jambeck et al. (2015)		4.8 a 12,7 milhões de toneladas	Todo oceano

Todos os valores exibidos na Tabela 9 são referentes a macroplástico e microplástico presentes no oceano. Quando comparados, estes apresentam grande variação na ordem de grandeza, principalmente quando comparados os três primeiros, expressos em mil toneladas, em relação ao último valor em milhões de toneladas. Esta diferença se dá pela metodologia de obtenção de dados, visto que as publicações de Cózar et al. (2014), Eriksen et al. (2014) e Van sebille et al. (2015) abrangem nos Oceanos Pacífico, Atlântico e Índico, apenas os plásticos flutuantes da superfície aquática, com classe e tamanho determinados pelo equipamento de coleta de amostras rebocado em superfície. Por consequência, este método acarreta na falta de informação sobre plásticos que submergem na água, além de representar resíduos plásticos flutuantes acumulados em um período de tempo indeterminado, o que torna as estimativas limitadas.

O número advindo de Jambeck et al. (2015) revelou um valor maior de plásticos marinhos por considerar uma vazão média global de

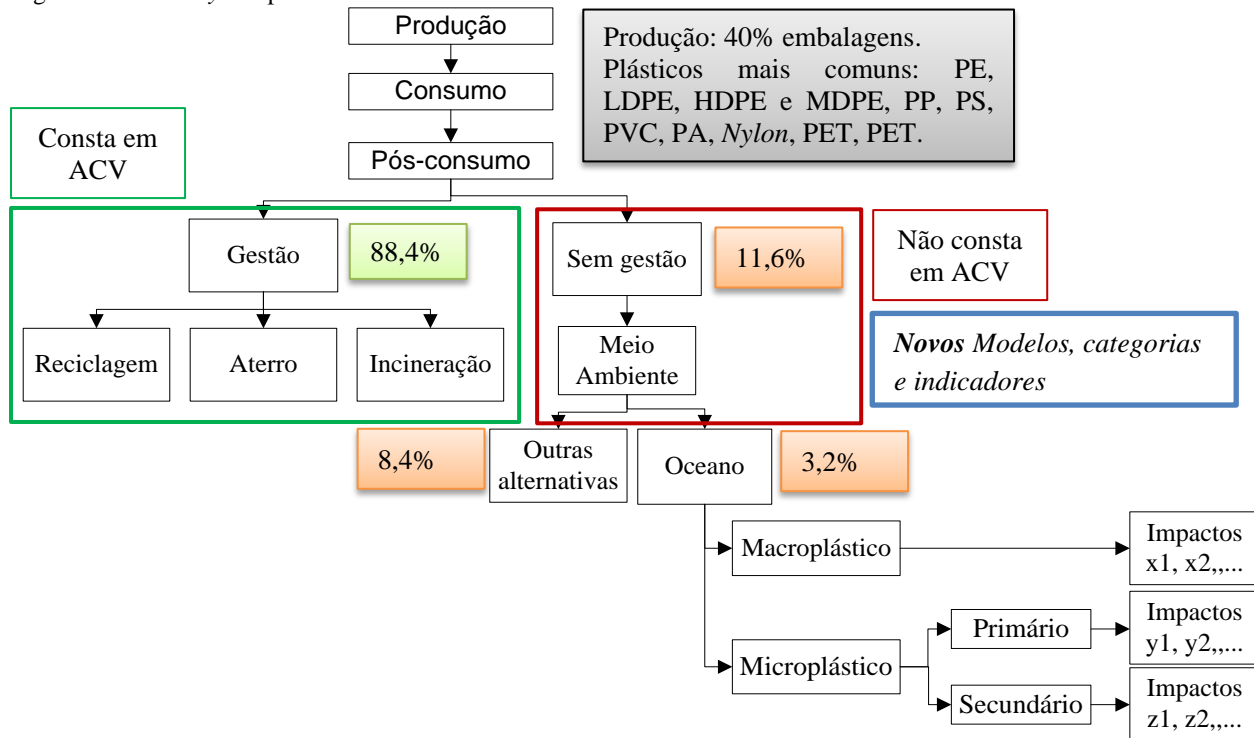
entrada anual, tendo como base de cálculo dados disponibilizados pelo Banco Mundial (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012). Neste estudo foi dada importância à massa de resíduos plásticos gerada em 192 países no ano de 2010 e à capacidade de gestão classificada pelo fator econômico de cada país. Diante disso os valores de entrada de material em todas as camadas oceânicas puderam ser obtidos, incluindo plásticos flutuantes, os que afundam e os que permanecem em outras zonas marinhas, sem limitação de tamanho de partícula, como nos outros estudos. Isto contribuiu para esta ser a melhor estimativa de quantitativo de plásticos marinhos existente na literatura até então (HORTON et al., 2017a) e, deste modo definida como referência padrão para as próximas etapas desta pesquisa.

É importante ressaltar que mesmo na fração de resíduos bem gerenciados, existe possibilidade de estes materiais irem para o meio ambiente durante seu processamento por meio de perdas. Principalmente pela facilidade do material em ser transportado por fenômenos da natureza, como tempestades, vento, chuva, marés, fluxo de rios ou através de erro mecânico e/ou erro humano (WAGNER et al., 2014). Deste modo, a quantidade de resíduo sem gestão pode ser maior do que os valores estabelecidos.

4.2.2 Fluxo de resíduos plásticos nos oceanos

Com as informações obtidas na literatura, foi possível mapear o fluxo dos plásticos com seus respectivos quantitativos e nas diversas etapas do ciclo de vida dos produtos, desde produção até descarte em fim-de-vida, Figura 16.

Figura 16 - *Pathway* dos plásticos de acordo com dados da literatura.



Fonte: Goedkoop e Huijbregts (2013); Haes et al. (2002), Jambeck et al. (2015b), Plastics Europe, 2016).

De acordo com o fluxo destaca-se nos tópicos Produção e Consumo que o setor de embalagens, geralmente constituído por produtos de curto período de uso, alto volume de consumo e descarte pela sociedade, detém 40% da produção global (PLASTICSEUROPE, 2016). Quanto aos tipos de plásticos mais comuns são: Polietileno (PE), Polipropileno (PP), Poliestireno (PS), Poli (cloreto de vinila) (PVC), Poliamida (PA, *Nylon*), Poli (tereftalato de etileno) (PET) e Poliéster (PET). Portanto, estes materiais provavelmente serão os mais propensos a serem encontrados abandonados no meio ambiente, caso descartados em locais impróprios. Utilizando os números publicados por Jambeck et al. (2015a) tem-se um panorama de destinação final para os resíduos em uma média global. Do total de resíduos plásticos gerados anualmente, 88,4% são encaminhados para sistemas de gestão e 11,6% têm destinação inadequada. Destes, 8,4% permanecem no meio ambiente, vulneráveis as ações do tempo e com chances de chegarem ao mar e, 3,2% chegarão diretamente para o oceano.

Relacionando os cenários da Figura 16 com a metodologia de ACV, foi inserida a linha verde para representar os destinos finais possíveis de serem modelados. Já a linha vermelha, demonstra o quantitativo não contabilizado pelos modelos de caracterização, objeto de estudo desta pesquisa. Para simular a estimativa dos resíduos plásticos no oceano em nível de ICV, foram exibidos na Tabela 10, valores baseados em Jambeck et al. (2015) para o ano de 2010. Considerando que ao longo dos anos todos os plásticos descartados de maneira imprópria chegarão ao meio marinho, estipularam-se números de entrada primária (3,2% - 8,75 milhões de toneladas) e secundária (8,4% - 23,10 milhões de toneladas) de resíduos para os oceanos. A entrada secundária foi determinada com uma variação de 2/3 (66,67%) e 1/3 (33,33%) da porcentagem de 8,4, e o total é a soma da massa das duas entradas, com seus respectivos cenário simulados.

Tabela 10- Quantitativo anual de entrada de plásticos nos oceanos, assumindo três diferentes taxas.

Unidade	Resíduo secundário		
	100%	66,7%	33,3%
Entrada secundária (milhões de toneladas)	23,10	15,40	7,7
Total (milhões toneladas): primário + secundário	31,9	24,15	16,45

De acordo com a Tabela 10, no ano de 2010, do total 31,9 milhões de toneladas (11,6%) de resíduos plásticos mal gerenciados, o

mínimo em uma média global de entrada para o oceano é de 8,75 milhões de toneladas e o máximo é a média de 31,9 milhões de toneladas como carga secundária.

Com estes valores de cenário pode-se supor, em nível de inventário, que para cada 1.000 quilogramas de resíduos plásticos gerados, 884 kg seguem para um sistema de gestão, enquanto que a quantia de 32 kg chega ao mar, restando 84 kg sem gestão com destino desconhecido ou alcançando o mar ao longo dos anos.

4.3 IMPACTOS POTENCIAIS DE RESÍDUOS PLÁSTICOS NO OCEANO

Este item apresenta os resultados ligados ao objetivo Específico “c” deste trabalho, no qual a busca por artigos por impactos de plásticos marinhos resultou no total de 309 unidades no *Scopus*, e 100 na *Web of Science*. Destes, foram selecionados para leitura os 50 artigos mais recentes sobre o tema, em sua maioria artigos de revisão. Com a análise percebeu-se que existe uma alta recorrência dos mesmos impactos relatados pelos diversos estudos. Entendendo-se assim estes são os mais bem estabelecidos e estudados pela comunidade científica até o presente momento e por este motivo foram os impactos escolhidos para dar continuidade a esta pesquisa.

Os impactos encontrados foram de Ingestão e Emaranhamento, Contaminação química, Formação de biofilme e Acúmulo de plástico no oceano. Detalhes sobre os mesmo foram descritos nos itens abaixo, bem como seus mecanismos de atuação sobre o ecossistema marítimo e possíveis danos, foram compilados e estão expostos no Apêndice B.

4.3.1 Ingestão e emaranhamento

As ocorrências de ingestão e emaranhamento são relatadas como os principais impactos que comprometem a saúde da biodiversidade marinha. Existem evidências que o lixo marinho em geral já afeta mais de 600 espécies, desde microrganismos, até mamíferos de grande porte, e mais de 80% destes impactos estão associados ao plástico (DIAS; LOVEJOY, 2012). A previsão é de que até o ano de 2050 o plástico seja encontrado no trato digestivo de 99% das espécies de aves marinha e em 95% dos indivíduos destas espécies (WILCOX et al., 2015).

O número exato de indivíduos levados a óbito em incidentes relacionados a detritos em um determinado período de tempo é difícil de

ser obtido, a Ocean Conservancy (2017) revela que este número está acima dos 100 mil indivíduos ao ano. Esta dificuldade está atrelada a imensidão do oceano, a incerteza da real causa da morte de animais capturados (ATTADEMO et al. 2015) e ainda a fontes de dados incompletas, pois tem-se apenas informações sobre os organismos que são encontrados, com probabilidade de muitos outros organismos impactados pelos plásticos não serem encontrados e portanto deixarem de ser contabilizados (OCEAN CONSERVANCY, 2017) .

Um estudo de revisão que relata o conflito entre organismos e resíduo marinho, realizado por Gall e Thompson (2015), constatou que 44.006 indivíduos de 395 espécies sofreram com emaranhamento e ingestão de detritos, sendo 92% das ocorrências advindas de materiais plásticos. Segundo Derraik (2002) a população de focas em 1976 decaiu a uma taxa de 4 a 6% por ano, com estimativa científica de que 40.000 focas morreram por emaranhamento com materiais plásticos. As focas e os lões marinhos foram listados como os *pinnípedes* mais afetados, tornando-se enredados, enrolados, presos ou capturados em detritos marinhos. Quando animais de médio porte se tornam enredados, a “armadilha” pode envolver anel de alça de embalagens, redes de pesca e linhas de monofilamento, que geralmente formam um colar ao redor do pescoço do animal. (BUTTERWORTH, 2016).

Inúmeros outros animais marinhos foram mortos ou prejudicados, por ficarem presos acidentalmente por artefatos de pesca descartados ou perdidos que continuam a capturar indivíduos mesmo quando não estão mais em uso e foram abandonados no mar. Esse fenômeno é conhecido como “pesca fantasma” e pode resultar na captura de grandes quantidades de organismos marinhos (ALLSOPP et al., 2006). Segundo Butterworth (2016) dois terços dos materiais encontrados emaranhados foram derivados do setor de pesca. Aves marinhas, tartarugas, baleias, golfinhos, peixes, caranguejos, crocodilos, entre outras espécies são presas, mortas e mutiladas através do emaranhamento por estes plásticos que flutuam livres pelo oceano (PAWAR; MUMBAI, 2016).

Além do emaranhamento, a ingestão é outro impacto significativo relacionado aos plásticos, com a densidade sendo um fator determinante sobre o destino dos materiais e a biodisponibilidade dos mesmos na coluna d’água. Os tipos de plásticos ingeridos por organismos podem variar: plásticos de baixa densidade tendem a boiar e permanecerem na superfície onde organismos que praticam a alimentação por filtração, como no caso das baleias se “alimentam”

destes. Por outro lado plásticos com alta densidade tendem a afundar e estarem disponíveis para ingestão por organismos que habitam próximo ou no fundo do mar, como a biota bentônica (DA COSTA et al., 2016).

Mamíferos marinhos, tartarugas e muitos outros organismos são conhecidos por ingerirem grandes itens de plástico, incluindo sacolas e garrafas. Pequenos fragmentos estão mais propensos a serem ingeridos por aves, peixes e invertebrados (BARNES et al., 2009). Uma grande preocupação é relacionada a ingestão de microplásticos por zooplâncton, com a falta de nutrientes e ao mesmo tempo sensação de saciedade e impossibilidade de alimentar-se, estes seres podem desaparecer aos poucos e com isso comprometer a alimentação de peixes, já que os planctons são a base da cadeia alimentar no oceano. A ingestão de plásticos no lugar de alimentos ricos em nutrientes pode vir a comprometer a saúde da biota e a saúde do oceano como um todo (FRYDKJÆR; IVERSEN; ROSLEV, 2017).

A ingestão e o emaranhamento por fragmentos plásticos prejudicam a qualidade de vida das vítimas, causando danos que comprometem ações básicas como a capacidade de alimentação, fluabilidade, fuga de predadores, além de danos físicos que podem levá-los a morte, gerando uma grande perda da biodiversidade marinha (DERRAIK, 2002; GALL; THOMPSON, 2015; LI; TSE; FOK, 2016; WILCOX et al., 2015).

4.3.2 Contaminação química

Fragmentos de plástico que permanecem nas águas superficiais podem atuar como um compartimento artificial flutuante de contaminantes com potencial de provocar impactos químicos sobre o ambiente e a biodiversidade (WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013). Estes contaminantes podem ter origem de duas fontes, a primeira provém de uma ampla gama de aditivos utilizados na fabricação do material com a finalidade de conferir propriedades físicas específicas, tais como elasticidade, rigidez, estabilidade UV e resistência à chama. Para isso são adicionados nanopartículas, monômeros, oligômeros, bisfenol-A, plastificantes de ftalatos, retardadores de chama, antimicrobianos, fragrâncias, e metais, com possibilidade de estes serem ingeridos pela fauna e lixiviados no meio ambiente à medida que os plásticos se degradam em partículas menores (DA COSTA et al., 2016; HORTON et al., 2017b).

Além destes compostos já inseridos no material, os plásticos retêm em sua área superficial, substâncias químicas tóxicas, liberadas ao

longo de décadas pela indústria e agricultura, que ficam disponíveis na água (UNEP, 2016). Poluentes comuns são: Poluentes Orgânicos Persistentes (POP), Bifenilos Policlorado (PCBs), Difenil Éteres Polibromados (PBDE), Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAHs), Nonilfenol e Dicloro Difenil Tricloroetano (DDTs), Pesticida Organoclorado, Hexaclorobenzeno (HCB) e Chlordanes (AVIO; GORBI; REGOLI, 2016; GALL; THOMPSON, 2015; HERZKE et al., 2016). Estes são exemplos de materiais tóxicos persistentes no meio ambiente, bioacumulativos e hidrofóbicos com potencial de transporte de longo alcance (LI; TSE; FOK, 2016).

As partículas de microplásticos contaminadas e susceptíveis a ingestão por organismos transferem estes poluentes a uma variedade de espécies marinhas e promovem bioacumulação (HERZKE et al., 2016; LAW; THOMPSON, 2014). Embora ainda haja incerteza sobre a complexidade na cinética e na termodinâmica de interação, os detritos plásticos parecem atuar como um vetor que transfere contaminantes da água para a base da cadeia alimentar, o que acaba por ser preocupante para a saúde humana, pois a concentração pode aumentar à medida que a bioacumulação ocorre (ENGLER, 2012). A exposição a estes químicos pode contribuir com alguns tipos de câncer, distúrbios hormonais, anomalias na reprodução e até mesmo infertilidade de espécies (DERRAIK, 2002; GALL; THOMPSON, 2015; LAW; THOMPSON, 2014; LI; TSE; FOK, 2016).

4.3.3 Formação de biofilmes

Um risco significativamente menos estudado para partículas de macroplásticos é o de fornecer uma nova rota para espécies invasoras, denominada em inglês por *biofouling* (DA COSTA et al., 2016). Os plásticos que flutuam no mar atuam como novos substratos permitindo que a fauna de vários organismos incrustantes, como bactérias, diatomáceas, algas, percevejos, hidróides e tunicados se agreguem nos materiais e sejam introduzidos como fauna indesejada e agressiva em lugares como ecossistemas costeiros e litorâneos (DERRAIK, 2002). Durante milhões de anos, a matéria flutuante viaja livremente percorrendo e sendo dispersa nos oceanos por longas distâncias (DA COSTA et al., 2016; GALL; THOMPSON, 2015).

O *Biofouling* pode alterar as taxas de flutuabilidade e afundamento dos plásticos, conduzindo-os a grandes profundezas, protegendo-os da degradação por luz UV e, viabilizando o consumo

destes por organismos bentônicos (LIN, 2016). Adicionalmente, um organismo marinho anexo a detritos pode viajar centenas de quilômetros e parar em um litoral onde não é nativo. As espécies invasivas podem ter um impacto devastador na pesca e nos ecossistemas locais. De acordo com algumas estimativas, a diversidade global das espécies marinhas pode diminuir em até 58% em todo o mundo, entretanto estes efeitos são muito difíceis de serem quantificados (DERRAIK, 2002).

De acordo com Gall e Thompson (2015) os materiais que compõem os detritos de arraste de espécies são: itens intactos e embalagens (40%) seguidos de fragmentos (36%), cordas e redes (17%), outros materiais de pesca (1,5%) e microplásticos (1,5%). Com este deslocamento, as espécies exóticas podem tornar-se invasoras e competirem com espécies marinhas nativas, o que resulta em perda de biodiversidade, impactando na ecologia marinha local, segurança alimentar e saúde humana (AVIO; GORBI; REGOLI, 2016; JAHNKE et al., 2017; OBERBECKMANN; OSBORN; DUHAIME, 2016).

4.3.4 Ocupação de espaço por acúmulo de plásticos no oceano

Detritos plásticos, principalmente microplásticos, estão presentes globalmente na superfície do oceano, acumulando-se de forma mais assídua nas zonas de convergência em cada um dos cinco giros subtropicais (Pacífico Norte, Atlântico Norte, Pacífico Sul, Atlântico Sul, Oceano Índico) (ERIKSEN et al., 2014). Conforme mostrado no item 2.2.3, os plásticos ficam dispostos no oceano dependendo de características como tamanho e densidade, os detritos marinhos podem ser encontrados em diferentes níveis da coluna d'água: flutuando, submersos, ou encalhados na costa (LI; TSE; FOK, 2016).

A abundância de detritos plásticos no oceano depende da localidade, com valores variando de 0 a 7.290 itens por hectare e um extremo encontrado de 10.110 itens/ha (BARNES et al., 2009). Outras estimativas de quantidade de plásticos nos oceanos foram descritas no item 4.2.1 deste trabalho. Os microplásticos flutuantes que estão próximos à superfície do oceano, encontram-se potencialmente disponíveis para ingestão por uma grande variedade de alimentadores de superfície, incluindo espécies de vertebrados em extinção e zooplâncton (KOOI et al., 2016).

Os fragmentos da superfície podem se depositar no interior do oceano ao longo dos anos. Em geral, os detritos submersos no fundo tendem a ficarem presos em áreas de baixa circulação, alta acumulação de sedimentos, com redução nos níveis de incidência luminosa e níveis

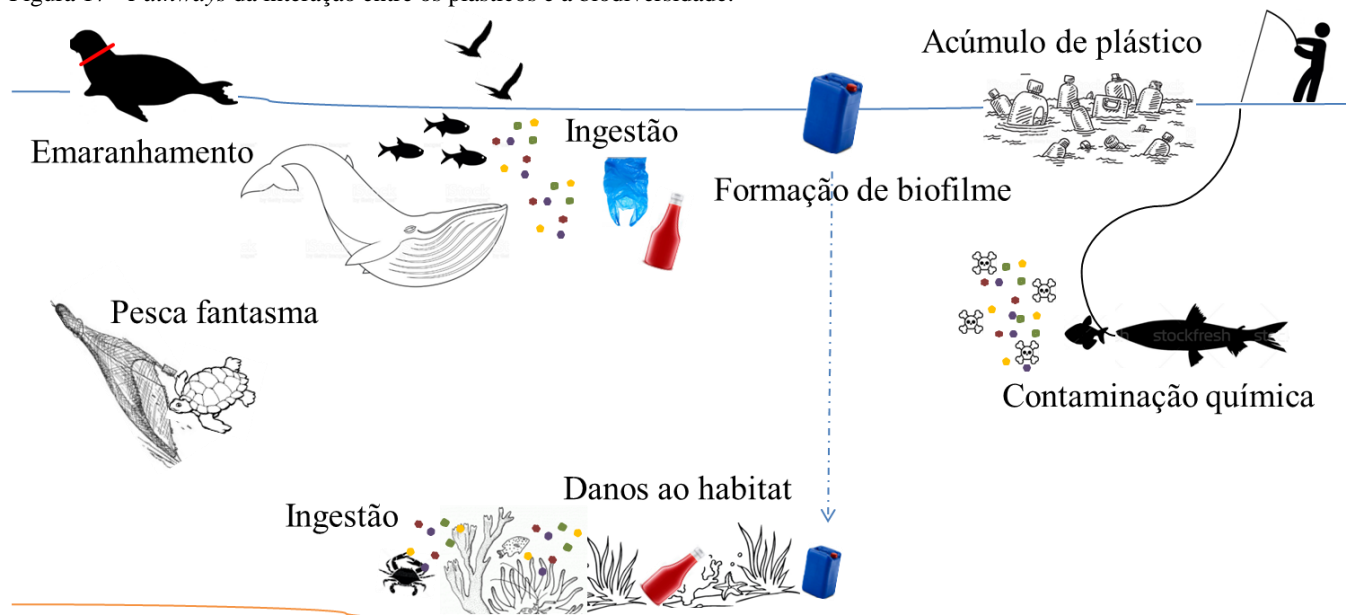
de oxigênio (BARNES et al., 2009). À medida que os detritos se amontoam nas zonas de convergência oceânica, praias e habitats bentônicos submersos, a estrutura do habitat pode ser modificada prejudicando a vida marinha (PAWAR; MUMBAI, 2016). Existe ainda um perigo potencial para o ecossistema marinho onde a acumulação de resíduos plásticos pode inibir a troca gasosa entre as águas subjacentes e os sedimentos (DERRAIK, 2002).

Outros ambientes além do oceano vêm sofrendo com o acúmulo de poluição por materiais plásticos, como praias, mangues, regiões costeiras e litorâneas do mundo todo (LI; TSE; FOK, 2016). Além da ocupação de área, os resíduos marinhos causam vários problemas sobre o cenário local, o ecossistema, o desenvolvimento do turismo e as economias marinhas (ZHOU et al., 2016).

4.4 ANÁLISE DOS IMPACTOS E RELAÇÃO COM A ACV

Para incluir os impactos potenciais dos plásticos marinhos na Avaliação de Ciclo de Vida, é necessário entender os *pathways* e a relação entre os impactos. Com esta análise é possível determinar os impactos viáveis de serem incluídos em ACV. A Figura 17 é um esboço para melhor compreensão do resultado encontrado.

Figura 17 - Pathways da interação entre os plásticos e a biodiversidade.



Fonte: adaptado de Li, Tse e Fok (2016).

Avaliando os impactos é perceptível que estes se inter-relacionam, o acúmulo de plásticos juntamente com a pesca fantasma, além de resultarem em ocupação de espaço marítimo, aumentam a biodisponibilidade de materiais para ocorrência de ingestão. Com a ingestão, consequentemente, é aumentada a possibilidade de danos físicos e contaminação química, desde a superfície, até o fundo do oceano, com efeitos tóxicos à biodiversidade marinha e saúde humana.

Em relação as categorias ambientais de danos finais, todos os potenciais impactos estão relacionados à perda de biodiversidade, apenas contaminação química que está relacionada à categoria de saúde humana devida sua bioacumulação na cadeia alimentar com efeitos de longo prazo (LI; TSE; FOK, 2016).

4.5 INSERÇÃO DE IMPACTOS POTENCIAIS DE RESÍDUOS PLÁSTICOS MARINHOS NOS ESTUDOS DE ACV

Nesta última etapa do trabalho, depois de reconhecidos os impactos que podem comprometer a qualidade de vida da biodiversidade marinha, tornou-se essencial a análise de conexão destes com as atuais categorias de impacto. Isto possibilitou averiguar a necessidade de desenvolvimento de novos modelos de caracterização ou eventual inclusão dos impactos em algum dos modelos já existentes.

O resultado apresentado está alinhado com o objetivo específico “d”, de fornecer recomendações para inserir a carga ambiental dos plásticos marinhos na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV).

4.5.1 Avaliação dos modelos de caracterização do método ReCiPe

Todos os cinco impactos dos plásticos marinhos descritos anteriormente, foram correlacionados com alguns modelos de caracterização das categorias de impacto que compõem o método ReCiPe. Para escolher as categorias *Midpoint* a serem analisadas, uma leitura primária ajudou a eliminar aquelas que não possuíam ligação direta com os impactos e não afetavam o *Endpoint* de Biodiversidade. Com isto foram eliminadas de imediato: Mudança Climática (CC), Depleção da Camada de Ozônio (OD), Formação de Oxidante Fotoquímico (POF), Formação de Material Particulado (PMF), Radiação Ionizante (IR), Depleção Aquática (WD), Depleção de Recurso Mineral (MRD) e Depleção de Combustíveis Fósseis (FD).

Os modelos que impactam na Biodiversidade e que estão relacionados de certa forma aos impactos: Acidificação, Eutrofização, Toxicidade e Uso do solo; seguiram para uma análise mais detalhada. Representadas na Tabela 11, em cor escura, estão as categorias que foram eliminadas de antemão e em cor clara, as categorias selecionadas para leitura. Ao mesmo tempo representadas por “sim” estão as categorias com modelos de caracterização com algum grau de compatibilidade com os impactos e com “x” os modelos que não estão aptos a contabilizar as perturbações dos resíduos plásticos no meio marinho.

Tabela 11 - Resultado da compatibilidade das categorias de impacto e impactos ambientais dos plásticos marinhos.

Categorias de impacto (CI)	Possibilidade de inclusão dos impactos			
	Ingestão/ emaranhamento	Contaminação química	Formação biofilme	Acúmulo oceano
Mudança Climática	x	x	x	x
Depleção da camada de ozônio	x	x	x	x
Acidificação	x	x	x	x
Eutrofização	x	x	x	x
Toxicidade	x	sim	x	x
Formação de oxidante fotoquímico	x	x	x	x
Formação de material particulado	x	x	x	x
Radiação Ionizante	x	x	x	x
Uso da terra	x	x	x	sim
Depleção aquática	x	x	x	x
Depleção de recursos minerais	x	x	x	x
Depleção de combustíveis fósseis	x	x	x	x

Tendo em vista o impacto de ocupação de espaço por acúmulo de plásticos nos oceanos tornou-se a associação deste impacto com “Uso da Terra”. Entretanto, por se tratar de um impacto em outro compartimento, meio marinho, é necessário adaptações e desenvolvimento de novos modelos de caracterização para, por exemplo, “Uso de espaço marítimo”. Quanto à Ingestão e Emaranhamento, é necessária a criação de uma nova categoria de impacto, pois estas são consequências que comprometem a saúde do indivíduo de maneira mecânica, não estando descritos este tipo de

impacto em nenhum dos modelos de categorias estabelecidos pelo ReCiPe. A Contaminação química apresentou uma possibilidade de inserir seus efeitos tóxicos em Toxicidade, dividida em Ecotoxicidade e Toxicidade Humana. Quanto ao impacto de Formação de biofilme, já que este se dá de forma mais acentuada em outros processos como transportes marítimos e carregamento de água de lastro em navios (FINKBEINER et al., 2014; GALL; THOMPSON, 2015), não é relevante o desenvolvimento de um indicador para este impacto na ACV até o momento, deixando de ser abordado nas próximas etapas deste estudo.

4.5.2 Descrição da associação dos impactos de resíduos plásticos marinhos às categorias de impactos

Sabendo-se que um dos objetivos deste trabalho é dar suporte e incentivo ao desenvolvimento e adaptação de futuros modelos de caracterização, os tópicos seguintes trazem uma abordagem de como seriam as relações dos impactos identificados com as possíveis maneiras de transformar seus efeitos em indicadores ambientais para a ACV.

4.5.2.1 Contaminação química em Toxicidade

No que se refere à contaminação química proveniente das partículas de plástico, é importante lembrar que como relatado na sessão descritiva de impactos, existem dois tipos de contaminação tóxica. Na toxicidade, que advém da atuação das partículas de plástico como vetor de elementos tóxicos derivados de outros setores, por exemplo, agricultura, é indicada a contabilização do impacto pelo elemento tóxico no próprio setor de origem, pois é a substância química presente na água que causará o dano e não o plástico em si. Em se tratando do outro tipo de contaminação com efeitos originados pelos aditivos adicionados aos próprios produtos plásticos na fase de fabricação, é recomendado no presente trabalho que suas consequências sejam incluídas com um novo modelo de caracterização em Toxicidade.

É fundamental salientar que conforme relatado por Derraik (2002), Gall e Thompson, (2015); e Li, Tse e Fok (2016) os efeitos da Ecotoxicidade dos aditivos plásticos são de contaminação e anomalias na reprodução com infertilidade das espécies, o que não causa a morte direta do indivíduo, mas o comprometimento na reprodutividade e diminuição populacional resultando em danos de perda de biodiversidade no longo prazo.

Além da interferência na reprodução, existe a bioacumulação dos contaminantes nas células dos organismos e em consequência na cadeia alimentar, com possibilidade de dano à Saúde Humana (DERRAIK, 2002; LI; TSE; FOK, 2016; WILCOX et al., 2015). Os fatores de efeito para o modelo de caracterização devem ser derivados de dados de toxicidade de animais e dos seres humanos em laboratório (GOEDKOOP; HUIJBREGTS, 2013), e ainda não se sabe a concentração e como as substâncias liberadas pelos plásticos afetam a biodiversidade e o organismo humano.

É importante ressaltar ainda, que os dados de produção e utilização de aditivos pela indústria de plásticos, não estão disponíveis e tem sido tipicamente omitidos (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). Neste seguimento o segredo industrial e a falta de disponibilidade de informações sobre a toxicidade dos aditivos e quantidades, dificulta o desenvolvimento de modelos de caracterização, assim como derivação de fatores de caracterização ecotóxicos (FINKBEINER et al., 2014). De forma abrangente, a insuficiência de informações detalhadas, como as vias de impacto, tempo e frequência de emissão, formas de dispersão, sistema alvo, tipo e magnitude do impacto e a concentração de substâncias com modelos de destino definidos são os principais motivos de fatores de caracterização incompletos ou ausentes (HAES et al., 2002).

Uma sugestão para desenvolvimento dos modelos de caracterização para Toxicidade é considerar os diferentes tipos de plásticos, sabendo que o aditivo acrescido a um Polietileno de Alta Densidade (HDPE) não é o mesmo que compõe um Polipropileno (PP), por exemplo, (O'CONNOR; GOLSTEIJN; HENDRIKS, 2016). Outra alternativa seria criar um modelo padrão de plásticos com uma média de aditivos que compreenda os efeitos gerais destes na vida marinha. No caso o PAF pode ser calculado para uma média de mistura de produtos químicos utilizados pela indústria plástica como aditivos, chamada de multisubstância (msPAF).

O modelo de caracterização para este indicador poderia ainda agregar macrolásticos e microplásticos, dado que a contaminação química pode ser proveniente pela ingestão de partículas de todos os tamanhos (RYAN et al., 2016; TAYLOR et al., 2016). Outro ponto importante, é que os macrolásticos em uma escala de horizonte temporal se degradam em pedaços cada vez menores passando a serem identificados como microplásticos ao final deste processo e permanecendo as substâncias tóxicas.

4.5.2.2 Acúmulo de plásticos no oceano em “Uso de espaço marítimo”

Sobre o acúmulo de plásticos no oceano é apontado neste trabalho como possibilidade a elaboração de uma categoria referente ao espaço marinho ocupado pelos materiais, refletindo os efeitos de transformação de áreas, como acontece em Uso do solo (*Land use*) no ReCiPe. Nesta categoria de Uso do Solo a retirada da vegetação acarreta na perda de biodiversidade pela danificação de ecossistemas, e este dano também ocorre no oceano quando os plásticos se depositam sobre o habitat de animais marinhos impedindo suas funções normais. O *midpoint* de Uso do solo (m^2/ano) é formado por duas categorias: Ocupação de Terra Agriculturável e Ocupação de Terra Urbana (GOEDKOOP; HUIJBREGTS, 2013), para esta nova categoria é sugerido ser chamada de “Uso de Espaço Marítimo”.

Para desenvolver modelos de bases de cálculos é necessário conhecer a quantidade de área ocupada/transformada por determinado período de tempo (GOEDKOOP; HUIJBREGTS, 2013). As informações de quantificação de partículas de resíduos plásticos no oceano são expressas em itens por hectare, ou unidade de massa (Tabela 9). Como os itens podem ser encontrados em diferentes formatos, tamanhos e densidade, torna-se complexo conhecer a área ocupada, e por isso não existe ainda uma relação direta entre a quantidade de plásticos e a área ocupada (m^2).

Os fragmentos de macroplástico se acumulam em toda a extensão do oceano, contudo a tendência é afundarem e se depositarem no mar profundo identificando este como o grande sumidouro de sedimentos plásticos (KOOI et al., 2016; WOODALL et al., 2014). Isso ocorre principalmente devido ao ganho de peso pela formação de biofilme por microrganismos na camada externa dos plásticos, aumentando sua densidade e taxa de afundamento. Os plásticos que ficam na superfície estão propensos a se acumularem nas zonas de convergência de cada um dos cinco giros subtropicais, formando as chamadas ilhas de plásticos (LEBRETON; GREER; BORRERO, 2012a).

Embora exista esta tendência de afundamento da maioria dos fragmentos e também acúmulo de materiais em zonas específicas, seria mais viável, no desenvolvimento de um modelo de caracterização e também é indicado por Woods et al. (2016a) um fator de destino que assuma que todos os plásticos no ambiente marinho estejam flutuando e que a fração de resíduos plásticos terrestres é transportada para as zonas

de acumulação de acordo com o país de origem, conforme o modelo de destino desenvolvido por Cózar et al. (2014a). Para a taxa média anual de entrada para o oceano pode ser utilizado o valor global de 8,75 milhões de toneladas como sugerido por Jambeck et al., (2015b).

Woods e colegas (2016a), indicam ainda que o modelo de destino deveria abranger águas terrestres e água doce, além dos ambientes marinhos, dado que o desperdício de plásticos descartados de maneira incorreta está presente também nestes locais. Estes modelos podem proporcionar a utilização dos dados no indicador de categoria pela comunidade científica de Avaliação de Ciclo de Vida com indicador a nível *midpoint* de m² de habitat ocupado/transformado por ano. Ou, em um cenário mais ideal, *species.year* para *midpoint* quando desenvolvido modelos de caracterização apenas para espécies marinhas, e o mesmo indicador de impacto para dano *endpoint* com desenvolvimento de modelos de caracterização mais abrangentes que incluam a perda de biodiversidade de outras espécies.

Para desenvolver modelos de caracterização que reconheçam a perda de espécies por ano (*species.year*) é necessário compreender o número de espécies perdidas naquela área ocupada/transformada pelos materiais plásticos em determinado período de tempo.

4.5.2.3 Ingestão e emaranhamento em nova categoria de impacto

Quanto a ingestão e emaranhamento, que resultam em impactos mecânicos aos indivíduos, após leitura dos modelos de caracterização do ReCiPe, constatou-se que não é possível incluir estes efeitos nos modelos já existentes, por isso é indicado o desenvolvimento de uma nova categoria, que também foi proposta por Finkbeiner et al. (2014). Esta teve como sugestão ser chamada “*Direct Non-Intended Killing of Animals Direct*” adaptada em português para “Mortalidade direta de animais”. A mortalidade direta, não intencional, de animais por atividades humanas, inclui causas mecânicas, eletrônicas ou térmicas e o termo "direto" é usado neste contexto para diferenciar os impactos resultantes dos efeitos indiretos sobre a saúde do animal como em Ecotoxicidade e Uso da água (FINKBEINER et al., 2014).

Dentre os resultados obtidos pode-se inferir que a prioridade para contabilização dos impactos ambientais dos plásticos marinhos deve ser feita optando-se por diferenciar o tamanho do resíduo: microplásticos e macropelásticos, como recomendado por Woods et al. (2016b). Os fatores de efeito devem ser distintos de acordo com o tipo de fragmento levando em conta o horizonte temporal de degradação de

macroplásticos para microplásticos, pois o emaranhamento ocorre com a movimentação de macroplásticos, já os microplásticos são os maiores responsáveis pelos incidentes de ingestão. Sobre os diversos tipos de plásticos (i.e. Polietileno e Polopropileno) deve-se agregar todos no mesmo fator, pois quando presentes no ecossistema os materiais tendem a causar os mesmos impactos mecânicos independente de sua origem e propriedade.

Esta nova categoria, teria como compartimento água, com subcompartimento oceano. Nos fluxos de resíduos responsáveis pelos impactos (divididos em macroplásticos e microplásticos), a unidade em nível médio é de *kg de plástico equivalente*, ou, da mesma forma em que ocupação de espaço por acúmulo de plástico, pode-se usar *species.year* para *midpoint* quando desenvolvido modelos de caracterização para espécies marinhas, e o mesmo indicador de impacto para dano *endpoint* com modelos de caracterização que incluam a perda de biodiversidade de outras espécies. A representação desta nova categoria no método ReCiPe está na Tabela 12.

Tabela 12 - Exemplo de como seria incluído os fluxos de resíduos macroplásticos e microplásticos no ReCiPe.

Compar timento	Subcompar timento	Fluxo resíduo (ReCiPe)	Unidade	Midpoint	Endpoint (Ecosystems)
água	oceano	macroplástico	kg	<i>species.yr/kg</i>	<i>species.yr/kg</i>
água	oceano	microplástico	kg	<i>species.yr/kg</i>	<i>species.yr/kg</i>

Fonte: adaptado de Goedkoop e Huijbregts (2013).

A perda de biodiversidade advém da relação entre a quantidade de resíduos plásticos disponível para ingestão e emaranhamento e a possibilidade de indivíduos ingerirem ou serem presos pelos resíduos, sofrendo danos ou chegando a óbito. Ainda não se tem um consenso sobre a quantidade de indivíduos que morrem devido aos plásticos, entretanto estudos mostram que estes materiais afetam diferentes espécies, desde mamíferos marinhos até plâncton e corais. Com o número de indivíduos afetados pelos plásticos estabelecido é possível definir a perda de biodiversidade em *species.yr/kg*.

Para exemplificar a contabilização em uma nova categoria de impacto *midpoint*, com perda de biodiversidade foi feita uma simulação de indicador. Os números utilizados nesta simulação foram obtidos na literatura. De todos os resíduos plásticos gerados até o ano de 2015 descartou-se em aterros ou ambientes naturais 4.900 milhões de toneladas, segundo Geyer, Jambeck e Law (2017), considerando a

média global definida por Jambeck et al., (2015a), 3,2% destes, chegaram ao oceano por ano. Com isso tem-se a média de 156,8 milhões de toneladas de plásticos acumulados no ambiente marinho até o momento.

O número de 44.006 de indivíduos mortos por emaranhamento ou ingestão foi sugerido por Gall e Thompson (2015), após análise da incidência de mortes ocorrida de 340 publicações em uma extensa pesquisa de literatura, sem definição de perda por tempo. Para esta simulação utilizou-se este valor como se esta perda de indivíduos fosse anual, assumindo uma relação simplificada dos resíduos gerados ao longo dos anos com o número de indivíduos mortos. O cálculo de simulação de quantidade de indivíduos que vieram a óbito por tonelada de plásticos nos oceanos está explícito na seguinte regra de três:

$$\begin{array}{l} 156,8 \text{ milhões de toneladas} - 44.006 \text{ indivíduos/ano} \\ 1 \text{ tonelada} - x \\ x = 0,00028 \text{ indivíduos/ano} \end{array}$$

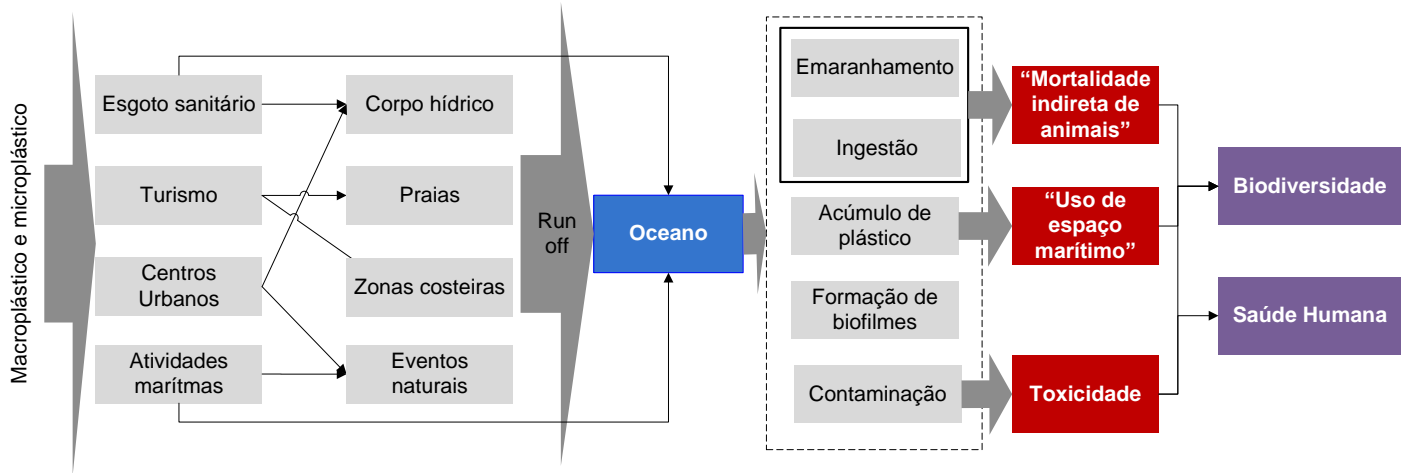
De acordo com este número para cada kg de resíduos plásticos gerados ocorre a morte de $0,28E^{-6}$ indivíduos marinhos. Ou seja, em nível *Midpoint* 1 kg plástico eq. levou a perda de $0,28.E^{-6}$ *species.yr*.

Entretanto este número foi utilizado apenas como exemplo, já que ainda não se tem um dado oficial sobre a quantidade de perda de espécies anual provocada pelos plásticos marinhos. Estudos que compreendam a real sensibilidade dos seres marinhos aos impactos das partículas de plásticos ainda são necessários, assim como os mecanismos de exposição da biodiversidade marinha.

4.5.3 Mecanismo ambiental de resíduos Plásticos Marinhos

O entendimento do fluxo do plástico marinho auxilia na compreensão dos caminhos percorridos por estes materiais e no futuro desenvolvimento de futuros modelos de caracterização. Por este motivo, após uma análise dos dados encontrados na literatura, foi possível definir o mecanismo ambiental dos macrolásticos e microlásticos que chegam ao oceano e seu percurso até a geração dos danos finais. O resumo deste processo foi esquematizado na Figura 18.

Figura 18 – Esquema do mecanismo ambiental dos impactos dos resíduos plásticos marinhos.



Uma vez que os resíduos plásticos não sejam gerenciados corretamente, há uma grande probabilidade destes materiais chegarem até os oceanos, por isso os macroplásticos e microplásticos compõem a maior parte dos detritos encontrados no ambiente marinho em todo o mundo. Estima-se que todos os plásticos utilizados pela sociedade e descartados de maneira imprópria provavelmente chegarão ao meio marinho ao longo do tempo (HORTON et al., 2017a). Quanto a fonte destes materiais, cerca de 80%, é terrestre, principalmente de áreas costeiras densamente povoadas ou industrializadas, os outros 20% são provenientes de atividades marítimas (DERRAIK, 2002b; LI; TSE; FOK, 2016). Os setores mais contribuintes para os plásticos marinhos são de recreação, turismo, pesca e drenagem urbana e principalmente grandes centros (DERRAIK, 2002; LI; TSE; FOK, 2016).

De forma direta, ou indireta estes materiais alcançam o ambiente marinho. Quando descartados em praias e zonas costeiras estes materiais são carregados com facilidade podendo ser transportados por fenômenos da natureza, como tempestades, vento, chuva e maré (WAGNER et al., 2014). O esgoto sanitário pode conter microplásticos provenientes de produtos de higiene pessoal e também microfibras provenientes da lavagem de roupas, estas pequenas partículas escoam pelos cursos de água ou tem descarga direta em águas costeiras, estações de tratamento de esgoto não estão preparadas para reter essas partículas (NAPPER; THOMPSON, 2016).

Ao alcançarem o oceano os plásticos causarão impactos que afetam categorias em nível médio e de danos finais. Os potenciais impactos ambientais sobre a biodiversidade são ingestão e emaranhamento, acúmulo de plásticos em zonas específicas, formação de biofilmes (que não foi abordado por este estudo para contabilização em ACV) e contaminação por aditivos químicos. Quanto as categorias afetadas por estes impactos são estas: Toxicidade e “Uso de espaço marítimo”, juntamente com a nova categoria sugerida de “Mortalidade direta de animais”. Todas as categorias sugeridas neste estudo em nível médio afetam as categorias finais de danos à Biodiversidade, assim como Toxicidade afeta Saúde Humana.

4.5.4 Mudanças na Avaliação do Ciclo de Vida

Na cadeia de causa-efeito da ACV, além das substâncias emitidas pelo ciclo de vida do plástico, já conhecidas e contabilizadas no inventário, novos fluxos dos resíduos (macroplásticos e

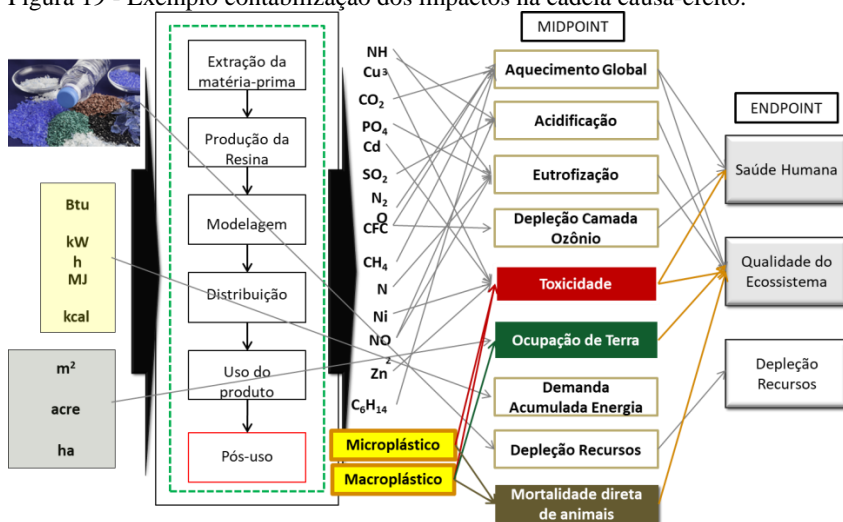
microplásticos) seriam adicionados na modelagem do pós-consumo deste sistema de produto.

Deste modo, justifica-se a necessidade de desenvolver novos modelos de caracterização para transformar estes fluxos de resíduos em indicadores no estágio de Avaliação de Impacto, levando em consideração as informações relatadas por este trabalho.

Isto virá para complementar a cadeia causa-efeito dos métodos de AICV, bem como do método ReCiPe (

Figura 19).

Figura 19 - Exemplo contabilização dos impactos na cadeia causa-efeito.



Fonte: adaptado de Goedkoop e Huijbregts (2013).

Para considerar os fluxos de microplástico e macroplástico no inventário, é importante o desenvolvimento de novos modelos de caracterização, visto que a modelagem de resíduos plásticos no fim-de-vida será dividida entre cenários “com gestão” e “sem gestão”. A modelagem com inclusão do descarte incorreto de plásticos no pós-uso poderá vir a influenciar na distribuição da carga ambiental entre os cenários de destinação final para este sistema de produto. Os novos fluxos de resíduos resultarão em uma alteração nos resultados de

Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida contribuindo com aumento ou diminuição de indicadores de impacto nos diferentes cenários de gestão.

Quando forem calculados e estabelecidos novos modelos de caracterização, por exemplo, para os efeitos tóxicos dos aditivos adicionados na produção de plásticos, os resultados da categoria de Toxicidade irão provavelmente aumentar e por outro lado irá diminuir a carga em outra categoria de impacto. Os efeitos na modelagem de impactos na categoria sugerida de “Uso do espaço marítimo” influenciará o resultado, mas é difícil dizer em qual proporção, pois como a ocupação de espaço é medida em m^2/ano , os plásticos terão que ter uma entrada considerável no oceano para haver uma contabilização significativa deste impacto. Isto fica agravado ao fato de que os macroplásticos se degradam em microplásticos e passam a reduzir significativamente o seu tamanho e área ocupada. A nova categoria de “Mortalidade direta de animais” também irá alterar a resposta sobre a carga ambiental dos plásticos em seu *end-of-life*, pois uma maior porção de perda de biodiversidade irá ser contabilizada, uma vez que os impactos de ingestão e emaranhamento têm sido cada vez mais significativos sobre os animais marinhos.

Todas estas mudanças se darão pela alteração no lançamento de quantidade de massa para cada um dos cenários quando na modelagem do sistema de produto. Esta modificação irá impactar diretamente nos resultados de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida. Isto significa que a princípio diminuirá a carga ambiental do sistema de produto, visto que, quando uma parte dos resíduos deixar de ir para a modelagem tradicional em sistema de gestão, seus impactos também deixarão de existir naquele cenário e suas emissões em aterro/incineração/reciclagem passarão a ser zero. Por isso, o desenvolvimento de novos modelos de caracterização que englobem os efeitos dos plásticos marinhos irá proporcionar uma cobertura mais completa na modelagem deste sistema de produto nas categorias *midpoint* e *endpoint*.

É importante ressaltar ainda que a confiabilidade dos resultados diminui a medida que se caminha das categorias de nível médio para as de danos finais, o que ressalta a importância de se trabalhar inicialmente no desenvolvimento de modelos para categorias *Midpoint*. Assim, acredita-se que este desenvolvimento colabore para melhorias na avaliação de impactos, e também para o avanço da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida.

5 CONCLUSÕES

Com o desenvolvimento desta pesquisa, percebeu-se que estudos de ACV dos plásticos comuns se restringem a contabilizar os impactos de fim-de-vida em sistemas de gestão. O que contraria informações da literatura, de uma porção de resíduos plásticos descartados incorretamente e crescente aumento da presença destes detritos nos oceanos.

Com os dados de produção, consumo e pós-consumo de plásticos obtidos, foi possível apresentar os *pathways* dos macrolásticos e microplásticos até estes atingirem os oceanos. Sugerindo-se o percentual de 11,6% para ser considerado em nível de inventário como resíduos sem gestão e destes, 3,2% indo diretamente para os oceanos.

Recomendações foram feitas para inserir esta carga ambiental na etapa de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). Assim, indicou-se que com o desenvolvimento de novos modelos de caracterização os impactos de contaminação química e ocupação de espaço por acúmulo de plástico no oceano, podem ser contabilizados em categorias já existentes de “Toxicidade” e “Uso do Solo” (adaptado à Uso de espaço marítimo), respectivamente. Uma nova categoria de impacto, com sugestão de ser chamada de “Mortalidade direta de animais” é necessária para incumbir impactos de ingestão e emaranhamento.

Assim, ressalta-se que o aperfeiçoamento dos modelos de caracterização para contabilização dos impactos ambientais de resíduos descartados de forma incorreta torna-se essencial na complementação da cadeia causa-efeito dos métodos de AICV e irá resultar em mudanças nos resultados de carga ambiental do sistema de produto quando na modelagem pela metodologia de ACV.

6 RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se para trabalhos futuros desenvolver modelos que estabeleçam quantitativos do comportamento dos plásticos no oceano, seu destino, taxa de afundamento e material que permanece na superfície.

Quanto aos impactos dos resíduos plásticos no oceano é imprescindível o desenvolvimento de modelos de caracterização para dar suporte na contabilização dos impactos nos métodos de AICV.

A partir dos estudos já apresentados de quantitativos de plásticos que chegam ao mar é necessário estabelecer um percentual de resíduos plásticos que chega ao oceano para cada quilo de plástico produzido e não apenas para cada quilo de resíduo gerado a ser incluso na fase de inventário.

Recomenda-se que o desenvolvimento de modelos de caracterização se inicie pelo impacto de ingestão dos microplásticos, dado que este possui um alto potencial que pode comprometer a saúde dos oceanos em médio prazo.

Ainda faltam estudos dos fatores de efeito de toxicidade quando na ingestão de partículas plásticas por animais e seres humanos, concentração de liberação de substâncias tóxicas e conhecimento de como as substâncias liberadas afetam a biodiversidade e o organismo humano.

Além dos impactos ambientais é de grande importância estudos que relatem como os plásticos podem vir a prejudicar o setor de pesca, por meio da perda da biodiversidade e impactos ao turismo, com ACV social.

Outro impacto que se recomenda o desenvolvimento de estudos é sobre a influência da ocupação de plásticos na superfície marítima na fotossíntese realizada pelo fitoplâncton.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPLAST. Perfil 2015 da Indústria Brasileira de Transformação e Reciclagem de Material Plástico. **Associação Brasileira da Indústria do Plástico**, 2015.

ABIPLAST. Perfil 2016 da Indústria Brasileira de Transformação e Reciclagem de Material Plástico. **Associação Brasileira da Indústria do Plástico**, 2016.

ABNT. NBR ISO 14044 Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida Requisitos e orientações. p. 1–50, 2009a.

ABNT. NBR ISO 14040:2001: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. p. 1–10, 2009b.

ABRE. Protocolo Global sobre Sustentabilidade de Embalagens. **Associação Brasileira de Embalagens**, v. 2.0, p. 9, 2011.

ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. **Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais**, p. 89, 2015.

ACCORSI, R.; VERSARI, L.; MANZINI, R. Glass vs. plastic: Life cycle assessment of extra-virgin olive oil bottles across global supply chains. **Sustainability (Switzerland)**, v. 7, n. 3, p. 2818–2840, 2015.

ALLESCH, A.; BRUNNER, P. H. Assessment methods for solid waste management: A literature review. **Waste Management & Research**, v. 32, n. 6, p. 461–473, 2014.

ALLSOPP, M. et al. Plastic Debris in the World ' s Oceans. **Greenpeace**, p. 43, 2006.

AMERICAN CHEMISTRY. **Lifecycle of a Plastic Product**. Disponível em: <<https://plastics.americanchemistry.com/Lifecycle-of-a-Plastic-Product/>>. Acesso em: 9 dez. 2016.

AUTA, H. S.; EMENIKE, C. U.; FAUZIAH, S. H. Distribution and importance of microplastics in the marine environmentA review of the sources, fate, effects, and potential solutions. **Environment International**, v. 102, 2017.

AVIO, C. G.; GORBI, S.; REGOLI, F. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. **Marine Environmental Research**, 2016.

BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. (EDS.). **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2008.

BARNES, D. K. A. et al. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, 2009.

BARNES, D. K. A.; WALTERS, A.; GONÇALVES, L. Macroplastics at sea around Antarctica. **Marine Environmental Research**, v. 70, n. 2, p. 250–252, 2010.

BAUMANN, H.; TILLMAN, A.-M. **The hitch Hiker's Guide to LCA**. Lund, Sweden: Studentlitterature AB, 2001.

BERTOLINI, M. et al. Comparative Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Extended Shelf Life Milk. **Packaging Technology and Science**, v. 29, n. 10, p. 525–546, 1 out. 2016.

BIONA, J. B. M. M. et al. A comparative life cycle analysis of plastic and paper packaging bags in the Philippines. **8th International Conference on Humanoid, Nanotechnology, Information Technology, Communication and Control, Environment and Management, HNICEM 2015**, n. December, p. 9–12, 25 jan. 2016.

BOYD, S. B. Bio-Based Versus Conventional Plastics for Electronics Housings : LCA Literature Review Bio-based versus conventional plastics for electronics housings : LCA literature review (White Paper). p. 15, 2011.

BRASKEM; PLANETA SUSTENTÁVEL. O Plástico. p. 53, 2012.

BUTTERWORTH, A. A review of the welfare impact on pinnipeds of plastic marine debris. **Frontiers in Marine Science**, v. 3, n. AUG, 2016.

CALLISTER, W. D.; RETHWISCH, D. G. Materials science nad engineering: An introduction. **Machining Science and Technology**, 2009.

CAMPOS, M. G. Abordagem De Ciclo De Vida Na Avaliação De Impactos Ambientais No Processamento Primário Offshore. p. 1–142, 2012.

CANEVAROLO JR., S. V. **Ciência dos Polímeros**. 2^o ed. [s.l: s.n.].

CEMPRE. CEMPRE Review. **Compromisso Empresarial para Reciclagem**, 2015.

COLE, M. et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 2588–2597, 2011.

CÓZAR, A. et al. Plastic debris in the open ocean. p. 17–19, 2014a.

CÓZAR, A. et al. Plastic debris in the open ocean. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 28, 2014b.

CRITCHELL, K.; LAMBRECHTS, J. Modelling accumulation of marine plastics in the coastal zone; what are the dominant physical processes? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 171, p. 111–122, 2016.

DA COSTA, J. P. et al. (Nano)plastics in the environment - Sources, fates and effects. **Science of the Total Environment**, v. 566–567, 2016.

DECRETO Nº 87.566. Brasil, 1982. Disponível em: <<http://legis.senado.gov.br/legislacao/ListaPublicacoes.action?id=127423>>. Acesso em: 9 mar. 2017

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 9, 2002.

DIAS, A. C.; ARROJA, L. Environmental impacts of eucalypt and maritime pine wood production in Portugal. **Journal of Cleaner Production**, v. 37, p. 368–376, dez. 2012.

DIAS, B. F. D. S.; LOVEJOY, T. E. **Impacts of Marine Debris on Biodiversity: Current Status and Potential Solutions**. [s.l: s.n.].

DÍAZ-TORRES, E. R. et al. Floating Marine Debris in waters of the Mexican Central Pacific. **Marine Pollution Bulletin**, v. 115, n. 1–2, p. 225–232, 2017.

ENGLER, R. E. The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 22, 2012.

ERIKSEN, M. et al. Plastic Pollution in the World ' s Oceans : More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250 , 000 Tons Afloat at Sea. p. 1–15, 2014.

FINKBEINER, M. et al. **Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment**. [s.l: s.n.].

FRYDKJÆR, C. K.; IVERSEN, N.; ROSLEV, P. Ingestion and Egestion of Microplastics by the Cladoceran *Daphnia magna*: Effects of Regular and Irregular Shaped Plastic and Sorbed Phenanthrene. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 99, n. 6, p. 1–7, 2017.

GALL, S. C.; THOMPSON, R. C. The impact of debris on marine life. **Marine Pollution Bulletin**, v. 92, n. 1–2, 2015.

GESAMP. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment". **Reports and Studies GESAMP**, v. 90, p. 96, 2015.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, n. 7, p. e1700782, 2017.

GOEDKOOPE, M.; HUIJBREGTS, M. ReCiPe 2008. 2013.

GRIGORAKIS, S.; MASON, S. A.; DROUILLARD, K. G. Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*). 2017.

HAES, H. A. U. et al. **Life-cycle impact assessment: striving towards best practice**. Pensacola, FL, USA: [s.n.].

HERZKE, D. et al. Negligible Impact of Ingested Microplastics on Tissue Concentrations of Persistent Organic Pollutants in Northern Fulmars off Coastal Norway. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 4, 2016.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. **A Global Review of Solid Waste Management What a Waste?** Washington: [s.n.]. Disponível em: <www.worldbank.org/urban>.

HORTON, A. A. et al. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of the Total Environment**, v. 586, 2017a.

HORTON, A. A. et al. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of the Total Environment**, v. 586, 2017b.

HUIJBREGTS, M. A. J. et al. Human-Toxicological Effect and Damage Factors of Carcinogenic and Noncarcinogenic Chemicals for Life Cycle Impact Assessment. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 1, n. 3, p. 181, 2005.

JAHNKE, A. et al. Reducing Uncertainty and Confronting Ignorance about the Possible Impacts of Weathering Plastic in the Marine Environment. **Environmental Science and Technology Letters**, v. 4, n. 3, 2017.

JAMBECK, J. R. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Marine pollution**, v. 347, n. January, p. 768–771, 2015a.

JAMBECK, J. R. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 768–770, 2015b.

KITCHENHAM, B. **Procedures for Performing Systematic Reviews**. UK: [s.n.].

KOOI, M. et al. The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean. **Scientific Reports**, v. 6, 2016.

LAW, K.; THOMPSON, R. C. Microplastics in the seas - Concern is rising about widespread contamination of the marine environment by microplastics. **Science**, v. 345, n. 6193, p. 144–145, 2014.

LEBRETON, M.; GREER, S. D.; BORRERO, J. C. Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, p. 653–661, 2012a.

LEBRETON, L. C. M.; GREER, S. D.; BORRERO, J. C. Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 3, p. 653–661, 2012b.

LI, W. C.; TSE, H. F.; FOK, L. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. **Science of the Total Environment**, v. 566–567, p. 333–349, 2016.

LIN, V. S. Research highlights: impacts of microplastics on plankton. **Environ. Sci.: Processes Impacts**, v. 18, n. 2, p. 160–163, 2016.

MENDES, N. C.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos Palavras-chave. **Production**, 2013.

MOBILIK, J.-M.; HASSAN, R. Marine Pollution Threat from Shipping Activity towards Ocean Sustainability. n. December, 2016.

NAPPER, I. E.; THOMPSON, R. C. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, n. 1–2, p. 39–45, 2016.

O'CONNOR, I. A.; GOLSTEIJN, L.; HENDRIKS, A. J. Review of the partitioning of chemicals into different plastics: Consequences for the risk assessment of marine plastic debris. **Marine Pollution Bulletin**, v. 113, n. 1–2, 2016.

OBBARD, R. W. et al. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. **Earth's Future**, v. 2, p. 315–320, 2014.

OBERBECKMANN, S.; OSBORN, A. M.; DUHAIME, M. B. Microbes on a bottle: Substrate, season and geography influence community composition of microbes colonizing marine plastic debris. **PLoS ONE**, v. 11, n. 8, 2016.

OPEC. **Annual Statistical Bulletin**. Vienna: [s.n.].

PAPONG, S. et al. Comparative assessment of the environmental profile of PLA and PET drinking water bottles from a life cycle perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 65, p. 539–550, 15 fev. 2014.

PAWAR, P. R.; MUMBAI, N. Plastic marine debris : Sources , distribution and impacts on coastal and ocean biodiversity Plastic marine debris : Sources , distribution and impacts on coastal and ocean biodiversity. v. 3, n. February, p. 40–54, 2016.

PIEKARSKI, C. Modelo multicritério para apoio à tomada de decisão baseado em avaliação do ciclo de vida e indicadores corporativos. 2015.

PLASTICSEUROPE. Plastics-The Facts 2013: An analysis of European latest plastics production, demand and waste data. **Outobre 2015**, p. 1–40, 2015.

PLASTICSEUROPE. Plastics – the Facts 2016. **Plastics – the Facts 2016**, p. zu finden unter www.plasticseurope.de/informations, 2016.

PLASTICSEUROPE - ASSOCIATION OF PLASTICS MANUFACTURERS. **What is plastic?** Disponível em: <<http://www.plasticseurope.org>>. Acesso em: 9 dez. 2016.

POLYMERS INTERNATIONAL AUSTRALIA. **Polymers | Thermoplastics**. Disponível em: <<http://polymers.com.au/thermoplastics/>>. Acesso em: 9 dez. 2016.

RYAN, P. G. et al. Impacts of plastic ingestion on post-hatchling loggerhead turtles off South Africa. **Marine Pollution Bulletin**, v. 107, n. 1, 2016.

SCHEINBERG, A. **Value Added: Modes of Sustainable Recycling in the Modernisation of Waste Management Systems**. [s.l.] Wageningen University, 2011.

SEBILLE, E. VAN et al. A global inventory of small floating plastic debris. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 12, p. 124006, 2015.

SIMÕES, C. L. C. L. et al. Environmental and economic analysis of end of life management options for an HDPE product using a life cycle thinking approach. **Waste Management and Research**, v. 32, n. 5, p. 414–422, 1 maio 2014.

SIRACUSA, V. et al. Life Cycle Assessment of multilayer polymer film used on food packaging field. **Procedia Food Science**, v. 1, p. 235–239, 2011.

SNIS, S. N. DE I.; SANEAMENTO. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2016**. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <file:///C:/Users/Marcos/AppData/Local/Temp/Rar\$Dla0.291/Diag_RS2016.pdf>.

SNIS, S. N. DE I.; SANEAMENTO. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2016**. Brasília: [s.n.].

SONNEMANN, ET AL. **Medellin Declaration on Marine Litter in Life Cycle Assessment and Management**. 2017

TAYLOR, M. L. et al. Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms. **Scientific Reports**, v. 6, 2016.

THOMPSON, R. C. **Microplastics in the marine environment: Sources, consequences and solutions**. [s.l: s.n.].

UNEP. **Marine Litter : A Global Challenge**. [s.l: s.n.].

UNEP. MARINE PLASTIC DEBRIS Global lessons and research to inspire action. 2016.

UNITED NATIONS. Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. **a/Res/70/1**, p. 1–49, 2015.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. The Basel Convention on the Control of Transboundary The Basel Convention At A Glance.... In: Switzerland: [s.n.].

VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Microplastic pollution in deep-sea sediments. **Environmental Pollution**, v. 182, p. 495–499, 2013.

VAN DE MEENT, D.; HUIJBREGTS, M. A. J. CALCULATING LIFE-CYCLE ASSESSMENT EFFECT FACTORS FROM POTENTIALLY AFFECTED FRACTION-BASED ECOTOXICOLOGICAL RESPONSE FUNCTIONS. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 24, n. 6, p. 1573–1578, 2005.

VAN SEBILLE, E. et al. A global inventory of small floating plastic debris. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 12, p. 124006, 1 dez. 2015.

VERCALSTEREN, A. et al. Life cycle assessment and eco-efficiency analysis of drinking cups used at public events. **International Journal Life Cycle Assessment**, v. 15, n. 2, p. 221–230, fev. 2010.

WÄGER, P. A.; HISCHIER, R. Life cycle assessment of post-consumer plastics production from waste electrical and electronic equipment (WEEE) treatment residues in a Central European plastics recycling plant. **Science of the Total Environment**, v. 529, p. 158–167, 1 out. 2015.

WANG, H.; GUPTA, S. M. **Green Suply Chain Management**. United States: [s.n.].

WILCOX, C. et al. Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 112, n. 38, 2015.

WOODALL, L. C. et al. The deep sea is a major sink for microplastic debris. **Royal Society Open Science**, v. 1, n. 4, p. 140317–140317, 2014.

WOODS, J. S. et al. Towards a meaningful assessment of marine ecological impacts in life cycle assessment (LCA). **Environment International**, v. 89–90, p. 48–61, 2016a.

WOODS, J. S. et al. Towards a meaningful assessment of marine ecological impacts in life cycle assessment (LCA). **Environment International**, v. 89–90, 2016b.

WOODS, J. S. et al. Towards a meaningful assessment of marine ecological impacts in life cycle assessment (LCA). **Environment International**, v. 89–90, p. 48–61, abr. 2016c.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. **Environmental Pollution**, 2013.

ZANGHELINI, G. M. et al. A bibliometric overview of Brazilian LCA research. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 1997, 2016.

ZHOU, C. et al. Assessment of marine debris in beaches or seawaters around the China Seas and coastal provinces. **Waste Management**, v. 48, 2016.

APÊNDICE A – Resultado do fim-de-vida dos artigos de LCA do plástico.

Ano	Autor	Setor	Tipo de plástico	Sistema de produto	End-of-life	Midpoint	Endpoint	Método	
2016	Bertolini, et al.	packaging systems	PET	bottles	R	GWP		CED	
			HDPE		I	ODP		CML	
					L	ODP			
					I	HTP			
					AP				
					EP				
2013	Papong, et al.	packaging systems	PLA	bottles	C	GWP		Eco-indicator	
			PET		I	FD		CML	
					L	AP		EDIP	
					R	EP		TRACI	
					HTP		CED		
2015	Bienvenido, et al.	packaging systems	PE	bag	L	GWP		EDIP	
					W	AP			
					I	ODP			
					C	HTP			
						ODP			
2016	Vercauteren, Spirinckx, Geerken	packaging systems	PC		I	CP	human health	Eco-indicator	
			PP		C	CC			
			PE			ODP			
			PLA			EP			
						AP			
					EM				
					FD				
2015	Wager, Patrick, Hischier Roland	electronic/household	mixture of plastics	electronics housings	I	TA	human health	CML	
						GWP	ecosystem diversity		
						FE	resources		
						ODP			
						FD			
						FATP			
						MeTP			
						HTP			
						TETP			
2008	Gamage, et al.	furniture	GFN	chair	R	GWP		CML	
					L				
2013	Bertolini, et al.	aseptic beverages	PET	packaging	R	GWP		CML	
					HDPE			L	ODP
								I	ODP
								HTP	
								AP	
								EP	
								GER	
								ODP	
2013	Van der Velden, Patel, Vogtländer	textiles	cotton	textiles	R	GHG		Eco-costs	
			polyester		I			CP	CED
			nylon					EP	ReCIpe
			elastane					AP	IPCC methods
			ABS					EP	USETOX
								ODP	IMPACT
								PMF	
2010	Khoo & Tan	packaging systems	PHA	bag	L	GWP		EDIP	
			PE		I				AP
					C				ODP
2014	Simões, Pinto, Bernardo	technology	HDPE	anti-glare lamellae	L	CP	resources	Eco-indicator	
					I		CC	ecosystem quality	LCIA method
					R		IR	human health	
							ODP		
							EP		
							AP		
							ALO		
							ME		
							FD		
2011	Milani, et al.	construction	PET	gear	L	GWP		TRACI	
					I				AP
					R				EP
									AD

2013	Hottle, Bilec & Landis	biopolymer	PLA	general	R	GWP		
			PHA		I	FD		
			TPS		L			
2009	Madival, et al.	packaging systems	PLA	damshell containers	L	GWP	human health	IMPACT
			PET		R	AC		Eco-indicator
			OS		I	EP		CML
						(FW.Tox)		IPCC methods
						ODP		
2016	Carlisle, Friedlander	construction	PVC	window unit frames	L			TRACI
					R			
						GWP		
						AP		
						ODP		
						EP		
2013	Toniole et al.	packaging systems	Multilayer plastic	tray	I	CC		IMPACT
			PET		L	ODP		ReCIpe
					R	ODP		
						PMF		
						IR		
						TA		
						FE		
						ME		
						TETP		
						FATP		
						METP		
						ALO		
						ULO		
						WD		
						MD		
		FD						
2012	Leceta et al.	packaging systems	PP	food packaging	L	CP	human health	Eco-indicator
			chitosan		C	CC	ecosystem quality	
					R	IR	resources	
					I	ODP		
2013	Deng et al.	packaging systems	wheat-gluten	plastic film	I	CC		ReCIpe
			LDPE			ODP		
			PLA			HTP		
						ODP		
						PMF		
						IR		
						TA		
						FE		
						ME		
						TETP		
						FATP		
						METP		
						ALO		
						ULO		
	NLT							
	WD							
	MD							
	FD							
2013	Rochat et al.	packaging systems	PET		L	CC	human health	Eco-indicator
					R		resources	CML
					I		ecosystem quality	IMPACT
2011	Siracusaa et al.	packaging systems	LDPE	food packaging	L	NR	human health	IMPACT
			PA		I	GWP		
2014	Robertson, Garnham, Symes	packaging systems	PP	food packaging	L	CC		CML
			PC		R	GWP		
			PET		I			
			HDPE					
			PE					

2010	Häkkinen, Vares	disposable goods	PE	cup	L	GWP									
			PLA		I				C						
2013	Deng et al.	packaging systems	LDPE	packaging film	I		CC		ReCiPe						
			PLA				ODP		IMPACT						
							HTP		Eco-indicator						
							ODP								
							PMF								
							IR								
							TA								
							FE								
							ME								
							TETP								
							FATP								
							METP								
							ALO								
							ULO								
							NLT								
	WD														
	MD														
		MD													
2003	Simonson et al.	electronic/household	polyolefin	cable	I	GWP									
		PVC	L		L										
			R		R										
2013	Rochat et al.	packaging systems	PET	packaged goods	L	CC		human health	Eco-indicator99						
					I			resources	CML						
					R			ecosystem quality	CEPIA						
									IMPACT						
2015	Hervy et al.	technology	PLA	nanocellulose	L	GWP			CML						
			glass fibre PP		I					AP					
			PP							AD					
										ODP					
							FATP								
2004	Gregory M. Bohlmann	packaging systems	PLA	food packaging	L	GHG									
		PP													
2005	Tan, Khoo	packaging systems	EPS	containers	L	GWP		human health	Eco-indicator						
			CPB		I			CC		ecosystem quality					
								AP		resources					
								EP		human health					
								EP							
								FD							
2013	Tonioleto et al.	packaging systems	multilayer film	bottles	L		CC		IMPACT						
			PET		I		ODP		ReCiPe						
					R		HTP								
							ODP								
							TA								
							FE								
							ME								
							TETP								
							FATP								
							METP								
							PMF								
							IR								
							ALO								
							ULO								
							NLT								
							WD								
							MD								
							FD								
			2012		Suwanmanee et al.		packaging systems		PS	boxes			GWP		
									PLA				GHG		
PLA	ALO														
	AP														
			ODP												
2012	Leceta et al.	packaging systems	chitosan	packaging film	L		CP		human health						
					C		CC		resources						
					I		IR		ecosystem quality						
					R		ODP								
							EP								
							AP								
							ALO								
							FD								
		ME													

2012	Komlya et al.	packaging systems	PET	bottles	R I L	AD AP EP GWP HTP FATP TETP ODP		CML
2015	Huysmana, et al.	electronic/household	PS ABS PE PP PET PVC	electronic waste/household waste	R I L	FD NE MD ME WD ALO AD AR		CEENE
2009	Humbert et al.	packaging systems	PP LDPE	plastic pot and glass jar	R I L	CP NCP IR ODP ODP (FW.Tox) TETP TA ALO EP AC GWP NR ME	human health	IMPACT CML
2016	Cong et al.	waste recycling system	PET	waste	R I L	GHG		
2016	Aguirre et al.		PLA		R I L			
2011	Simoes, Xara, Bernardo	technology	HDPE	anti-glare lamellae		CC ODP AP EP AD HTP EP SF		Eco-indicator CML EPS Eco-indicator EDIP
2011	Le Borgn, Feillard	automobilistic	PP	car	R I L	FD GWP AP EP ODP		CML EPS
2013	Hottle, Bilec, Landis		PLA PHA TPS	pellet	R I L	GWP EP EP AP ODP SF CP NCP	human health	TRACI
2009	Häkkinen, Vares	packaging systems	PE PLA PET	beverage cup	R I L	ADP CC ODP AP EP POF		CML

Aterro (A), Compostagem (C), Incineração (I), Reciclagem (R), Acidification Potencial (AP), Abiotic depletion (AD), Ozone Depletion, Potential (ODP), Aquatic Acidification (AC), Fresh Water Aquatic ecotoxicity (FW.Tox), Eutrophication Potential (EP), Atmospheric Resources (AR), Climate Change (CC), Carcinogens Potential (CP), Abiotic Depletion Potential (ADP), Ecotoxicity Potential (EP), Fresh Water Ecotoxicity Potential (FATP), Extraction of Minerals (EM), Urban Land Occupation (ULO), Water Depletion (WD), Terrestrial Ecotoxicity Potential (TETP), Terrestrial Acidification (TA), Freshwater Eutrophication (FE), Smog Formation (SF), Fossil Depletion (FD),

Metal Depletion (MD), Greenhouse Gas Emissions (GHG), Global Energy Requirement (GER), Human Toxicity Potential (HTP), Ionizing Radiation (IR), Marine Ecotoxicity Potential (METP), Marine Eutrophication Potential (MEP), Mineral Extraction (ME), Natural Land Transformation (NLT), Non-Renewable Energy (NR), Non-carcinogens Potential (NCP), Nuclear Energy (NE), Particulate Matter Formation (PMF), Global Warming Potential (GWP).

APÊNDICE B – Impactos e danos dos plásticos no oceano.

Impacto	Mecanismo	Dano	Fonte
Ingestão	Músculos peitorais atrofiados	Perda de biodiversidade	Avery-Gomm et al (2016); Retama et al (2016); Colferai et al. (2017); Tavares et al. (2016); Kooi et al. (2016); Ryan et al. (2016); Wilcox et al. (2016); Herzke et al. (2016); Van Houtan et al. (2016); Lusher et al. (2015); Fossi et al. (2015); Lin (2016); Avio; Gorbi; Regoli (2016); GALL; Thmpson (2015); Da costa et al. (2016); Derraik (2002), Li; Tse; Fok (2016); Ryan et al. (2016), Jacobsen; Massey; Gulland (2010); Taylor et al. (2016), Franeker; Law (2015), Torres et al (2017), GESAMP (2015), Barnes et al (2009), Carvalho-Souza; Miranda; Pataro (2016), Rochman et al (2016), Fossi et al. (2016), Lusher et al. (2015), Colferai (2017), Collard et al. (2015), Herzke et al., (2016), Lavers & Bond (2016)
	Fome		
	Lesões nos estômagos		
	Obstruções do trato gastrointestinal		
	Bloqueio físico do trato digestivo		
	Bloqueio físico do intestino		
	Danificação do revestimento do estômago		
	Diminuição da alimentação		
	Deterioração da saúde		
	Lesões físicas		
	Septicemia resultante		
	Falso sentimento de saciedade		
	Anorexia		
	Letargia		
Alteração da capacidade de mergulhar			
Revestimentos mucosos danificados			
Ruptura da bexiga e outros órgãos internos			
Potencial de toxicidade			

Emaranhamento	<p>Asfixia Lesões físicas Infecções crônicas Redução da capacidade de ingestão de alimentos Diminuição da condição corporal Restrição de movimento Exaustão Afogamento Fome Imobilização Afogamento Lacerações/Amputações Incapacidade para evitar predadores</p>	Perda de biodiversidade	<p>Franco-Trecu et al (2016), Retama et al (2016), Wilcox et al. (2016), Avio; Gorbi; Regoli (2016), Gall; Thompson (2015), Li; Tse; Fok (2016), Van Houtan et al. (2016), Derraik (2002), GESAMP (2015), Rochman et al (2016), Tavares et al. (2016), Butterworth (2016)</p>
Formação de biofilme	<p>Aumento da hidrofobicidade plástica Aumento da densidade do material Afundamento do plástico no corpo hídrico Biodisponibilidade para organismos marinhos Transporte de fitoplâncton da superfície para o fundo do mar Comunidades microbianas hospedeiras Propagação de espécies invasivas</p>	Perda de biodiversidade	<p>Oberbeckmann; Osborn; Duhaime (2016), Long et al. (2015), Lin (2016), Avio; Gorbi; Regoli (2016), Lin (2016), Jahnke et al. (2017), Kesy et al. (2016), Jahnke et al. (2017)</p>

Contaminação química	<p>Indução a efeitos tóxicos Transtornos na reprodução Atrasos de ovulação Redução da qualidade do esperma Transporte de produtos químicos nocivos para a rede alimentar Alteração nos níveis de hormônio Contaminantes podem penetrar nas membranas celulares Transporte de produtos químicos para organismos Toxicidade no tecido adiposo e em ovos de fêmeas reprodutoras Bioacumulação Perturbação endócrina Efeitos no metabolismo Lixiviação de toxinas para o meio ambiente</p>	Perda de biodiversidade/ Saúde Humana	Tavares et al. (2016); Kooi et al. (2016); Wilcox et al. (2016); Lin (2016); Avio; Gorbi; Regoli (2016); Gall; Thompson (2015), Da Costa et al. (2016), Derraik (2002), Li; Tse; Fok (2016), GESAMP (2015), Fossi et al. (2016), Herzke et al. (2016)
Acúmulo de plástico no oceano	<p>Danificação e degradação de habitats naturais Formação de ilhas de plástico Formação de "Plastic Ghost" Impacto visual Acúmulo de materiais Abrasão de tecido em esponjas do mar e cnidários</p>	Perda de biodiversidade	Torres et al. (2016), Derraik (2002), Li; Tse; Fok (2016), Wilcox et al. (2016), Cózar et al (2013), Avio; Gorbi; Regoli (2016), Barnes et al (2009), Sherman; Van Sebille (2016), Liubartseva et al. (2015), Van Houtan et al. (2016), Díaz-Torres (2016), Retama (2016), Zhou et al. (2015); Franeker & Law (2015), Kooi et al. (2016)