



Segurança em primeiro lugar

Recuperação do valor dos resíduos plásticos nos países de baixa e média renda

Um relatório preparado para a Tearfund e financiado pela Agência Norueguesa de Cooperação para o Desenvolvimento (Norad) e pela Tearfund

tearfund

Agradecimentos

Autor

Ed Cook é um pesquisador com mais de 20 anos de experiência no setor de gestão de resíduos e recursos. No Reino Unido, trabalhou como gerente de negócios e consultor na área de gestão de resíduos e, globalmente, em projetos de resposta a emergências e de desenvolvimento no México e no Paquistão. Ed é coautor de várias publicações (em inglês) sobre o tema de resíduos plásticos, incluindo:

- *Mismanagement of plastic waste through open burning with emphasis on the Global South: a systematic review of risks to occupational and public health* (Vellis; Cook, 2021);
- *Breaking the plastic wave* (SYSTEMIQ; The Pew Charitable Trust, 2020);
- *Evaluating scenarios towards zero plastic pollution* (Lau et al., 2020);
- *Global review on safer end of engineered life* (Cook; Vellis, 2020);
- *Plastic waste reprocessing for circular economy: a systematic review of risks to occupational and public health from legacy substances and extrusion* (Cook et al., 2020);
- *Eliminating avoidable plastic waste by 2042: a use-based approach to decision and policy making* (Resource Futures - Nextek, 2018);
- *Improving markets for recycled plastics: trends, prospects and policy responses* (Lerpiniere; Cook, 2018).

Ed atualmente trabalha como pesquisador de pós-doutorado (Research Fellow) na área de sistemas de economia circular para resíduos plásticos na Universidade de Leeds, embora este relatório tenha sido elaborado independentemente e não tenha sido endossado por essa instituição. Ed possui o título de Gestor de Resíduos Credenciado, conferido pelo Chartered Institute of Waste Management, no Reino Unido.

Revisores

O autor deseja expressar a sua imensa gratidão aos seguintes profissionais do setor de gestão de resíduos por terem feito uma extensa revisão de pares e críticas construtivas referentes a uma versão anterior deste relatório:

- Professor universitário visitante David C. Wilson (Consultor independente)
- Professora universitária associada Linda Godfrey (Council for Scientific and Industrial Research – CSIR)
- David Lerpiniere (Resource Futures)
- Joanne Green (Tearfund)
- Mari Williams (Tearfund)
- Richard Gower (Tearfund)

Agradecimentos especiais

O autor agradece a todos aqueles que doaram seu tempo para prestar orientações, bem como compartilhar experiências e conhecimentos especializados, que ajudaram na preparação deste relatório. Em particular, o autor gostaria de fazer menção às seguintes pessoas:

- Alexander Kumi-Larbi Jnr. (Imperial College, Londres)
- Zoë Lenkiewicz (WasteAid)
- Sarah Edmondson
- Carla Valle-Klann (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente)
- Dr. Costas Velis (Universidade de Leeds, Reino Unido)
- Dr. Josh Cottom (Universidade de Leeds, Reino Unido)

Este relatório é o resultado de um estudo acadêmico independente encomendado pela Tearfund e financiado pela Agência Norueguesa de Cooperação para o Desenvolvimento (Norad) e pela Tearfund. As conclusões e recomendações não constituem necessariamente a política da Tearfund ou da Norad.

Citação sugerida

Cook, E. *Segurança em primeiro lugar: recuperação do valor dos resíduos plásticos nos países de baixa e média renda*. Teddington, Reino Unido: Tearfund, 2021. Disponível em:

www.tearfund.org/safety-first

Segurança em primeiro lugar: recuperação do valor dos resíduos plásticos nos países de baixa e média renda

Autor: Ed Cook

Líder do projeto: Joanne Green

Tradução: João Martínez da Cruz

Revisão: Miriam da Costa Machado

Editora de Traduções: Kaline Fernandez

Design: www.wingfinger.co.uk

Foto da capa: Hazel Thompson/Tearfund

© Tearfund 2021

Qualquer parte deste relatório pode ser copiada, reproduzida ou adaptada por indivíduos como parte de seu próprio trabalho ou para fins de treinamento, desde que as partes reproduzidas não sejam distribuídas com fins lucrativos e que crédito seja dado à Tearfund. Todas as fotos devem ser creditadas à Tearfund. Para outros usos do material, incluindo a reprodução de imagens em outros contextos, deve ser obtida a permissão da Tearfund.

Aceitamos feedback sobre as nossas publicações e gostaríamos de saber como você utilizou este recurso. Entre em contato utilizando os dados a seguir.

Publicado pela Tearfund. Uma companhia limitada por garantia. Entidade sem fins lucrativos registrada sob o nº 265464 (Inglaterra e País de Gales). Entidade sem fins lucrativos registrada sob o nº SC037624 (Escócia)

A Tearfund é uma entidade cristã e sem fins lucrativos determinada a ver a eliminação da pobreza extrema e da injustiça. Mobilizamos comunidades e igrejas em todo o mundo a fim de ajudar a garantir que todas as pessoas tenham a oportunidade de alcançar o potencial que lhes foi dado por Deus.

Tearfund, 100 Church Road, Teddington, TW11 8QE, Reino Unido

Tel.: +44 (0)20 3906 3906

E-mail: publications@tearfund.org

Site: learn.tearfund.org

Prefácio

Este recurso tem como objetivo destacar e lidar parcialmente com a grande lacuna que existe na literatura e na prática relacionadas aos resíduos plásticos. Em todo o mundo, uma variedade de novos métodos de tratamento de resíduos plásticos tem surgido nos últimos anos, tanto em macro como em microescala. Entretanto, relativamente pouco tem sido feito para avaliar e comparar a segurança dessas abordagens dos pontos de vista humano e ambiental.

Este documento não pretende mostrar que a crise dos plásticos pode ser resolvida somente por meio da coleta e da reciclagem. As ações para reduzir substancialmente a utilização de plásticos de uso único e substituí-los por alternativas recarregáveis, reutilizáveis e livres de embalagem devem ser a nossa primeira resposta. Entretanto, em uma crise dessa magnitude, precisamos agir simultaneamente em todos os âmbitos – a coleta e a reciclagem seguras são formas de fazer isso.

A Campanha de Combate ao Lixo realizada pela Tearfund chamou a atenção para o escândalo da má gestão do lixo e para a utilização de embalagens plásticas de uso único em particular. A campanha levou-nos a desenvolver um programa crescente de pesquisas e ações de *advocacy* (defesa e promoção de direitos) com o objetivo de melhorar a tomada de decisões destinadas a alcançar uma gestão de resíduos mais segura. As estatísticas falam por si mesmas:

- Até um milhão de pessoas morrem a cada ano de doenças causadas pela má gestão do plástico e de outros resíduos. ([Não há tempo a perder](#), Tearfund, 2019)
- Dois bilhões de pessoas, ou seja, uma em cada quatro no mundo, não têm acesso a coletas regulares de lixo. ([Não há tempo a perder](#), Tearfund, 2019)
- A cada ano, empresas de bens de consumo de rápida movimentação (FMCG, na sigla em inglês) distribuem bilhões de unidades de embalagens plásticas de uso único em países e contextos em que grandes quantidades acabam sendo queimadas nas esquinas das ruas e nos lixões abertos ou despejadas em terrenos ou vias fluviais. ([A questão urgente](#), Tearfund, 2019)

A Tearfund está reivindicando que as empresas de FMCG – e, em particular, a Coca-Cola, a Nestlé, a PepsiCo e a Unilever – façam quatro coisas (em suma):

1. reportem a quantidade de plástico que usam em cada país;
2. reduzam esse uso substancialmente;
3. colem e reciclem o que restar; e
4. façam isso por meio do desenvolvimento de parcerias justas com catadores de materiais recicláveis.

As mudanças começaram a acontecer, apesar de serem lentas e irregulares (consulte a tabela de pontuação da [Campanha de Combate ao Lixo](#)).

À medida que as empresas de FMCG começam a reduzir a quantidade de embalagens plásticas que colocam no mercado e, em particular, a recolher mais do que resta, surgem perguntas claras. O que deveria acontecer com o plástico coletado para reciclagem? Para onde deveriam ser direcionados os investimentos em reciclagem? Pelo fato de as ONGs e os empreendimentos sociais terem começado a abordar o escândalo dos resíduos plásticos localmente, questões semelhantes surgiram em relação às técnicas de processamento no nível micro. Os formuladores de políticas também têm enfrentado dilemas à medida que são criados sistemas obrigatórios de Responsabilidade Estendida do Produtor.

Este recurso, que resume um estudo acadêmico independente, tem como objetivo principal falar com as empresas de FMCG, mas esperamos que também seja útil para os formuladores de políticas, ativistas e aqueles que trabalham diretamente com as comunidades e que fazem as mesmas perguntas.

Nigel Harris
Diretor executivo, Tearfund

Índice

Sumário executivo	1	4.4	Abordagem 4: Purificação à base de solventes	18			
Glossário de termos e abreviações	4	4.4.1	Síntese	18			
1	Introdução	6	4.4.2	Meio ambiente	18		
1.1	Escopo	7	4.4.3	Saúde	18		
2	Metodologia e estrutura deste estudo	9	4.5	Abordagem 5: Despolimerização química (quimólise)	19		
3	O que significa recuperar o valor dos resíduos de embalagens plásticas com segurança?	10	4.5.1	Síntese	19		
3.1	Prevalência e maturidade	11	4.5.2	Meio ambiente	19		
3.2	Segurança ambiental	11	4.5.3	Saúde	19		
3.3	Saúde ocupacional e pública	12	4.6	Abordagem 6: Pirólise e gaseificação	19		
4	Abordagens para a gestão de resíduos de embalagens plásticas	13	4.6.1	Síntese	19		
4.1	Abordagem 1: Reprocessamento mecânico convencional para extrusão	13	Pirólise	19			
4.1.1	Síntese	13	Gaseificação	19			
4.1.2	Meio ambiente	13	4.6.2	Meio ambiente	20		
Potencial de aquecimento global	13	4.6.3	Saúde	21			
Uso de água	13	4.7	Abordagem 7: Coprocessamento em fornos de cimento	22			
Gestão de resíduos	14	4.7.1	Síntese	22			
4.1.3	Saúde	14	4.7.2	Meio ambiente	23		
Riscos ocupacionais durante o reprocessamento de plásticos	14	4.7.3	Saúde	23			
Aplicações que incluem contato com alimentos e substâncias herdadas	14	4.8	Abordagem 8: Incineração com recuperação de energia	23			
4.2	Abordagem 2: Reprocessamento (fibras de garrafa)	15	4.8.1	Síntese	23		
4.2.1	Síntese	15	4.8.2	Meio ambiente	24		
4.2.2	Meio ambiente	15	4.8.3	Saúde	25		
Potencial de aquecimento global	15	5	Discussão	26			
Uso de água	15	5.1	Maturidade comercial e disponibilidade de dados	26			
Gestão de resíduos	16	5.2	Impacto ambiental	27			
Liberação de fibras microplásticas	16	5.2.1	Emissões de carbono	27			
4.2.3	Saúde	16	5.2.2	Gestão de resíduos e perda de pellets	27		
4.3	Abordagem 3: Compósitos poliméricos com cargas minerais	16	5.3	Saúde	27		
4.3.1	Síntese	16	6	Conclusões e recomendações	28		
Pavimentação de ruas e estradas	16	Grupo 1a	28	Grupo 1b	28		
Tijolos, telhas e placas de pavimentação	16	Grupo 2	28	Grupo 3	29		
Agregados secos em concreto	16	Garantias	29	7	Referências	30	
4.3.2	Meio ambiente	17	Apêndice: Abordagem detalhada	41	A1	Escopo, definições e estrutura do relatório	41
Pavimentação de ruas e estradas (betume modificado com polímeros)	17	A2	Revisão da literatura	42	A3	Critérios de inclusão/exclusão	42
Fabricação de tijolos, telhas e placas de pavimentação	17	A4	Avaliação visual da mídia on-line	43			
4.3.3	Saúde	17					

Sumário executivo

Juntamente com os esforços para reduzir os resíduos plásticos, grandes quantidades destes serão coletadas para reciclagem durante a próxima década, como resultado dos compromissos assumidos por algumas das maiores empresas mundiais de bens de consumo de rápida movimentação (FMCG, na sigla em inglês). O processamento do material adicional exigirá uma grande modernização da infraestrutura, bem como mudanças nas redes logísticas pelas quais os resíduos plásticos passam, desde os locais em que são gerados até sua transformação em produtos úteis. As partes interessadas em toda a cadeia de valor dos resíduos plásticos estão ansiosas para examinar maneiras novas e inovadoras de processar os resíduos plásticos a fim de reter o máximo valor de seu material ou de suas propriedades energéticas. Novas tecnologias relacionadas à “reciclagem química” (por exemplo, pirólise, despolimerização e purificação à base de solventes) estão sendo examinadas por inovadores que estão ansiosos para destacar seu potencial de reduzir as perdas de material e o uso de energia em comparação com as abordagens mais convencionais. Em vários exemplos, os resíduos plásticos coletados para reciclagem foram desviados para processos que procuram recuperar energia ou convertê-los em combustíveis, particularmente onde o material não é adequado para o reprocessamento mecânico convencional ou nos casos em que falta infraestrutura de reciclagem.

Nesse cenário de rápida evolução, as pessoas começaram a questionar se alguns dos processos utilizados para recuperar o valor dos resíduos plásticos levam a um melhor resultado geral para a saúde humana e o meio ambiente. Uma preocupação especial é que a tecnologia seja implementada em países que carecem de uma regulamentação eficaz, independente e que conte com recursos suficientes, resultando na emissão/liberação de substâncias e materiais perigosos no meio ambiente. Este estudo foi realizado para aumentar a compreensão de algumas dessas abordagens – novas e antigas – e para responder a perguntas sobre quais tecnologias devem ser apoiadas. Oito abordagens foram identificadas por serem ativamente estudadas pelas empresas de FMCG como soluções potenciais para a crise causada pela poluição plástica (Tabela 1). As evidências do impacto dessas soluções na saúde humana e no meio ambiente estão resumidas neste relatório, que é complementado por um estudo mais detalhado, que foi submetido a uma revista acadêmica para que seja analisado por outros pares ([Safely recovering value from plastic waste in the Global South: Opportunities and challenges for circular economy and plastic pollution mitigation](#)) (Cook et al, 2022).

Tabela 1: Abordagens de recuperação do valor dos resíduos de embalagens plásticas pós-consumo

Abordagem 1	Reprocessamento mecânico convencional para extrusão
Abordagem 2	Reprocessamento mecânico para extrusão (fibras de garrafa)
Abordagem 3	Compósitos poliméricos com cargas minerais: pavimentação de ruas e estradas; fabricação de tijolos, telhas e placas de pavimentação
Abordagem 4	Purificação à base de solventes
Abordagem 5	Despolimerização química (quimólise)
Abordagem 6	Pirólise e gaseificação
Abordagem 7	Coprocessamento em fornos de cimento
Abordagem 8	Incineração com recuperação de energia

Cada abordagem foi avaliada de acordo com seu impacto sobre o meio ambiente, em relação a aspectos de saúde pública e ocupacional e à sua prevalência comercial e maturidade. Isso permitiu fazer uma avaliação adicional de sua adequação para implementação em países de baixa e média renda (PBMRs), incluindo o risco de que possam ser colocadas em funcionamento abaixo dos padrões de segurança. Elas foram organizadas em três grupos (**Grupos de 1 a 3**), tal como é mostrado na **Figura 1**, de acordo com seus riscos relativos e/ou a disponibilidade de evidências, o primeiro dos quais é subdividido em dois subgrupos adicionais (**Grupos 1a e 1b**).

As tecnologias de reprocessamento mecânico do **Grupo 1a** são as menos impactantes para o meio ambiente e a saúde, sendo ao mesmo tempo maduras e apropriadas para implementação nos PBMRs, onde têm sido utilizadas em escala por pelo menos 40 anos. Ainda existem algumas deficiências no reprocessamento mecânico, tais como altas taxas de perda, que podem resultar na má gestão dos resíduos. Entretanto, com uma melhor gestão da matéria-prima e da infraestrutura de coleta de resíduos, essas deficiências podem ser mitigadas até certo ponto.

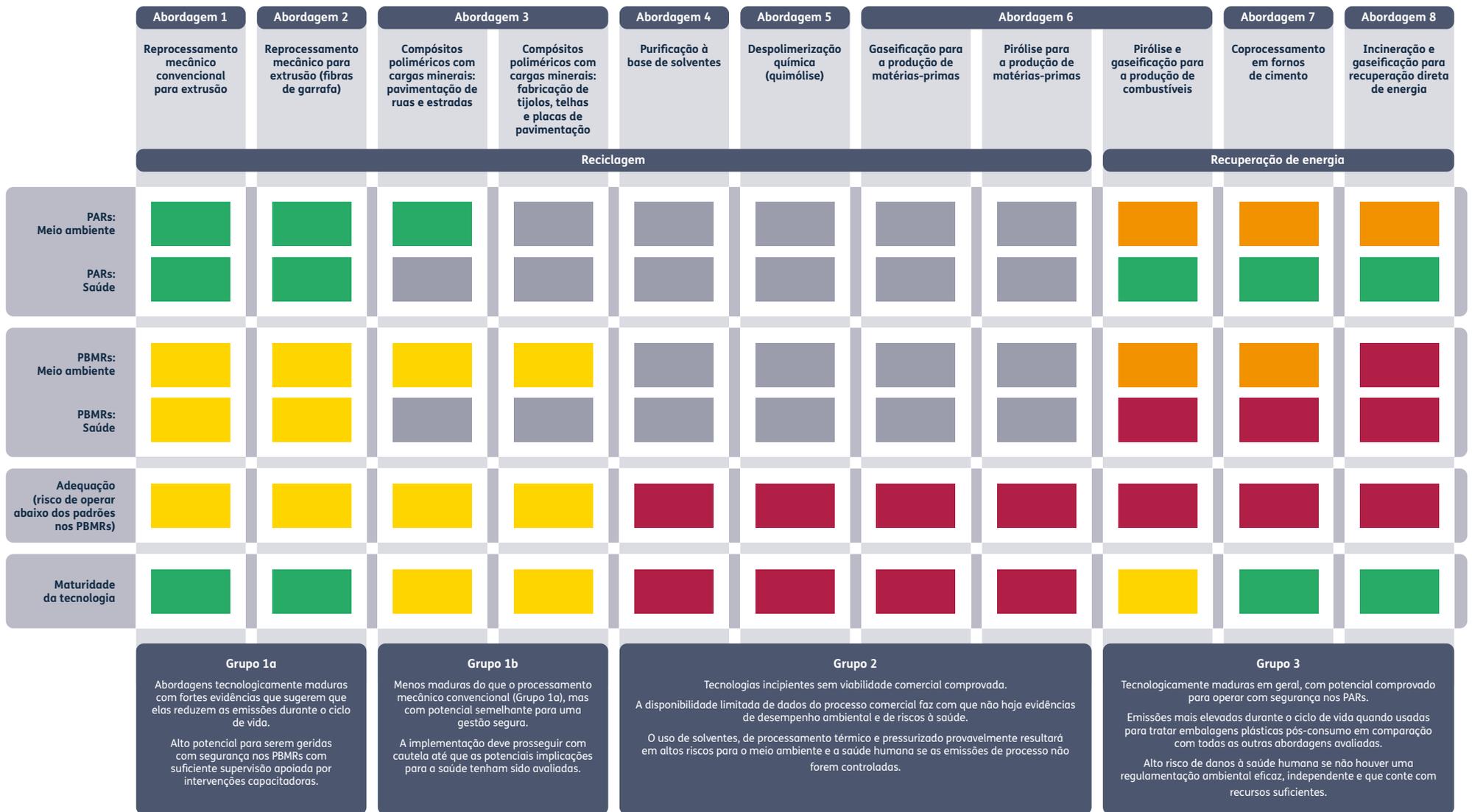


Figura 1: Resumo dos riscos ambientais e sanitários indicativos e adequação para implementação nos PBMRs das abordagens de processamento de resíduos de embalagens plásticas pós-consumo gerados por empresas de bens de consumo de rápida movimentação.

Abreviações
 PARs: Países de alta renda
 PBMRs: Países de baixa e média renda

Legenda		
Meio ambiente e saúde	Adequação (risco de operar abaixo dos padrões nos PBMRs)	Maturidade tecnológica
baixo risco	risco apropriado/baixo de operar abaixo dos padrões	alta maturidade
risco médio-baixo	apropriado, mas com algum risco de operar abaixo dos padrões	matruidade média-alta
risco médio-alto	inapropriado, mas pode ser implementada se os padrões operacionais forem suficientes	matruidade média-baixa
risco alto	risco inapropriado/alto de operar abaixo dos padrões	matruidade baixa
dados insuficientes	dados insuficientes	dados insuficientes

As abordagens do **Grupo 1b** são apropriadas para os PBMRs, embora os dados de apoio limitados e a incipiência comercial indiquem que é necessária mais pesquisa para comprovar os benefícios para a saúde e o meio ambiente. Em particular, o risco de exposição ao plástico fundido, bem como as emissões de combustão a baixas temperaturas são pouco compreendidos. Essas tecnologias devem ser adotadas cautelosamente a curto prazo até que mais trabalhos programados sejam realizados a fim de evidenciar os riscos potenciais para a saúde ocupacional e pública.

Este relatório recomenda que as abordagens dos **Grupos 1a** e **1b** sejam priorizadas em relação às demais (quando apropriado e viável), ao mesmo tempo que se disponibiliza apoio adequado para permitir que reprocessadores menores e menos formais possam operar com segurança.

As tecnologias de “reciclagem química” do **Grupo 2** são imaturas e comercialmente não comprovadas, o que significa que as evidências ambientais e sanitárias relevantes são muito limitadas para que se possa fazer uma avaliação segura. Todos os processos podem envolver calor, pressão, solventes químicos e resíduos potencialmente perigosos com riscos para a saúde humana se não forem cuidadosamente controlados. Segundo fontes anedóticas, parece haver um número crescente de instalações de pirólise de pequena escala nos PBMRs nos últimos anos. Dados os altos riscos de essas tecnologias serem utilizadas abaixo dos padrões, recomenda-se que as empresas de FMCG evitem o uso dessas instalações para processar seus resíduos de embalagens plásticas pós-consumo, a menos que possam comprovar sua eficácia e segurança publicamente.

Os processos térmicos das abordagens do **Grupo 3** não são de reciclagem e não devem ser usados para processar resíduos de embalagens plásticas coletados para reciclagem. O plástico é um combustível fóssil e não deve ser incinerado

para gerar energia, a menos que seja misturado com outros materiais a ponto de ser técnica e economicamente inviável desagregá-los. Os benefícios do ciclo de vida da substituição do carvão são notáveis, porém, à medida que os países descarbonizam seu abastecimento energético, esses benefícios diminuirão rapidamente.

Este estudo não encontrou nenhuma oposição fundamental a qualquer tecnologia por motivos de saúde pública ou ocupacional no contexto correto. Teoricamente, todas elas podem ser utilizadas com segurança, desde que haja controles técnicos e de gestão suficientes. Entretanto, há um sério risco de que as tecnologias dos **Grupos 2** e **3** possam causar sérios danos à saúde humana e ao meio ambiente se forem operadas em jurisdições que não possuem uma regulamentação eficaz, independente e que conte com recursos suficientes. Portanto, recomenda-se que as empresas de FMCG não escolham nenhuma delas para processar resíduos de embalagens plásticas pós-consumo coletados para reciclagem, a menos que tais supervisão e regulamentação possam ser garantidas. Por outro lado, os riscos das abordagens contidas nos **Grupos 1a** e **1b** são menos preocupantes. Mesmo se forem mal utilizadas, o risco de causarem danos às pessoas e ao meio ambiente por meio da extrusão (ou outro tipo de fundição) de poliolefinas e PET pós-consumo será mínimo em comparação com os processos térmicos e químicos que fazem parte dos **Grupos 2** e **3**.

Em todos os casos, as empresas de FMCG devem considerar como podem prestar apoio adequado a fim de permitir que as unidades de reprocessamento trabalhem no sentido de implementar padrões de segurança equivalentes aos da Europa. Quando não houver capacidade suficiente para que os reguladores dos PBMRs possam fazer com que essas normas sejam cumpridas, as empresas de FMCG deverão monitorar a adesão a elas por meio de auditorias independentes.

Glossário de termos e abreviações

Termos

Circularidade do material

Uma combinação de ações, políticas e decisões que permitem e facilitam a reciclagem e/ou transformação de materiais em produtos que, por sua vez, possam ser reciclados. A aspiração de uma “economia circular” é que esses ciclos ocorram com o mínimo de perda de material e energia.

Cisão de cadeia

Refere-se à degradação de polímeros em plásticos em que as ligações na cadeia principal de polímeros são quebradas, tornando-as mais curtas e reduzindo a durabilidade mecânica do plástico.

Coletados para reciclagem

Nesse contexto, “coletados para reciclagem” significa resíduos de embalagens plásticas que foram separados na fonte ou recuperados a partir de dejetos residuais e concentrados com a intenção de recuperar seu valor material ou químico.

Cominuição

Descreve um conjunto de processos que reduzem o tamanho dos materiais por meio da trituração, do estilhaçamento, da moagem, da pulverização ou do corte.

Controle de emissões de processo

Termo usado para descrever atividades e sistemas projetados para controlar a emissão/liberação de substâncias e materiais no meio ambiente.

Despolimerização

Envolve a quebra de polímeros (moléculas de cadeias grandes e longas) em monômeros (moléculas únicas de repetição que compõem os polímeros) ou oligômeros (cadeias curtas de monômeros, não longas o suficiente para serem consideradas polímeros).

Ecotoxicidade

Grau em que as substâncias podem causar danos a uma biota individual, aos agrupamentos de espécies, populações e ecossistemas.

Esgotamento de recursos abióticos

Esgotamento de recursos não biológicos, ou seja, recursos sem origem vegetal ou animal. Exemplos incluem metais, minerais e óleo cru.

Eutrofização

Ocorre quando um corpo de água se torna rico demais em nutrientes. Potencialmente, um reprocessador de plásticos que processa materiais altamente contaminados com alimentos poderia descarregar as águas residuais ricas em alimentos em um sistema aquático. O sobre-enriquecimento resultante pode incentivar o crescimento da flora, muitas vezes de uma única espécie, o que pode alterar a composição biológica e química da água, prejudicando outras espécies e causando a sua perda.

Fluxos elementares

Na avaliação do ciclo de vida, o termo “fluxos elementares” refere-se aos materiais ou aos tipos de energia que estão sendo estudados. Exemplos incluem substâncias químicas, energia elétrica e minerais.

Limite do sistema

Na avaliação do ciclo de vida, o termo “limite do sistema” é usado para definir quais dos componentes (processos e produtos) e fluxos do sistema estão sendo avaliados e quais não estão.

Matéria-prima

Material básico submetido a um processamento mínimo para a fabricação de mercadorias. Exemplos incluem o aço, o plástico, o alumínio e o vidro. As matérias-primas diferem dos minérios e dos chamados “materiais de partida” por estarem prontas para o uso em processos de fabricação.

Materiais de partida

Na química, os materiais de partida são substâncias químicas utilizadas para criar outros materiais por meio de reações químicas. Na ciência dos materiais, o termo é usado para descrever qualquer material que tenha sido submetido a um processo físico, químico ou térmico que o coloque em um estado adequado a partir do qual produtos ou outros materiais possam ser criados ou produzidos. Os materiais de partida podem ser matérias-primas, substâncias químicas ou materiais produzidos como resultado do processamento de resíduos.

Plástico de uso único

O termo “uso único” é definido como qualquer embalagem projetada para tornar-se resíduo após ter sido usada uma vez para seu propósito pretendido. Isso significa que praticamente todas as embalagens plásticas são de “uso único”. O termo não deve ser confundido com “uso efêmero”, o que indica que a fase de uso é muito curta (copos descartáveis para bebidas, canudos de plástico e sacos plásticos são exemplos de produtos de uso único efêmeros).

Reciclagem

Aqui usamos a palavra “reciclagem” para descrever as várias etapas (ou processos) no sistema de fluxo de materiais residuais, que podem incluir: separação, coleta, triagem, transporte e reprocessamento. Explicitamente, essa definição exclui a recuperação de energia por combustão e a conversão de materiais em combustíveis. Embora a maioria das partes interessadas do setor de resíduos, as leis e os padrões escritos concordem com a definição de reciclagem, há casos em que ela continua sendo usada de forma ambígua.

Há um amplo reconhecimento de que abordagens novas ou existentes podem ser justificadamente incluídas na definição desde que não haja combustão, incluindo, por exemplo, a reciclagem química (Fundação Ellen MacArthur, 2020; Organização Internacional Para Padronização, 2013).

As várias definições das palavras “reciclável” e “reciclagem” ao redor do mundo são resumidas pelo Instituto Americano de Embalagem e Meio Ambiente (2018).

Reciclagem em circuito aberto

Recuperação e reprocessamento de materiais utilizados para fabricar artigos que provavelmente não voltarão a ser reciclados devido à perda de propriedades ou porque fazem parte de agregados ou compósitos que são técnica ou economicamente difíceis de desagregar (Obs.: essa definição é oferecida aqui para ajudar na compreensão, porém, ela não é usada consistentemente na literatura científica).

Reciclagem em circuito fechado

Recuperação e reprocessamento de materiais utilizados para fabricar artigos que podem ser reciclados novamente sem uma perda significativa de propriedades (Obs.: essa definição é oferecida aqui para ajudar na compreensão, porém, ela não é usada consistentemente na literatura científica).

Abreviações

ACV	Avaliação do ciclo de vida	PET	Poliétileno tereftalato
BHET	Sigla em inglês de bis(2-hydroxyethyl) terephthalate (tereftalato de bis-hidroxietila)	PP	Polipropileno
EBA	Sigla em inglês de ethylene-butyl acrylate (etileno-acrilato de butila)	PS	Poliestireno
EVA	Sigla em inglês de ethylene-vinyl acetate (etileno acetato de vinila)	PUV	Ponto único de venda
FMCG	Sigla em inglês de fast-moving consumer goods (bens de consumo de rápida movimentação)	PVC	Sigla em inglês de polyvinyl chloride (policloreto de vinila)
MTDs	Melhores técnicas disponíveis	SBS	Sigla em inglês de styrene-butadiene-styrene (estireno-butadieno-estireno)
PARs	Países de alta renda	SEBS	Sigla em inglês de styrene-ethylene/butylene-styrene (estireno-etileno/butileno-estireno)
PBMRs	Países de baixa e média renda	SIS	Sigla em inglês de styrene-isoprene-styrene (estireno-isopreno-estireno)
PE	Poliétileno	SRF	Sigla em inglês de solid recovered fuel (combustíveis sólidos recuperados)
PEAD	Poliétileno de alta densidade	TRL	Sigla em inglês de technological readiness level (nível de prontidão tecnológica)
PEBD	Poliétileno de baixa densidade		

1 Introdução

A crescente preocupação com a poluição plástica resultou em um grande número de abordagens com base em políticas e intervenções por parte de governos, organizações não governamentais e entidades comerciais, destinadas a mitigar os efeitos nocivos dos resíduos plásticos quando estes interagem com o meio ambiente natural (da Costa et al., 2020; Provencher et al., 2020). Como produtoras de grandes quantidades de plástico de uso único, as empresas de bens de consumo de rápida movimentação (FMCG) responderam à crise causada pela poluição plástica com compromissos que visam aumentar a circularidade dos materiais. Por exemplo, a Fundação Ellen MacArthur e o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (2020) obtiveram as assinaturas de mais de 250 empresas globais em toda a cadeia de valor do plástico, comprometendo-as com uma série de medidas, tais como eliminar o plástico evitável, tornar os itens plásticos recicláveis e aumentar o conteúdo de material reciclado em novos produtos plásticos. Simultaneamente, várias organizações, incluindo a Tearfund, têm defendido uma redução geral na fabricação de plásticos em favor de materiais alternativos, modelos de reutilização e a completa eliminação de alguns produtos.

Teoricamente, as intervenções que aumentam a circularidade dos plásticos aumentarão o valor dos resíduos plásticos, criando um incentivo para mantê-los fora do meio ambiente. Muitos milhões de toneladas de resíduos plásticos precisarão ser processados, exigindo investimentos em infraestrutura; maior coleta de itens separados; melhores tecnologias

e práticas de triagem; e o gerenciamento de grandes quantidades de materiais residuais. Essa mudança precisará ser gerida sem causar mais danos ao meio ambiente, à saúde humana e à subsistência daqueles que recuperam os resíduos plásticos para obter renda – em particular, o setor de reciclagem informal (catadores de materiais recicláveis), cujos integrantes recuperam cerca de 90 milhões de toneladas de resíduos a cada ano para a reciclagem, de acordo com as estimativas (Cook; Velis, 2020).

A fim de contribuir nesse cenário de rápida evolução, a Tearfund (2020) tem trabalhado com partes interessadas no desenvolvimento de uma série de diretrizes destinadas a estabelecer parcerias justas entre o setor de resíduos informal e as empresas de FMCG – designadas, a partir daqui, como “Princípios Orientadores”. Embora se concentrem principalmente na manutenção da equidade na cadeia de valor, os Princípios Orientadores também convidam as empresas de FMCG a se comprometerem com o “processamento seguro” dos resíduos plásticos, um termo que ainda não foi definido e que está aberto a interpretações ambíguas pelas diferentes partes interessadas.¹ O objetivo deste relatório é definir o termo e avaliar como ele pode ser aplicado a oito abordagens distintas (Tabela 2). Essas abordagens foram escolhidas após discussões mantidas entre as empresas de FMCG e a Tearfund, indicando que elas estão sendo consideradas ou ativamente adotadas como soluções para recuperar o valor dos resíduos de embalagens plásticas pós-consumo.

Tabela 2: Abordagens para recuperar valor a partir de resíduos de embalagens plásticas pós-consumo coletados para reciclagem

Abordagem 1	Reprocessamento mecânico convencional para extrusão	Seção 4.1
Abordagem 2	Reprocessamento mecânico para extrusão (fibras de garrafa)	Seção 4.2
Abordagem 3	Compósitos poliméricos com cargas minerais: pavimentação de ruas e estradas; fabricação de tijolos, telhas e placas de pavimentação	Seção 4.3
Abordagem 4	Purificação à base de solventes	Seção 4.4
Abordagem 5	Despolimerização química (quimólise)	Seção 4.5
Abordagem 6	Pirólise e gaseificação	Seção 4.6
Abordagem 7	Coprocessamento em fornos de cimento	Seção 4.7
Abordagem 8	Incineração com recuperação de energia	Seção 4.8

¹ A parte G da Seção 1 (Compromissos de políticas) e a parte 2.9 da Seção 2 (Compromissos programáticos) dos Princípios Orientadores fazem referência a “usos finais seguros” dos plásticos reciclados.

1.1 Escopo

Este estudo foca as embalagens plásticas “de uso único”, pois elas representam o principal grupo de plásticos gerados pelas empresas de FMCG que correm o risco de ser geridos indevidamente.² Cada uma das oito abordagens contidas na [Tabela 2](#) será avaliada pressupondo-se que elas sejam usadas para processar resíduos de embalagens plásticas de uso único pós-consumo que foram “coletadas para reciclagem”.³ Isso exclui a avaliação de abordagens usadas no processamento de resíduos de embalagens plásticas pós-consumo que tenham sido misturados com outros materiais, por exemplo, a incineração de “resíduos sólidos urbanos (municipais) mistos” ou o coprocessamento de “combustíveis sólidos recuperados” (que não contêm plásticos) em fornos de cimento.

Embora este relatório avalie as embalagens plásticas coletadas para reciclagem, vários dos processos analisados não são considerados processos de “reciclagem” pela maioria das partes interessadas do setor de resíduos, bem como pelas leis e padrões escritos. Por exemplo, a incineração com recuperação de energia, o coprocessamento em fornos de cimento, a pirólise para a produção de combustíveis e a gaseificação não são processos compatíveis com o termo “reciclagem”. De acordo com um estudo do Instituto Americano de Embalagem e Meio Ambiente (2018), usamos a palavra “reciclagem” para descrever várias etapas (ou processos) no sistema de fluxo de materiais residuais que poderiam incluir a separação, a coleta, a triagem, o transporte e o reprocessamento, excluindo a recuperação de energia por combustão e a conversão de materiais em combustíveis. Há um amplo reconhecimento de que abordagens novas ou existentes podem ser justificadamente incluídas na definição,

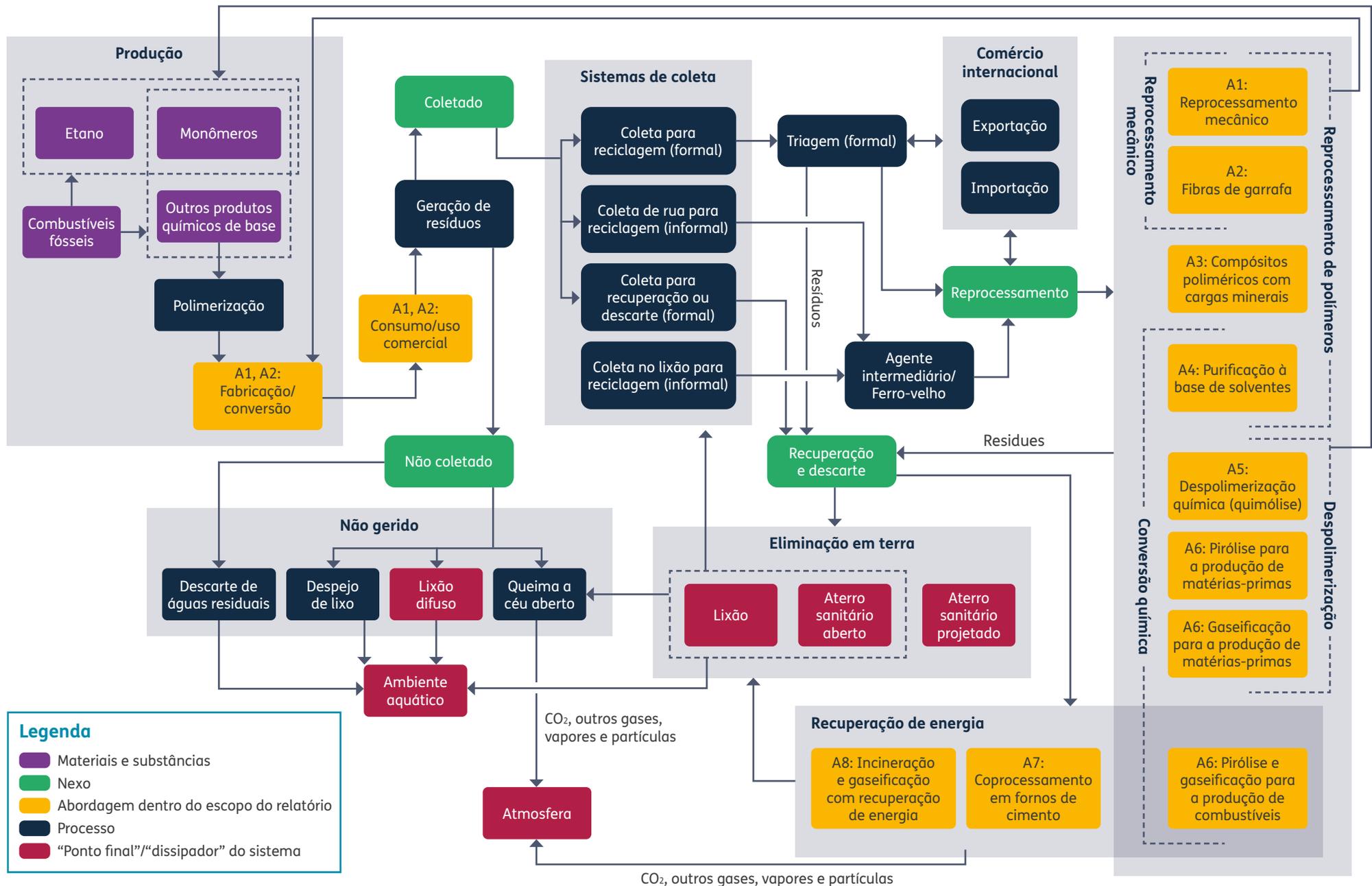
desde que não haja combustão, incluindo, por exemplo, a reciclagem química (Fundação Ellen MacArthur, 2020; Organização Internacional Para Padronização, 2013).

A maior parte das evidências apresentadas neste estudo dizem respeito aos países de alta renda (PARs), embora a ênfase dos resultados e as conclusões se concentrem em como essas evidências se relacionam com o contexto dos países de baixa e média renda (PBMRs), onde ocorre a maior parte da má gestão dos resíduos plásticos do mundo (Kaza et al., 2018; Lau et al., 2020).

Nenhuma abordagem para recuperar ou reprocessar os resíduos de embalagens plásticas pós-consumo existe isoladamente. Os plásticos fluem pela sociedade por meio de um sistema complexo que envolve muitos componentes e fases, incluindo a fabricação, o uso, a gestão de fim de vida útil e a má gestão. Para a maior parte da massa de plástico produzida, o sistema é linear, com cerca de 100 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos de plástico sendo descartados a cada ano e uma quantidade semelhante sendo gerida indevidamente (Lau et al., 2020). Uma representação básica desse sistema complexo é ilustrada no diagrama conceitual contido na [Figura 2](#). As oito abordagens são representadas pelos campos de cor laranja (**A1 a A8**). As abordagens **A1** e **A2** aparecem duas vezes no diagrama. Isso é porque o sistema de materiais é circular e existe o risco de que substâncias, materiais e agentes biológicos sejam transferidos para os novos produtos de uma fase de uso anterior ou como resultado de uma atividade de gestão de resíduos. A fabricação/conversão e o consumo/uso comercial estão, portanto, dentro do escopo das abordagens **A1** e **A2**.

-
- 2 O termo “uso único” é definido como qualquer embalagem projetada para tornar-se resíduo após ter sido usada uma vez para seu propósito pretendido. Isso significa que praticamente todas as embalagens plásticas são de “uso único”. O termo não deve ser confundido com “uso efêmero”, que indica que a fase de uso é muito curta (copos descartáveis para bebidas, canudos de plástico e sacos plásticos são exemplos de produtos de uso único efêmeros).
 - 3 Nesse contexto, “coletados para reciclagem” significa resíduos de embalagens plásticas que foram separados na fonte ou recuperados a partir de detritos residuais e concentrados com a intenção de recuperar seu valor material ou químico.

Figura 2: Fluxo de materiais generalizado do plástico e da gestão de resíduos plásticos na sociedade. Adaptado de Cook et al. (2020), Hahladakis et al. (2018), Rollinson e Oladejo (2020) e Lau et al. (2020). As setas denotam o fluxo da massa de materiais, a menos que seja especificado de outra forma. **A1–A8** representam as oito abordagens detalhadas na [Tabela 2](#).



2 Metodologia e estrutura deste estudo

Esta é uma revisão rápida, que resume evidências de outros estudos, complementados com recursos bibliográficos obtidos por meio de amostragens em “bola de neve” e métodos de pesquisa de citações (Cooper et al., 2018). A maior parte da literatura revisada é acadêmica porque muitas vezes é mais confiável, tendo sido submetida ao escrutínio de revisores anônimos antes de sua publicação. Outros trabalhos não acadêmicos também foram incluídos quando pareceram suficientemente robustos para justificar sua inclusão. Para alguns tópicos, como a reciclagem mecânica, foi feita uma análise de evidências disponíveis nos meios de comunicação (YouTube) como fonte de evidências nos casos em que a literatura acadêmica ou cinzenta (não publicada) era insuficiente. A bibliografia detalhada está disponível no [Apêndice](#).

Na [Seção 3](#), o conceito de segurança é abordado juntamente com uma discussão de alguns tipos de informações que podem ser usadas para comprová-lo. A [Seção 4](#) resume as evidências relativas às oito abordagens e discute os seguintes aspectos de cada uma delas:

1. Prevalência e maturidade (contexto);
2. Benefícios e impactos ambientais; e
3. Desafios ocupacionais e de segurança pública.

A [Seção 5](#) discute a disponibilidade dos dados e sua robustez e classifica a maturidade comercial de cada uma das abordagens ([Seção 5.1](#)). Na [Seção 6](#), as abordagens são avaliadas quanto à adequação para implementação nos PBMRs e, em seguida, são organizadas em grupos para simplificar o grau de conhecimento e a segurança relativa de cada uma delas.

Separadamente, um trabalho mais detalhado foi submetido a uma revista acadêmica que apoia as evidências contidas no presente estudo, e uma cópia foi disponibilizada em um servidor de pré-impressão ([Safely recovering value from plastic waste in the Global South: Opportunities and challenges for circular economy and plastic pollution mitigation](#)). A lógica para se fazer isso é que, além do trabalho acadêmico concluído durante a elaboração deste relatório, as evidências e as conclusões subjacentes serão revistas por pares anonimamente, reforçando seu mérito e rigor.



Um caminhão descarrega garrafas plásticas no depósito de uma empresa que coleta garrafas plásticas em Kinyamwezi.
Foto: Daniel Msirikale/Tearfund

3 O que significa recuperar o valor dos resíduos de embalagens plásticas com segurança?

Uma lógica fundamental para a gestão de resíduos é reduzir o risco de substâncias, materiais e agentes biológicos potencialmente nocivos interagirem com os seres humanos, os animais, as plantas e o meio ambiente. Os resíduos são contidos para evitar essa interação ou transformados para que se tornem menos nocivos. Por exemplo, os aterros sanitários são usados para “conter” resíduos nocivos e as unidades de compostagem são usadas para “transformar” os resíduos biológicos a fim de reduzir sua bioatividade.

Às vezes, o ato de conter ou transformar resíduos pode trazer desafios adicionais. Por exemplo, os aterros sanitários modernos podem ser projetados para conter resíduos de forma eficaz, mas as condições que eles oferecem continuam resultando na produção de metano quando o material biológico se decompõe sem oxigênio. Da mesma maneira, os incineradores utilizam a combustão para reduzir a periculosidade dos resíduos (transformados), mas também produzem gases e partículas potencialmente prejudiciais que devem ser controlados para evitar danos às pessoas, aos animais, às plantas e ao meio ambiente.

Quando os resíduos plásticos são liberados no meio ambiente por meio da queima/incineração, do despejo ou acidentalmente, eles podem causar danos aos animais, às plantas e às pessoas (Cook; Velis, 2020). Para evitar isso, podemos coletar, conter ou transformar os resíduos plásticos em produtos úteis, tais como matérias-primas secundárias (plástico reciclado), substâncias químicas (por exemplo, monômeros), calor ou combustíveis. Os processos seguidos para realizar essas transformações envolvem a quebra do plástico em pedaços menores (cominuição), o aquecimento, a aplicação de pressão ou até mesmo o uso de solventes para quebrar ou purificar os polímeros constituintes. Surpreendentemente ou não, esses processos resultam na emissão de substâncias e partículas, tanto dos plásticos à medida que são transformados, como também por meio da geração de energia para realizar as transformações necessárias. Este estudo procura determinar se os riscos associados aos danos causados por essas emissões superam os benefícios da recuperação de energia ou materiais dos plásticos.

Convenção de Basileia sobre o Controle de Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e seu Depósito (Artigo 2, n.º 8)

“Gestão ambientalmente correta de resíduos perigosos ou outros resíduos significa tomar todas as medidas cabíveis a fim de garantir que os resíduos perigosos ou outros resíduos sejam geridos de uma forma que proteja a saúde humana e o meio ambiente contra os efeitos adversos que podem resultar de tais resíduos.”

PNUMA e Convenção de Basileia, 2020a

Não existem diretrizes que avaliem a segurança relativa ou absoluta das oito abordagens analisadas neste relatório. Um grupo de trabalho aberto da Convenção de Basileia (s.d.)⁴ fez algum progresso ao realizar um estudo (PNUMA; Convenção de Basileia, 2020b) da “gestão ambientalmente correta” dos plásticos, uma expressão usada em emendas feitas recentemente à Convenção (PNUMA; Convenção de Basileia, 2020a). O estudo é abrangente e cobre muitos aspectos relacionados à gestão de plásticos, embora não compare e avalie a segurança relativa dos processos.

Três conceitos são usados para “testar”, avaliar e comparar a segurança relativa de cada uma das oito abordagens discutidas nas subseções a seguir:

1. Prevalência e maturidade (contexto) ([Seção 3.1](#));
2. Benefícios e impactos ambientais ([Seção 3.2](#)); e
3. Desafios ocupacionais e de segurança pública ([Seção 3.3](#)).

Esses três testes são aplicados a cada abordagem ao longo deste relatório e, em seguida, são utilizados para avaliar sua adequação ao processamento de embalagens plásticas nos PBMRs de maneira qualitativa.

4 Convenção de Basileia sobre o Controle de Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e seu Depósito.

3.1 Prevalência e maturidade

A maturidade e a prevalência de um processo ou abordagem podem indicar quão certos estamos de que ele é seguro ou eficaz. Um bom exemplo do setor de gestão de resíduos é o aterro sanitário, que tem sido a abordagem mais prevalente na gestão de resíduos sólidos urbanos durante milênios (Rodríguez, 2012). O planejamento dos aterros sanitários evoluiu substancialmente no último século e nossa capacidade de gerir seus efeitos negativos sobre o meio ambiente melhorou. Somos capazes de projetar revestimentos, tampas e equipamentos de captura de poluentes mais eficazes; as estruturas dos aterros sanitários podem se tornar estáveis. A contenção e o tratamento de emissões de aterros sanitários continuam sendo um desafio. O uso de aterros sanitários ainda é considerado o método menos favorável de gestão de resíduos, e muitos governos e regiões se comprometeram a eliminá-lo gradativamente.⁵ Porém, levando em conta que construímos tantos aterros sanitários, nossa experiência com essa abordagem é muito significativa. Assim, podemos estar razoavelmente certos em relação aos custos da construção e da operação dos aterros sanitários, bem como a seus benefícios e desvantagens ambientais.

Em contraste, temos menos certeza quando se trata de tecnologias mais recentes. Quanto menos dados de processos existirem, menos certeza poderemos ter sobre quanta energia será utilizada, que poluentes serão emitidos ou quão comercialmente viável uma abordagem pode ser em todo o ciclo de vida. Isso é particularmente importante para os processos incipientes, como os descritos como “reciclagem química” (Abordagens 4, 5 e 6 deste relatório). Entretanto, mesmo com processos mais estabelecidos, como a reciclagem mecânica de plásticos, tem havido deficiências de mercado substanciais. Embora a reciclagem mecânica de

plásticos venha sendo implementada comercialmente nos PBMRs desde pelo menos os anos 80 e introduzida em escala nos PARs nos anos 2000, muitas unidades não conseguiram manter a viabilidade comercial (Lerpiniere; Cook, 2018).

Os operadores de novas tecnologias podem estar preocupados quanto a compartilhar dados de processos, seja porque eles funcionam bem e querem monopolizar o mercado, seja porque não funcionam e querem atrair investimentos para melhorá-los. Ocasionalmente, os inovadores podem ofuscar a verdade ao perceber que seus processos não funcionam, e continuam tentando atrair financiamento (Hindenburg Research, 2020; Straker et al., 2021). Portanto, é compreensível que haja poucas informações sobre os processos relativos a algumas tecnologias mais novas.

Nos casos em que os dados do processo em questão foram publicados, os métodos relativos à obtenção de dados são transparentes e os conflitos de interesse não interferem nas constatações: somos capazes de avaliar, comparar e criticar objetivamente. Contudo, é muito mais desafiador avaliar as inovações incipientes, portanto, há mais incerteza sobre como elas funcionarão em um contexto comercial e que riscos elas representam para a saúde humana ou para o meio ambiente. Neste relatório, discutiremos a maturidade relativa das abordagens e resumiremos as evidências que indicam sua prevalência enquanto processos comprovados comercialmente. O objetivo dessa parte da avaliação não é anular ou negligenciar os dados provenientes de inovações, mas ter uma noção de quão certos estamos de que determinado processo nos ajudará a reduzir a poluição plástica, em vez de exacerbá-la com emissões indesejadas.

3.2 Segurança ambiental

Os plásticos causam uma série de impactos ambientais, incluindo emissões de CO₂eq durante a fabricação, o reprocessamento ou a combustão; liberação de detritos/emissão de partículas em ambientes marinhos e terrestres durante todas as fases do ciclo de vida; esgotamento de recursos abióticos como consequência da fabricação de plásticos; e emissões de substâncias químicas durante a fabricação e por meio da migração durante todas as fases subsequentes (Nielsen et al., 2020). De acordo com Zheng e Suh (2019), estima-se que a fabricação global de plásticos contribua com aproximadamente 1,7 bilhão de toneladas de emissões de CO₂eq. Estima-se que essas emissões aumentem para 6,5 bilhões de toneladas de CO₂eq até 2050.⁶ Por outro lado, os plásticos podem levar a muitos benefícios ambientais

devido à sua grande utilidade em comparação com outros materiais, bem como sua capacidade de proteger substâncias e materiais mais valiosos que, caso contrário, seriam danificados ou destruídos (Andrady; Neal, 2009; Bisinella et al., 2018; Edwards; Fry, 2007; Franklin Associates, 2018).

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é a abordagem mais desenvolvida para quantificar e comparar as emissões no meio ambiente. Entretanto, ela tem sido criticada por apresentar inconsistências entre o uso e a comunicação de fluxos elementares (Edelen et al., 2018); pelo fato de os limites do sistema serem escolhidos de forma inconsistente (Tillman et al., 1998);⁷ por atribuir (outsourcing) impactos ambientais a outras partes de um sistema que não estão sendo analisadas (Klöpffer; Grahl, 2014); e por fatores de

5 Aqui, “gestão de resíduos” exclui a autogestão, por exemplo, por meio da queima e do despejo a céu aberto, que são mais prejudiciais do que os aterros sanitários.

6 Com base em um cenário contrafactual no qual o atual mix global de geração de energia permaneceria estático.

7 A escolha de onde colocar o limite do sistema pode afetar fortemente o resultado de um estudo. Por exemplo, uma avaliação do impacto de turbinas eólicas que negasse a geração de energia durante a fase de uso ignoraria a energia fóssil evitada durante sua vida útil, mostrando que as turbinas eólicas prejudicam o meio ambiente. Às vezes, uma escolha aparentemente sutil de incluir ou excluir certos componentes do sistema pode afetar substancialmente o resultado de um estudo. Deve-se tomar cuidado ao comparar estudos de avaliação do ciclo de vida com limites do sistema inconsistentes porque eles estão comparando sistemas diferentes.

emissão inconsistentes,⁸ que podem variar de acordo com a fonte ou o software utilizado e afetar os resultados de determinados estudos (Jain et al., 2015; Rajendran et al., 2013). Além disso, os estudos baseados na técnica ACV geralmente omitem dados sobre a má gestão dos resíduos. Por exemplo, Zheng e Suh (2019) relataram que as emissões de CO₂eq da fase de fim de vida são apenas 9% do total. Entretanto, como em muitos estudos baseados na técnica ACV, eles não avaliaram o impacto dos resíduos plásticos quando incinerados/queimados a céu aberto e de forma não controlada, que podem chegar a 49 milhões de toneladas por ano (Lau et al., 2020). Essa massa poderia resultar em muitos milhões de toneladas adicionais de CO₂eq, muito mais do que a fase de produção (Gower et al., 2020; Reyna-Bensusan et al., 2018; Wiedinmyer et al., 2014).

3.3 Saúde ocupacional e pública

Ao redor do mundo, o setor de gestão de resíduos tem um histórico ruim de acidentes e doenças (Doherty, 2019). Isso é mais agudo nos PBMRs, onde os recursos para mitigar os danos à saúde humana de forma abrangente nem sempre são suficientes. A maioria das evidências analisadas neste relatório vem dos PARs, pois a falta de recursos nos PBMRs faz com que os dados relativos à saúde e à segurança também sejam escassos. Supõe-se que o controle da exposição aos riscos esteja correlacionado com os recursos disponíveis para controlá-los, com o nível de supervisão regulamentar e com a capacidade de fazer cumprir a regulamentação. Se as empresas de FMCG desejam proteger a saúde ocupacional

Apesar de suas deficiências, a ACV continua sendo a abordagem mais amplamente relatada para evidenciar e comparar os impactos ambientais das atividades e processos antropogênicos e da produção de materiais. Neste relatório, apresentaremos pequenos resumos de informações derivadas da técnica de ACV juntamente com uma narrativa que visa destacar incertezas e omissões potenciais dos dados apresentados. Entretanto, não está dentro do âmbito do presente estudo fazer uma avaliação quantitativa geral dos benefícios e das desvantagens ambientais de qualquer via de tratamento particular no contexto do sistema global mais amplo. Embora muitos dos dados relatados sejam proporcionais à Hierarquia Europeia de Resíduos (Comissão Europeia, 2008),⁹ esse marco não é mencionado deliberadamente, pois nem sempre é corroborado por todos os estudos. Em vez disso, é fornecida uma avaliação qualitativa específica de cada abordagem.

e pública, este relatório destacará alguns dos perigos e riscos de que elas precisam estar cientes a fim de garantir o pleno cuidado com o processamento dos materiais que elas colocam no mercado. É importante ressaltar que não está no âmbito deste estudo (revisão rápida) apresentar uma avaliação abrangente dos riscos à saúde e à segurança associados a cada uma das oito abordagens. É provável que haja muitos outros riscos não abordados, os quais seriam um tópico interessante para um estudo muito maior. Em vez disso, este estudo teve como objetivo resumir os dados disponíveis a fim de avaliar o padrão geral de gestão de riscos provavelmente presente em diferentes contextos.

8 Estudos de avaliação do ciclo de vida são frequentemente realizados utilizando bases de dados proprietárias que contêm informações utilizadas para calcular as emissões/liberações de energia, substâncias e materiais de diferentes processos no sistema que está sendo estudado. A variação na escolha dos fatores tem o potencial de ter um impacto substancial nos resultados de um estudo.

9 A Hierarquia de Resíduos não é utilizada apenas na Europa, embora este documento se refira a ela especificamente por uma questão de consistência, pois possui um conjunto de definições claramente delineado e demarcado.

4 Abordagens para a gestão de resíduos de embalagens plásticas

4.1 Abordagem 1: Reprocessamento mecânico convencional para extrusão

4.1.1 Síntese

Hoje em dia, o reprocessamento mecânico de resíduos plásticos é uma tecnologia relativamente madura, tendo sido empregada nos PBMRs desde pelo menos os anos 1980 e 1990 (Lardinois; Klundert, 1995; Wahab et al., 2007). As operações realizadas nas instalações de reprocessamento variam desde aquelas extremamente simples, que envolvem a remoção manual e mínima de contaminantes, seguida de fundição e reextrusão, até operações extremamente complexas, que envolvem múltiplas etapas destinadas a purificar e concentrar o plástico, remover a contaminação de sua superfície e outros itens não plásticos utilizando equipamentos sofisticados (Schyns; Shaver, 2020). Nos PBMRs existe uma variedade ampla e diversificada de tipos e escalas de instalações em muitos países e culturas – desde operações extremamente rudimentares em pátios e quintais até instalações comerciais de grande escala, com múltiplos processos unitários. De modo geral, as instalações de reprocessamento mecânico nesses países muitas vezes dependem da separação manual, embora muito poucos dados de processos estejam disponíveis na literatura científica, deixando uma lacuna evidente em nossa compreensão e, portanto, em nossa capacidade de avaliar os riscos de segurança desses processos para o meio ambiente ou para a saúde humana.

As evidências de como as instalações de reprocessamento de plásticos operam nos PARs estão razoavelmente bem documentadas, embora a sensibilidade do ponto de vista comercial às vezes obscureça os últimos desenvolvimentos. A classificação manual está sendo lentamente substituída à medida que a tecnologia de separação ótica aumenta em precisão, e muitas unidades modernas relataram reduzir consideravelmente suas perdas materiais conforme seus processos e aprendizagem amadurecem. As unidades tendem a ser maiores nos PARs, pois os operadores exploram a economia de escala (Lerpiniere; Cook, 2018). Embora muitas unidades nesses países tenham tido dificuldades para manter sua estabilidade comercial durante o início do século 21, em 2020, o negócio de reciclagem mecânica parece estar em expansão, incentivado por políticas governamentais e compromissos voluntários de empresas que prometem aumentar a demanda por materiais secundários.

4.1.2 Meio ambiente

Potencial de aquecimento global

De forma esmagadora, os estudos baseados na técnica de ACV indicam que a reciclagem mecânica para extrusão está associada a benefícios ambientais líquidos em comparação com todas as outras opções de tratamento (Bernardo et al., 2016; Lazarevic et al., 2010).¹⁰ Muito poucas ACVs examinam unidades de reprocessamento que operam nos PBMRs, o que significa que não há dados de processos relativos a essas instalações (Laurent et al., 2014). Existem poucas exceções (encontradas em uma pesquisa não exaustiva) na China (Gu et al., 2017; Zhang et al., 2020), na Índia (Aryan et al., 2019; Choudhary et al., 2019) e no Brasil (Martin et al., 2021). É possível que as operações de menor escala, mais simples ou a seco resultem em menor impacto ambiental em comparação com alguns processos adotados nos PARs. Por exemplo, os benefícios relativos da reciclagem baseada em operações com tecnologias mais básicas na Índia, destacados por Aryan et al. (2019), mostraram emissões muito baixas provenientes da reciclagem mecânica em comparação com todas as outras formas de tratamento, com uma lacuna consideravelmente maior do que seria esperado em um PAR, apesar do uso direto de carvão para aquecer a água e os flocos secos.

Deve ser dada mais atenção à coleta e à avaliação de processos nos PBMRs para os quais não existem estudos confiáveis. Entretanto, o reprocessamento mecânico provavelmente continua sendo o método de processamento de menor impacto em comparação com todos os demais.

Uso de água

A forma como a água é usada e descartada também deve ser cuidadosamente avaliada pelas empresas de FMCG que estão considerando processar suas embalagens utilizando reprocessadores mecânicos convencionais, especialmente em regiões onde há escassez de água. Embora algumas unidades sejam totalmente “secas”, aquelas que utilizam água podem consumir entre 340 e 452 litros por tonelada de resíduos plásticos processados (Chen et al., 2019). Desse total, entre 65% e 95% torna-se água residual. Plásticos altamente contaminados podem levar a um uso muito maior de água, ou seja, cerca de 1.200-1.600 L t⁻¹ de resíduos plásticos processados, conforme relatado por Aryan et al. (2019). Se as águas residuais não forem tratadas corretamente, elas podem contribuir para a ecotoxicidade em água doce, ecotoxicidade na água do mar e eutrofização. As empresas de

10 Há algumas indicações de que quando os plásticos estão muito sujos, a energia utilizada para limpá-los aumenta as emissões além daquelas emitidas durante a incineração com recuperação de energia. Mas as evidências são escassas e, portanto, são necessárias mais pesquisas para descobrir quão crítico esse aspecto do processamento é para o impacto ambiental. O impacto da incineração com recuperação de energia é reduzido apenas por causa da substituição da geração de eletricidade pelo carvão; os plásticos continuam sendo combustíveis fósseis. Portanto, à medida que as redes energéticas se descarbonizam ao longo do próximo século, é provável que os argumentos a favor da reciclagem mecânica melhorem substancialmente.

FMCG devem garantir que as unidades que processam seus materiais incorporem tanto a recirculação da água quanto o tratamento eficaz das águas residuais antes do descarte.

Gestão de resíduos

Embora não haja evidências científicas consolidadas e sistemáticas de tal prática, a má gestão dos resíduos plásticos¹¹ por parte das unidades de reprocessamento de plásticos nos PBMRs foi reconhecida por vários governos nacionais (Liang et al., 2021; Secretariado da Convenção de Basileia, 2019) e evidenciada nos meios de comunicação (60 Minutes Australia, 2019; BBC News, 2020; CBC News, 2019; SKY News, 2018). Cerca de 50% das embalagens plásticas mistas estão em risco de serem mal geridas, por serem de baixo valor ou de concentração muito baixa para separar de forma econômica (SYSTEMIQ; The Pew Charitable Trust, 2020). Nos países que carecem de uma regulamentação relativa à gestão de resíduos que conte com recursos suficientes para tal e seja efetivamente aplicada, o risco de esses resíduos serem descartados em terrenos, ambientes aquáticos ou queimados é considerável (Velis; Cook, 2021). Todas essas opções podem causar sérios danos ao meio ambiente e à saúde humana.

Também é provável que a perda de pellets e fragmentos plásticos provenientes das atividades de reprocessamento nos PBMRs contribua proporcionalmente pouco, mas significativamente, para a poluição por microplásticos. A maioria dos estudos está relacionada com os PARs (Boucher; Friot, 2017; Cole; Sherrington, 2016; Lassen et al., 2015), porém, este estudo notou a existência de evidências nos meios de comunicação relativas a várias unidades em que a liberação de detritos plásticos parecia ser mal controlada (Potdar, 2015; Saha, 2020; Singh, 2018; SPS, 2018b; Triwood1973, 2009).

Para garantir que as empresas de FMCG não contribuam mais para a má gestão dos resíduos e para a perda de pellets e fragmentos plásticos no meio ambiente, recomenda-se que as unidades de reprocessamento que lidam com os resíduos plásticos pós-consumo das FMCG sigam uma política de descarte zero no meio ambiente (tanto quanto for razoavelmente possível) e que isso seja monitorado e auditado de maneira independente por terceiros – por exemplo, Operation Clean Sweep (2020).

4.1.3 Saúde

Riscos ocupacionais durante o reprocessamento de plásticos

Os principais plásticos (poliolefinas e PET) utilizados em embalagens representam poucas ameaças à saúde humana por meio da emissão de substâncias perigosas durante a extrusão, se isso for feito com ventilação mecânica adequada ou diluição (Cook et al., 2020; Unwin et al., 2013). Entretanto, a extrusão de PVC e poliestireno (PS) em ambientes sem controles de engenharia pode expor os operários a altas concentrações de compostos orgânicos voláteis (He et al., 2015). Os contaminantes da fase de uso anterior, por

exemplo, nos casos em que materiais não provenientes de embalagens são processados juntamente com materiais de embalagens, poderiam expor os operários a substâncias preocupantes, como os retardadores de chama bromados e os ftalatos (Tang et al., 2014; Tang et al., 2015; Tsai et al., 2009). Para minimizar os riscos para os operários e moradores das proximidades das instalações de reprocessamento de plásticos, as empresas de FMCG devem garantir que os reprocessadores que recebem seus materiais implementem procedimentos rigorosos para rastrear a origem de todos os materiais de entrada, bem como controles suficientes das emissões atmosféricas.

Evidências provenientes dos meios de comunicação, relativas a uma variedade de perigos no local de trabalho nos PBMRs, mostraram casos de exposição a maquinários de alta velocidade, de alto torque ou de alta temperatura, bem como a substâncias cáusticas (Daharwal, 2018; Industries, 2019; Kumar, 2019; Micro Machinery Manufacture, 2018; Mooge Tech., 2015; Potdar, 2015; Saha, 2020; Singh, 2018; SPS, 2018a, 2018b; The Times of India, 2019; Triwood1973, 2009). Embora tenham sido identificados dois exemplos de unidades que pareciam ser geridas com segurança (Carretino Proyectos, 2016; Kao, 2014), a maioria carecia de EPI para seus trabalhadores e não foi encontrada qualquer evidência de que houvesse sistemas de trabalho seguros. Para garantir que a saúde ocupacional ou pública seja protegida na medida do que é razoavelmente possível, recomenda-se que as empresas de FMCG prestem apoio adequado a fim de permitir que as unidades de reprocessamento trabalhem no sentido de implementar padrões de segurança equivalentes aos da Europa. Quando não houver capacidade suficiente para que os reguladores dos PBMRs possam fazer com que essas normas sejam cumpridas, as empresas de FMCG deverão monitorar a adesão a elas por meio de auditorias independentes.

Aplicações que incluem contato com alimentos e substâncias herdadas

O uso de plásticos secundários em novas embalagens que entram em contato com os alimentos é rigorosamente controlado em muitos países e proibido em outros devido ao risco de que substâncias potencialmente perigosas da fase de uso anterior possam ser herdadas (transferidas) pelos materiais utilizados em novos produtos (Ministério da Saúde e Bem-Estar da Família, 2018; PackagingLaw.com, 2020; Rosato, 2020). É possível que as chamadas “substâncias herdadas” (Wagner; Schlummer, 2020) estejam presentes em níveis muito baixos em todos os plásticos secundários. Há algumas evidências de que a legislação e sua aplicação para evitar essa contaminação herdada nem sempre sejam suficientes para proteger a saúde humana nos PARs, e várias contaminações foram detectadas em embalagens e brinquedos que entram em contato com os alimentos, embora em baixas concentrações (Cook et al., 2020).

Vários países permitem o uso de plásticos secundários em materiais que têm contato com os alimentos, incluindo o México (Petstar, 2018), a África do Sul (Petco, s.d.) e o Brasil (PackagingLaw.com, 2019). Entretanto, nos países em que

11 Aqui, “resíduos plásticos” descreve a fração de resíduos plásticos coletados para reciclagem, mas que é muito diversa ou não concentrada para ser economicamente recuperável. Por exemplo, o PET rígido, o PEAD e o PP frequentemente compõem a maior parte de uma carga de embalagens plásticas mistas por peso e, portanto, são mais comumente reciclados. Os vários tipos de filmes, sacolas e potes de iogurte de poliestireno estão presentes com menos frequência e é muito mais desafiador separá-los, limpá-los e purificá-los. Portanto, esses itens são constantemente descartados como “dejetos residuais”.

isso não é possível, a legislação pode representar uma barreira para as empresas de FMCG que se comprometeram a reciclar materiais para produzir embalagens que entram em contato com os alimentos. Parece que vários governos flexibilizaram ou podem estar se preparando para flexibilizar a legislação a fim de permitir uma maior circularidade e a gestão com base nos riscos das substâncias preocupantes herdadas da fase anterior de uso (PackagingLaw.com, 2020;

Rosato, 2020). Para evitar a contaminação dos produtos secundários com substâncias preocupantes herdadas, recomenda-se que as empresas de FMCG garantam que as empresas extrusoras que processam suas embalagens implementem procedimentos rigorosos para rastrear a origem de todos os materiais de entrada e garantir que eles sejam processados separadamente dos plásticos que não são provenientes de embalagens.

4.2 Abordagem 2: Reprocessamento (fibras de garrafa)

4.2.1 Síntese

O reprocessamento de garrafas para produzir fibras envolve processos bastante semelhantes ao reprocessamento mecânico convencional para extrusão. O material de entrada é o plástico PET (geralmente garrafas) e o produto é o fio de poliéster, utilizado no processamento de artigos têxteis. Dos 55 milhões de toneladas de poliéster produzidos em 2018, aproximadamente 7,2 milhões de toneladas (13% em peso) foram produzidos a partir de garrafas PET pós-consumo e de fibras fiadas PE (polietileno) pós-industriais (Textile Exchange, 2019). A proporção de conteúdo reciclado no poliéster aumentou continuamente durante a última década, embora tenha diminuído ligeiramente em três pontos percentuais após a proibição de importação de resíduos plásticos por parte da China (Ministério de Ecologia e Meio Ambiente, 2017), destacando o impacto das restrições internacionais sobre a economia circular. Em 2008, estimava-se que a fiação de poliéster absorvesse pouco mais de 70% dos materiais PET coletados para reciclagem (Park; Kim, 2014). Em 2016, essa proporção diminuiu para aproximadamente 44%, já que quantidades cada vez maiores de material estavam sendo usadas em aplicações de embalagem (Sarioğlu; Kayanak, 2018). A tecnologia de produção de fibras de garrafa é madura e vem sendo implementada desde os anos 90 (Patagonia, s.d.), e há algumas evidências de que o processo melhora a resistência dos polímeros (Muslim et al., 2016) em comparação com as aplicações de fabricação de garrafas a partir de garrafas recicladas, em que algumas cisões de cadeia podem resultar na perda de propriedades mecânicas (Shen et al., 2010).

4.2.2 Meio ambiente

Potencial de aquecimento global

Embora haja poucas pesquisas que evidenciem os impactos do ciclo de vida da reciclagem de garrafas para a produção de fibras, os poucos estudos existentes indicam que ela tem um desempenho igual ou melhor do que a abordagem de reciclagem de garrafas para a fabricação de novas garrafas (Komly et al., 2012; RDC-Environment, 2010; Shen et al., 2011). Os analistas destacaram a não reciclabilidade dos produtos têxteis resultantes, com pouca oportunidade para a circularidade dos materiais após o primeiro ciclo de uso. Assim, a reciclagem de garrafas para a fabricação de novas garrafas é frequentemente descrita como um “circuito fechado”, enquanto que a reciclagem de garrafas para a produção de fibras costuma ser considerada como reciclagem de “circuito aberto”. Entretanto, Geyer et al. (2016) apresentam um argumento convincente que refuta a suposição de que a reciclagem de circuito fechado seja

necessariamente mais sustentável ambientalmente do que as abordagens de circuito aberto, tal como a de reciclagem de garrafas para a produção de fibras. Embora a abordagem de reciclagem de garrafas para a fabricação de novas garrafas substitua a produção de materiais virgens, a reciclagem de garrafas para a produção de fibras substitui a produção de PET virgem e de algodão, que gera duas vezes mais carbono (5,2 e 57,9 toneladas de CO₂eq por tonelada) (Wang et al., 2015) do que poliéster virgem (2,2-2,7 toneladas de CO₂eq por tonelada) (Bartl, 2020).

A fonte de energia e o contexto nacional também são fatores determinantes dos benefícios globais do ciclo de vida. Para demonstrar isso, dois estudos recentes que examinam o impacto da proibição de importação na China são relevantes porque, antes das restrições, praticamente todos os 2,5 milhões de toneladas por ano de PET importados pelo país eram reciclados para produzir fibras de poliéster (Ma et al., 2020; Ren et al., 2020). Ren et al. (2020) destacaram que as fibras virgens de poliéster produzidas na China causam alto impacto no aquecimento global, visto que a geração de eletricidade naquele país é principalmente alimentada a carvão. Em contraste, o PET (ou as fibras de poliéster) produzido em muitos PARs resulta em menores emissões porque a eletricidade é gerada a partir do gás, da energia nuclear ou da energia renovável.

Uso de água

Não havia dados disponíveis sobre o uso de água para comparar a reciclagem de garrafas para a produção de fibras com a reciclagem de garrafas para a fabricação de novas garrafas. Estima-se que a fiação de poliéster virgem consuma entre 24,2 metros cúbicos de água por tonelada (Zhang et al., 2018) e 48,8 metros cúbicos de água por tonelada (Bartl, 2020) (excluindo a impressão e o tingimento). Talvez o elemento de comparação mais importante seja o algodão, que, segundo consta, consome entre 2 e 27 mil metros cúbicos de água por tonelada na produção (Bartl, 2020). Caso contrário, não há razão para supor que o reprocessamento de garrafas para a produção de fibras tenha uma taxa diferente de consumo de água em comparação ao de reciclagem de garrafas para a fabricação de novas garrafas.

Gestão de resíduos

Nenhuma evidência específica foi encontrada que comprove a existência de má gestão dos resíduos e a liberação de microplásticos no reprocessamento de garrafas para a produção de fibras. Entretanto, é razoável supor que isso tenha uma ordem de magnitude semelhante ao reprocessamento mecânico convencional.



❏ Transformando resíduos plásticos em uma oportunidade de geração de renda – Kinshasa, RDC – A Tearfund está implementando o projeto de forma conjunta com a Igreja de Cristo no Congo (ECC – Eglise du Christ au Congo). Foto: Flot Mundala/Tearfund

Liberação de fibras microplásticas

Está além do escopo e dos recursos deste projeto investigar o impacto da liberação de fibras microplásticas de fibras de poliéster durante a fase de uso, embora futuros pesquisadores possam querer considerar esse fator ao avaliar o uso de poliéster em comparação com outras fibras têxteis.

4.2.3 Saúde

Nenhuma evidência que ainda não tenha sido discutida na [Seção 4.1.3](#) foi encontrada para indicar riscos específicos à saúde causados pela fiação de poliéster. Entretanto, um raciocínio objetivo sugere que o uso de apenas um polímero (PET) no reprocessamento de garrafas para a produção de fibras, usado principalmente em embalagens, pode diminuir o risco de contaminação por materiais usados em outras aplicações – por exemplo, veículos ou equipamentos elétricos no final de sua vida útil.

4.3 Abordagem 3: Compósitos poliméricos com cargas minerais

4.3.1 Síntese

Pavimentação de ruas e estradas

A pavimentação de ruas e estradas foi promovida como uma solução para encontrar usos para os plásticos de difícil reciclagem (Chin; Damen, 2019), uma aplicação que parece ter sido adotada na Índia nos últimos anos (Karelia, 2018; Louise, 2019; National Rural Roads Development Agency, s.d.; News18, 2019). Vale a pena esclarecer que o uso de plásticos na pavimentação de ruas e estradas não se refere a uma superfície construída inteiramente de plástico, mas sim à modificação do betume (asfalto) para melhorar suas propriedades (RAHA Bitumen Co., s.d.). A prática da “modificação do betume” tem sido investigada desde os

anos 1950 e usada comumente desde os anos 80 (Zhu et al., 2014). Desde então, várias análises e estudos experimentais destacaram os benefícios consideráveis que os plásticos trazem às propriedades do asfalto, tais como a redução da deformação permanente, a resistência à fadiga, a redução da fissuração térmica e o aumento da elasticidade (Ahmadinia et al., 2011; Chin; Damen, 2019; Costa et al., 2013; Dalhat; Al-Abdul Wahhab, 2017; Fang et al., 2014; Movilla-Quesada et al., 2019; Vasudevan et al., 2012; White, 2019; White; Reid, 2018; Wu; Montalvo, 2021).

Em geral, 5% (ou cerca de 2% a 10%) da massa de betume é substituída por polímeros (Rødland, 2019), mas foram relatados números de até 25% (Giavarini, 1994). Isso significa que apenas uma proporção muito pequena da superfície

total da rua ou da estrada é composta de plástico. Os polímeros virgens normalmente usados para modificar o betume incluem:

- polietileno (PE)
- polipropileno (PP)
- etileno-acrilato de butila (EBA)
- etileno acetato de vinila (EVA)
- estireno-butadieno-estireno (SBS)
- estireno-etileno/butileno-estireno (SEBS)
- estireno-isopreno-estireno (SIS)

(Zhu et al., 2014).

Tijolos, telhas e placas de pavimentação

Os resíduos plásticos podem ser usados como agentes adesivos para minerais por meio de um processo defendido por várias instituições de caridade, incluindo a WasteAid Reino Unido (Lenkiewicz; Webster, 2017). Há vários processos patenteados e de open source (código aberto) disponíveis (Earth Titan, 2019). O processo inclui a fundição do plástico com areia para formar uma pasta que, em seguida, é prensada em moldes e resfriada. O produto resultante foi relatado como tendo maior resistência à compressão do que os blocos de cimento Portland (Kumi-Larbi et al., 2018). Vários artigos recentes investigaram e analisaram o desempenho mecânico dos compósitos minerais plásticos para a fabricação de tijolos e telhas/placas de pavimentação (Ali et al., 2020; Salvi et al., 2021; Thorneycroft et al., 2018; Uvarajan et al., 2021), porém esse tópico não parece ser bem estudado na literatura. Uma análise das evidências disponíveis nos meios de comunicação (YouTube) encontrou processos com níveis de sofisticação e mecanização variados – desde a simples fundição no fogo até o uso de moldagem mecânica pressurizada, mistura mecânica e cominuição de plásticos com o uso de moinhos de corte de baixa velocidade e alto torque (Earth Titan, 2019; Kolev, 2019; NTVUganda, 2013).

Agregados secos em concreto

Gu e Ozbakkaloglu (2016) revisaram 83 estudos que investigaram o uso de plásticos em concreto como substitutos leves para o agregado. Embora não estivesse dentro do escopo deste estudo avaliar esse uso final, faz-se referência a ele aqui a fim de identificá-lo como uma oportunidade potencial de pesquisa adicional.

4.3.2 Meio ambiente

Pavimentação de ruas e estradas (betume modificado com polímeros)

Apesar da escassez de fortes evidências, parece que o betume modificado com polímeros é mais durável do que o betume convencional, levando a uma redução potencial do aquecimento global (Mukherjee, 2016; Nascimento et al., 2020; Poulidakos et al., 2017; Santos et al., 2018; Vila-Cortavitate et al., 2018). Muitos dos estudos analisados carecem de componentes críticos, tais como limites de sistemas e metodologias transparentes, e um deles, realizado por Mukherjee (2016), não considerou a fase de uso.

Apenas um estudo indicou a existência de liberação de microplásticos em ruas e estradas pavimentadas com betume modificado com polímeros, principalmente por meio do

uso de pneus com pregos destinados a obter estabilidade quando se dirige no gelo (Vogelsang et al., 2020). O estudo reconheceu que havia uma grande incerteza quanto aos fatores de liberação utilizados, mas indicou a existência de liberações na Noruega provenientes de asfalto modificado com polímeros na ordem de apenas 28 toneladas por ano em comparação com 4.250 – 5 mil toneladas por ano provenientes de pneus.

Há muito poucos dados disponíveis para avaliar se o uso de resíduos plásticos como modificador de betume proporciona melhorias ambientais em geral durante todo o ciclo de vida. A princípio, qualquer coisa que reduza a necessidade de repavimentar ou substituir ruas e estradas usando um produto que, de outra forma, seria desperdiçado, deveria proporcionar algum benefício. Entretanto, as nuances do sistema devem ser investigadas minuciosamente antes que tais conclusões possam ser tiradas.

Sem qualquer evidência de apoio, sugere-se aqui que, em alguns PBMRs, os resíduos plásticos podem ser usados na pavimentação de ruas e estradas principalmente como um método de descarte, em vez de uma forma de aumentar sua durabilidade. Um risco potencial é que a superfície se torne menos durável se as misturas de asfalto e polímeros forem formuladas incorretamente – por exemplo, se forem preparadas com uma quantidade demasiada de polímeros. Recomenda-se que essa teoria seja investigada, pois a falta de durabilidade poderia influenciar tanto as emissões do ciclo de vida quanto o risco de liberação de partículas plásticas.

Fabricação de tijolos, telhas e placas de pavimentação

Não foram encontrados dados que comprovem as emissões de CO₂eq de compósitos poliméricos com cargas minerais utilizados na fabricação de tijolos, telhas e placas de pavimentação. Com o aumento da prevalência dessa tecnologia, será importante compreender os impactos de todo o ciclo de vida. Claramente, o processamento de baixa tecnologia defendido pela WasteAid utiliza muito poucos recursos. A remoção do filme plástico beneficiaria o ambiente local, embora o processo requiera areia relativamente limpa, que precisaria ser obtida de forma sensata e sustentável. É provável que os argumentos a favor do uso da técnica de ACV sejam fortemente impulsionados pela possibilidade de se evitar a fabricação de concreto, que requer energia muito intensa (isso é discutido mais adiante, na [Seção 4.7.1](#)), mas vale ressaltar que o calor necessário no processo pode ser fornecido pela queima descontrolada a céu aberto. Portanto, o impacto da produção de carbono negro no que tange à mudança climática também pode ter um efeito significativo sobre as emissões em geral no meio ambiente.

Nenhuma evidência foi encontrada de que ocorra produção de microplásticos durante a fase de uso e, portanto, sugere-se fortemente que isso seja considerado em investigações futuras.

4.3.3 Saúde

Embora a modificação do betume com polímeros seja uma prática bem estabelecida, até agora ela tem sido usada principalmente com plásticos não utilizados em embalagens e raramente com plásticos residuais. A fabricação de tijolos, telhas e placas de pavimentação com resíduos plásticos é uma prática menos estabelecida. Os riscos para a saúde humana de ambos os processos são

provavelmente decorrentes das emissões de substâncias perigosas, liberadas quando os plásticos são aquecidos (He et al., 2015; Tsai et al., 2009; Yamashita et al., 2009) – mas ambos os processos podem ser conduzidos ao ar livre e, com ventilação adequada, provavelmente representam pouco risco para quem os realiza. O risco é ainda menor quando plásticos de embalagens são utilizados, em parte porque os produtores de materiais que têm contato com alimentos tendem a evitar o uso de substâncias nocivas que possam contaminar os alimentos e porque as poliolefinas e o PET (os principais plásticos de embalagens) geralmente não causam emissões perigosas quando aquecidos. Entretanto, nos casos em que a proveniência dos materiais é incerta ou se sabe que os materiais vêm de aplicações, tais como veículos que chegaram ao fim de sua vida útil ou produtos elétricos, por exemplo, o risco de exposição a substâncias potencialmente perigosas aumenta (Cook et al., 2020).

4.4 Abordagem 4: Purificação à base de solventes

4.4.1 Síntese

Ao contrário de outros processos de “reciclagem química”, a “purificação à base de solventes”¹² utiliza solventes para dissolver polímeros, permitindo que eles se separem dos aditivos e contaminantes encontrados nos plásticos de origem (Ügdüler et al., 2020). Parte das vantagens da purificação à base de solventes é que ela mantém a maioria das cadeias de polímeros intactas, em comparação com a reciclagem mecânica, em que o calor causa alguma degradação do material. A purificação à base de solventes também pode ser eficaz na delaminação e no isolamento de plásticos usados em embalagens de múltiplas camadas e materiais, como embalagens longa vida de alimentos e bebidas – por exemplo, Tetra Paks (Kaiser et al., 2018; Walker et al., 2020) –, bem como na separação da fração plástica de produtos têxteis (Thiounn; Smith, 2020), por exemplo, em misturas de algodão e poliéster (Sherwood, 2020).

Crippa et al. (2019) e Ügdüler et al. (2020) concordam que nenhuma instalação de purificação à base de solventes comercialmente viável está operando atualmente, com exceção das tecnologias CreaSolv® e Newcycling®, que Ügdüler et al. (2020) acreditam estar no nível de prontidão tecnológica (TRL) 8 ou 9, o que significa que elas estão próximas da comercialização.¹³ Em 2018, a Unilever (s.d.) abriu uma unidade-piloto na Indonésia, capaz de processar três toneladas de resíduos de sachês de água por dia (mil toneladas por ano) utilizando o processo CreaSolv® (CreaCycle GmbH, s.d.). A empresa anunciou sua ambição de desenvolver uma unidade que processe 30 mil toneladas por ano, embora não esteja claro se é possível comprovar que a unidade seja comercialmente viável nesse nível.

Quando os plásticos entram em combustão por pouco tempo, como foi detectado em alguns exemplos, o perfil da emissão será novamente diferente, e outros produtos derivados da combustão incompleta poderão ser emitidos (Barabad et al., 2018; Valavanidis et al., 2008; Wang et al., 2004). Kumi-Larbi Jnr (comunicação pessoal em 10 dez. 2020) planejou alguns testes de laboratório com materiais de PEBD derretidos e queimados provenientes da África Ocidental. No momento da redação deste relatório, os testes haviam sido adiados devido à pandemia de Covid-19.

Tanto com a modificação de asfalto quanto com a fabricação de telhas e placas de pavimentação, existem riscos no local de trabalho, incluindo ficar preso em máquinas de alta velocidade ou de alto torque e entrar em contato com materiais quentes à medida que são formados e moldados no formato da telha ou da placa de pavimentação.

De acordo com Zhao et al. (2018), o principal desafio com a comercialização da purificação à base de solventes é a dificuldade de remover solventes dos polímeros e descartá-los economicamente.

4.4.2 Meio ambiente

A purificação à base de solventes tem sido relatada como tendo o potencial de alto desempenho ambiental aliado ao baixo impacto no aquecimento global. Entretanto, há muito poucos dados de processos disponíveis no mundo real (Crippa et al., 2019) e, como ainda não foi realizada a comercialização, seria desonesto relatar e extrapolar dados de desempenho ambiental. Ügdüler et al. (2020) realizaram uma ACV básica de dois processos destinados a remover aditivos – mas o trabalho foi altamente teórico e seria enganoso extrapolar mais.

4.4.3 Saúde

Nenhum estudo relatou os efeitos da purificação à base de solventes para a saúde, embora a maior preocupação seja o uso de solventes potencialmente perigosos, tais como clorofórmio, xileno, n-hexano e ciclohexano (Ügdüler et al., 2020) – substâncias já conhecidas por causarem danos. Qualquer pessoa que desenvolva a tecnologia de purificação à base de solventes precisará assegurar que essas substâncias possam ser removidas dos plásticos secundários e tornadas seguras, para garantir que não haja risco de exposição humana quando descartadas ou devido à sua ocorrência em produtos reciclados contendo plásticos recuperados com solventes.

12 A purificação à base de solventes é categorizada sob o termo mais amplo de “reciclagem química”. Esse termo é usado de forma inconsistente. Alguns autores argumentam que a purificação à base de solventes não deveria ser classificada como reciclagem química porque os polímeros não são completamente desconstruídos e, por isso, ela deveria ser classificada como reciclagem mecânica (Crippa et al., 2019). O autor do presente estudo não tem preferência em relação a qual classificação é mais apropriada.

13 Os níveis de prontidão tecnológica são usados para descrever os estágios de inovação que determinada invenção ou ideia atingiu até então. Há muitas variações, mas elas são descritas de forma ampla de acordo com os nove níveis a seguir: TRL1: Princípios básicos observados e reportados; TRL2: Conceito tecnológico formulado; TRL3: Conceito com comprovação experimental; TRL4: Conceito ou processo validado em laboratório; TRL5: Componente ou sistema validado em ambiente relevante; TRL6: Modelo do sistema demonstrado em ambiente relevante; TRL7: Protótipo do sistema demonstrado em ambiente operacional; TRL8: Sistema real completo e qualificado em ambiente operacional por meio de testes e demonstrações; e TRL9: Sistema real qualificado por meio de missões de operação bem sucedidas.

4.5 Abordagem 5: Despolimerização química (quimólise)

4.5.1 Síntese

Esse grupo de processos envolve a reação de plásticos com diversas substâncias (catalisadores, ácidos, álcalis ou álcoois) sob calor e pressão para despolimerizar os polímeros (Raheem et al., 2019). Cerca de sete grupos de processos foram relatados sob a categoria “despolimerização” (Kumar et al., 2011; Ragaert et al., 2017; Raheem et al., 2019), mas a tecnologia só é comprovada comercialmente na glicólise do poliéster (Ragaert et al., 2017)¹⁴ e na quimólise da poliamida (nylon) (Crippa et al., 2019). Em ambos os casos, o processo é realizado apenas para matérias-primas pós-industriais e não para materiais pós-consumo.

Além de algumas outras aplicações de nicho, a despolimerização química não é comercialmente comprovada nos tipos de resíduos de embalagens plásticas produzidos pelas empresas de FMCG. A glicólise de PET pode ser aplicável às embalagens PET no futuro, mas isso ainda não é uma realidade.

4.5.2 Meio ambiente

Embora atualmente utilizada apenas para a fabricação de fibras PET pós-industriais, a glicólise de PET é o único processo

comercialmente viável que provavelmente será relevante para as empresas de FMCG. Apenas dois estudos parecem fornecer dados modelados úteis (Meys et al., 2020; Shen et al., 2010), mas, infelizmente, eles são específicos para cada caso e contradizem-se. No improvável caso de as empresas de FMCG adotarem a glicólise de PET em PET pós-consumo num futuro próximo, recomenda-se que elas considerem cuidadosamente os benefícios de todo o ciclo de vida em comparação com outras tecnologias maduras, tal como a reciclagem mecânica, para a qual os parâmetros do processo são muito mais conhecidos.

4.5.3 Saúde

A falta de dados de processos torna difícil avaliar as implicações da glicólise de PET para a saúde. De qualquer modo, ela parece ser inadequada para o processamento de embalagens pós-consumo. Caso avanços permitam o uso dessa tecnologia em breve para processar materiais pós-consumo de empresas de FMCG, devem ser feitos esforços para garantir que as emissões de substâncias perigosas sejam controladas para evitar a exposição a receptores humanos e ambientais.

4.6 Abordagem 6: Pirólise e gaseificação

4.6.1 Síntese

Pirólise

A pirólise de plásticos envolve o aquecimento do material sob pressão moderada sem oxigênio (Mayer et al., 2019). Ao contrário da combustão, os polímeros não se oxidam (Lopez et al., 2017), mas se decompõem aleatoriamente, fragmentando-se e reformando-se de forma semelhante às moléculas de hidrocarbonetos encontradas no petróleo bruto (Ragaert et al., 2017).¹⁵ O produto líquido (80% em peso) é frequentemente destilado em três frações básicas – querosene, diesel e óleos leves (nafta), enquanto a fração sólida (20% em peso), conhecida como char (carvão), inclui minerais e metais não combustíveis, bem como uma alta proporção de carbono negro (Butler et al., 2011).

Os líquidos das unidades de pirólise são todos inflamáveis e, segundo Crippa et al. (2019), o uso final mais viável para eles é como combustível para navios e usinas elétricas. Se suficientemente refinados, os óleos de pirólise podem ser usados em aplicações de grau superior, como veículos rodoviários ou aviação (Lopez et al., 2017). Entretanto, a ambição de muitos desenvolvedores de pirólise é refinar esses óleos para produzir monômeros e outros compostos que possam ser usados na fabricação de plástico primário.

A produção de matéria-prima para a fabricação de plásticos tem o potencial de diminuir a necessidade de extrair mais combustíveis fósseis e reduzir as quantidades descartadas e a extensão de recuperação no sistema de gestão de resíduos (Hann; Connock, 2020). Se o processo fosse capaz de competir comercialmente com a reciclagem mecânica, o valor dos plásticos residuais aumentaria, criando um desestímulo para a má gestão dos plásticos. Embora a inovação da pirólise tenha acelerado nos últimos anos, há poucas evidências de que óleos de pirólise tenham sido usados para produzir matéria-prima de monômeros (Solis; Silveira, 2020).

Solis e Silveira (2020) relataram que existem várias unidades de pirólise de resíduos plásticos e indicaram que “a pirólise convencional” está atualmente no nível de prontidão tecnológica (TRL) 9. Entretanto, seu estudo também aponta para a existência de poucos projetos em escala real a partir dos quais se possa determinar a viabilidade econômica, levantando algumas dúvidas sobre quando próximos esses projetos estão da comercialização. Khoo (2019) indicou que existem várias unidades, incluindo uma no Japão (processando 15 mil toneladas por ano) e duas nos EUA (sendo que uma delas processa 25 mil toneladas por ano e a outra deverá processar 100 mil toneladas por ano assim que passar a operar). No momento da redação deste relatório, nenhuma das usinas relatadas por Khoo

14 Glicólise de poliéster é o processo pelo qual moléculas de etilenoglicol, dietilenoglicol ou propilenoglicol são inseridas nas cadeias de polímeros de polietileno tereftalato, fazendo com que eles se fragmentem e produzam tereftalato de bis-hidroxiétila (BHET) e uma variedade de oligômeros. O BHET pode ser usado como “material de partida” para fabricar PET/poliéster.

15 Quando os plásticos são incinerados, as cadeias de polímeros decompõem-se em fragmentos de hidrocarbonetos e átomos. Se a combustão for completa, essas moléculas e átomos livres ligam-se ao oxigênio para criar água e dióxido de carbono; esse processo também é chamado de oxidação.

(2019) estava comprovadamente realizando processos comercialmente viáveis.

Embora não haja dúvidas de que existem instalações capazes de manter um processo pirolítico, sua viabilidade econômica independente é fundamental para a sustentabilidade da tecnologia no contexto de outras abordagens maduras e estáveis, tais como o reprocessamento mecânico. Até que mais dados estejam disponíveis, a possibilidade de que a pirólise de plásticos residuais seja insustentável e indesejável deve continuar sendo considerada (Rollinson; Oladejo, 2019).

Gaseificação

Como na pirólise, a gaseificação de resíduos plásticos envolve o aquecimento do material para quebrar as ligações entre as cadeias de hidrocarbonetos (polímeros). A principal diferença é que um pouco de oxigênio é introduzido, permitindo a oxidação parcial de alguns dos fragmentos e átomos, mas sem permitir a combustão total. O resultado é a produção de gases como monóxido de carbono (CO), hidrogênio (H₂), dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e nitrogênio (N₂), juntamente com outros hidrocarbonetos como C₂H₄ e C₂H₆ (Ciuffi et al., 2020; Punkkinen et al., 2017). A gaseificação ocorre a temperaturas mais altas em comparação com a pirólise, normalmente de 700 °C a 1.200 °C, o que significa que as unidades de gaseificação tendem a ser muito maiores (Solis; Silveira, 2020).

Char (um material carbonoso) também é produzido durante a gaseificação e contém uma mistura de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e heterocíclicos (Wolfesberger et al., 2009). A remoção dessas moléculas complexas do carbono negro é inviável (Benedetti et al., 2017; Lopez et al., 2018) e elas se condensam rapidamente no processo, corroendo e entupindo tubos (Zeng et al., 2020). Embora claramente haja um potencial para o uso adicional de chars (carvões) pirolíticos de resíduos plásticos, parece provável que as barreiras para o aprimoramento resultem na combustão ou no descarte do material como resíduo perigoso (Defra, 2013). Devido à maior volatilidade da matéria-prima, a gaseificação de plásticos produz menos char em comparação com a gaseificação de biomassa ou fibras (Sharuddin et al., 2016). A desvantagem é que as partículas de char não se condensam, mas permanecem no gás de síntese (Lopez et al., 2018; Solis; Silveira, 2020).¹⁶

Há poucas informações para comprovar a viabilidade comercial das unidades de gaseificação que utilizam resíduos plásticos como matéria-prima. Apenas três análises de unidades que existiram nas últimas duas décadas foram realizadas, cada uma delas indicando incerteza sobre se as unidades analisadas ainda estão em operação (Jayarama Reddy, 2016; Seo et al., 2018; Solis; Silveira, 2020). Quicker (2019) indicou que a gaseificação de plásticos mistos homogêneos tinha se mostrado viável em uma unidade na Alemanha. Entretanto, ele advertiu que a unidade tem enfrentado dificuldades técnicas há muitos anos e questionou a viabilidade geral do processo.

Teoricamente, o gás de síntese proveniente da gaseificação de resíduos pode ser aprimorado e utilizado para produzir uma série de substâncias químicas, como amônia, metanol e hidrogênio (Antonetti et al., 2017). Esse é, em geral, o objetivo

das unidades de gaseificação de carvão (Ciuffi et al., 2020). Crippa et al. (2019) também relataram que a gaseificação do carvão na China foi utilizada com sucesso para produzir alguns precursores na fabricação de plásticos, como o etilenoglicol, mas afirmaram que há poucas evidências para apoiar qualquer produção de precursores de polímeros em escala comercial em qualquer outro lugar e certamente não a partir de resíduos plásticos.

Analistas como Rollinson e Oladejo (2020) indicaram que é improvável que qualquer aprimoramento comercialmente viável do gás de síntese proveniente de unidades de gaseificação que processam resíduos plásticos tenha ocorrido nos últimos anos. Dada a falta de asserção na literatura aqui revisada, essa afirmação parece razoável. Mesmo como combustível, a gaseificação de resíduos torna-se menos viável devido à necessidade de remover a umidade do gás de síntese antes de ele ser queimado. Provisoriamente, sugere-se que o gás de síntese proveniente de gaseificação seja, na melhor das hipóteses, convertido em combustíveis, porém é mais provável que ele seja queimado diretamente na unidade, funcionando, assim, como um incinerador eficiente.

4.6.2 Meio ambiente

A pirólise e a gaseificação formam o grupo de tecnologias de reciclagem química mais maduro comercialmente capaz de processar plásticos residuais, mas ainda há poucos exemplos em que elas estejam sendo utilizadas para qualquer outra coisa além da produção de combustíveis. Nos casos em que essas tecnologias são usadas para produzir combustíveis, elas parecem gerar menos emissões em comparação com a incineração, mas geram mais emissões do que a reciclagem mecânica (Khoo, 2019; Schwarz et al., 2021).

Alguns modelos teóricos inferiram que as instalações de processamento produziram menos emissões em comparação com a reciclagem mecânica se fosse possível produzir materiais de partida (Francis, 2016a, 2016b), embora isso não parecesse ser uma realidade comercial no momento da redação deste relatório (Crippa et al., 2019; Rollinson; Oladejo, 2020). O ponto único de venda (PUV) tanto da pirólise quanto da gaseificação é sua versatilidade no processamento de resíduos demasiadamente complexos ou contaminados para serem submetidos à triagem mecânica e ao reprocessamento, seja porque possuem multicamadas ou porque são técnica e/ou economicamente difíceis de separar (Ragaert et al., 2017; Solis; Silveira, 2020). Mas há evidências de que ambas as tecnologias requerem quase a mesma quantidade de triagem, quando os produtos resultantes são destinados ao uso como matéria-prima, e de que isso poderia aumentar as emissões de carbono do ciclo de vida geral o suficiente para anular os benefícios potenciais (Schwarz et al., 2021).

Tanto a gaseificação quanto a pirólise têm limitações operacionais significativas, incluindo a remoção de alcatrão e o descarte de char (carvão) no caso da gaseificação (Benedetti et al., 2017; Lopez et al., 2018; Wolfesberger et al., 2009; Zeng et al., 2020) e materiais de entrada de alta energia no caso da pirólise (Crippa et al., 2019; Mayer et al., 2019; Ragaert et al., 2017; Sherwood, 2020). Independentemente de qualquer redução de emissões modelada a partir do

¹⁶ O gás de síntese (ou syngas) é composto principalmente de monóxido de carbono (CO), hidrogênio (H₂), metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) em proporções variáveis de acordo com a matéria-prima que está sendo gaseificada.



❏ Instalações de reciclagem de plástico operadas pela Arris Desrosiers, uma organização parceira da Tearfund.

Foto: Kit Powney/Tearfund

uso de óleos pirolíticos ou gases de síntese para produzir materiais de partida, o controle das emissões fugitivas dos processos é crítico.

Não é recomendado que as empresas de FMCG processem suas embalagens plásticas por meio de pirólise ou gaseificação nos PARs ou PBMRs até que os impactos de todo o ciclo de vida tenham sido determinados para essas abordagens tecnológicas novas e imaturas.

4.6.3 Saúde

As unidades de gaseificação e pirólise usam equipamentos que operam sob alto calor e pressão, ao mesmo tempo que produzem múltiplas substâncias perigosas que podem ser fatais para os seres humanos e a vida selvagem. As emissões potenciais tanto da gaseificação quanto da pirólise são mostradas na [Tabela 3](#), embora os produtos da transformação de resíduos de embalagens plásticas pós-consumo não contenham quantidades significativas de

halogeneto, dioxinas e compostos relacionados, metais ou compostos de enxofre.

Com uma gestão cuidadosa, as emissões provenientes da gaseificação e da pirólise podem ser capturadas, contidas, descartadas ou transformadas a fim de evitar a interação com plantas, animais e seres humanos; orientações sobre como fazer isso podem ser encontradas na publicação *Best available techniques for incineration* (Neuwahl et al., 2019). Além disso, como muitas das substâncias podem ser queimadas, torná-las “seguras” por meio da combustão é uma abordagem tentadora e frequentemente praticada. Entretanto, o controle de emissões do processo pode ser caro e requer manutenção contínua, apoiada por sistemas de trabalho seguros e eficazes. Em países que carecem de uma regulamentação eficaz, que conte com os recursos necessários e onde os recursos corporativos para gerir sistemas seguros também podem ser escassos, existe o risco de haver emissões fugitivas e a má gestão de resíduos perigosos.

Os projetos de gaseificação tendem a ser muito maiores do que os de pirólise, o que significa que, muitas vezes, eles contam com mais recursos. Uma séria preocupação emergente é o potencial de os pequenos operadores estabelecerem operações de pirólise sem qualquer tipo de supervisão ou regulação.

As empresas de FMCG que estão considerando o tratamento de resíduos utilizando pirólise ou gaseificação devem avaliar como as emissões do processo serão controladas pelos que operam a unidade a fim de garantir que os resíduos sólidos, líquidos e gasosos não escapem para o meio ambiente. Quando esses produtos forem inutilizáveis por conta de contaminações que não puderam ser solucionadas, recomenda-se que as empresas de FMCG cumpram seu dever de cuidado, responsabilizando-se pelo seu tratamento ou descarte seguro. É importante ressaltar que, em muitos PBMRs, não existem aterros ou instalações de incineração de resíduos perigosos suficientemente geridos e

regulamentados. Se esse for o caso, o uso de gaseificação e pirólise não deve ser considerado.

Por último, como grande parte da expansão da pirólise ocorreu nos PBMRs, as unidades podem ser construídas com pouca consideração pela segurança. Foram relatados vários incidentes que envolveram risco de vida – tanto nos PBMRs quanto nos PARs –, incluindo: uma explosão em uma unidade em Panchkula (Índia), em 2011, em que vários operários ficaram feridos; uma explosão em uma fábrica em Khanty-Mansiysk (Rússia), em 2012, que resultou em oito mortes; uma explosão em uma unidade em Budennovsk (Rússia), em 2014; um acidente em Chennai (Índia), em 2014, que matou uma pessoa e deixou outras duas feridas; um acidente em Joensuu (Finlândia), em 2014, que feriu três pessoas; e um acidente em Furth (Alemanha), em 1998, que resultou no escape de grandes quantidades de gases tóxicos e na evacuação de moradores próximos (International power ecology company, 2014).

Tabela 3: Exemplos de emissões provenientes de gaseificação e pirólise de resíduos plásticos (observe que é improvável que vários dos produtos listados a seguir resultem da transformação de embalagens plásticas)

Fase	Pirólise	Gaseificação
Gases	Hidrogênio; metano; etano; eteno; propano; propeno; butano; e buteno (Williams; Williams, 1999)	Monóxido de carbono; hidrogênio; dióxido de carbono; metano; nitrogênio; etileno; etano (Ciuffi et al., 2020; Punkkinen et al., 2017); sulfeto de hidrogênio; sulfeto de carbonila; amônia; cianeto de hidrogênio; metais alcalinos; cloreto de hidrogênio; elementos potencialmente tóxicos (Block et al., 2019)
Líquidos	Etilbenzeno; estireno; tolueno; hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (Budsareechai et al., 2019; Miandad et al., 2019)	não aplicável
Sólidos	Carbono negro; minerais não combustíveis (Butler et al., 2011); elementos potencialmente tóxicos; hidrocarbonetos alifáticos e hidrocarbonetos aromáticos (Bernando et al., 2012)	Carbono negro; minerais não combustíveis; hidrocarbonetos heterocíclicos – piridina e fenol; aromáticos leves – benzeno e tolueno; hidrocarbonetos policíclicos aromáticos – naftaleno; hidrocarbonetos mais pesados – não frequentemente caracterizados (Wolfesberger et al., 2009)

4.7 Abordagem 7: Coprocessamento em fornos de cimento

4.7.1 Síntese

Aproximadamente 7% (ou seja, de 2,3 a 2,6 bilhões de toneladas de CO₂e) das emissões globais de carbono vêm da fabricação de cimento (Hertwich, 2020; Lehne; Preston, 2018), metade das quais vem do uso de combustíveis fósseis (principalmente carvão) para aquecer carbonato de cálcio a fim de produzir clínquer (Kara, 2012). A identificação e o uso de combustíveis alternativos é, portanto, fundamental para cumprir as metas relacionadas com a mudança climática (Gerassimidou et al., 2020). Os combustíveis sólidos recuperados, por exemplo, substituíram 42% da demanda energética necessária para a fabricação de cimento na Europa em 2015 (MPA Concrete Centre, 2017). Algumas evidências sugerem que o chamado “coprocessamento em fornos de cimento” foi realizado com resíduos plásticos coletados para

reciclagem (Jiao, 2020; Republic Cement, 2020), embora haja poucos dados que comprovem a prevalência global dessa prática.

4.7.2 Meio ambiente

A maioria das evidências da ACV relativas ao coprocessamento de combustíveis alternativos em fornos de cimento está relacionada a materiais não plásticos ou plásticos misturados com outros materiais (frequentemente biogênicos) (Bourtsalas et al., 2018; Georgiopoulou; Lyberatos, 2018; GIZ-LafargeHolcim, 2020; Khan et al., 2020; Malijonyte et al., 2016; Séverin et al., 2010; Vermeulen et al., 2009). Esses estudos tendem a favorecer o coprocessamento de combustíveis alternativos em fornos de cimento mais do que a incineração devido à substituição do carvão, para o qual quase todas as outras fontes de combustível apresentarão emissões reduzidas de carbono.¹⁷ Embora o conteúdo biogênico de combustíveis sólidos recuperados seja um fator provável, foram identificados quatro estudos que investigaram apenas o uso de embalagens plásticas (Jenseit et al., 2003; Meys et al., 2020; Schmidt et al., 2009; Shonfield, 2008). Em resumo, eles mostram uma hierarquia bastante similar de benefícios do ciclo de vida, com emissões maiores em comparação à reciclagem mecânica e menores em comparação à incineração com recuperação de energia, resultados esses que são compatíveis com os relatados por Lazarevic et al. (2010). Embora as evidências sejam escassas, é difícil ver como a coincineração em fornos de cimento com resíduos de embalagens plásticas pós-consumo causaria notadamente menos impacto ambiental em comparação com a incineração com recuperação de energia.

4.7.3 Saúde

A combustão de combustíveis sólidos recuperados provavelmente resultará na produção de várias substâncias

perigosas que devem ser controladas a fim de proteger a saúde humana e o meio ambiente. A maioria dos estudos destinados a comprovar essas emissões está relacionada a matérias-primas mistas (Conesa et al., 2011; Rovira et al., 2010; Rovira et al., 2016) e, particularmente, cloro (Gerassimidou et al., 2020), que pode formar dioxinas e furanos, bem como ácido hidroclórico, que danifica os equipamentos. Porém, é improvável que as embalagens plásticas contenham cloro e, embora não fortemente evidenciadas, é improvável que as emissões provenientes da combustão de embalagens plásticas sejam muito piores do que o carvão que tal combustão substituiu e quase certamente melhores do que os combustíveis sólidos recuperados mistos, que provavelmente terão um teor mais alto de cinzas e umidade (Asamany et al., 2017).

Como em todas as abordagens analisadas neste relatório, as emissões do coprocessamento em fornos de cimento são tecnicamente possíveis de serem controladas por meio das “melhores técnicas disponíveis” (Schorcht et al., 2013). Como a maior parte da fabricação de cimento é realizada por corporações multinacionais com muitos recursos, a implementação dessas técnicas deve ser viável. Especulativamente, as instalações com regulamentos menos rigorosos em alguns PBMRs podem correr o risco de não ter controles de emissões, embora não haja evidências que sustentem isso. No entanto, nos casos em que os recursos são insuficientes para garantir uma operação segura, as empresas de FMCG devem considerar a realização de uma auditoria independente a fim de garantir que as emissões cumpram pelo menos os limites de emissão europeus (União Europeia, 2000) ou chineses (Cheng; Hu, 2010; Wu, 2018).

4.8 Abordagem 8: Incineração com recuperação de energia

4.8.1 Síntese

A incineração de resíduos reduz efetivamente a massa (75% em peso) (Dalager; Reimann, 2011) e o volume (90% em volume) (Hjelmar et al., 2011) dos resíduos sólidos urbanos. Quando usada para tratar toda a fração de resíduos sólidos

urbanos, a incineração também reduz sua bioatividade (Niessen, 2010) – a característica crítica que torna os resíduos sólidos urbanos tão prejudiciais quando são depositados em aterros. A incineração vem sendo rapidamente adotada na Europa, na China, no Japão e na Coreia e proporcionalmente menos nos EUA ([Tabela 4](#)).

17 A extração de carvão libera emissões fugitivas de metano – uma fonte pequena, mas não negligenciável, de emissões do ciclo de vida do carvão usado na combustão; ou seja, 1,91–4,23 gramas de CH₄ por quilograma de carvão (conforme recebido), para o carvão extraído a céu aberto ou de minas subterrâneas, respectivamente (Spath et al., 1999).

Tabela 4: Número de incineradores de resíduos sólidos urbanos em países e regiões selecionados

Região / país	Número de unidades	Referência
Europa	>500	Blasenbauer et al. (2020)
EUA	75	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (2019)
Japão	1.200 ¹⁸ (778)	Amemiya (2018)
Coreia	172 (35)	Bourtsalas et al. (2019)
China	390	Ministério da Habitação e do Desenvolvimento Urbano e Rural (MoHURD, na sigla em inglês) (2019)
Índia	5 ¹⁹	Kumar e Agrawal (2020)
Azerbaijão	1	Banco Mundial (2013)
Etiópia	1	Mutethya (2020)

Nos PBMRs, os esforços para introduzir a abordagem de incineração têm tido menos sucesso. As incineradoras modernas são comparativamente caras para construir e operar. A redução de emissões e a eficiência da unidade dependem muito das características das matérias-primas adequadas (Ji et al., 2016) e da disponibilidade de conhecimentos e componentes de engenharia, todos os quais apresentaram desafios históricos e resultaram no fracasso de unidades nos PBMRs. Por exemplo, Nixon et al. (2017) relataram que a maioria dos projetos de incineração de resíduos com recuperação de energia na Índia falharam antes ou depois de serem colocados em funcionamento, detalhando exemplos de projetos malsucedidos em Hyderabad, Vijayawada, Chandigarh e Nova Delhi.

Na Etiópia, uma instalação foi recentemente construída por um consórcio sino-europeu em resposta a um problema crônico de descarte de resíduos em Adis Abeba, que resultou no colapso de uma pilha instável de resíduos em um lixão local em 2017, matando 113 pessoas (Law; Ross, 2019). A unidade foi fechada em 2019, logo após a abertura, tendo causado temores pelo fracasso de mais um projeto de gestão de resíduos com recuperação de energia em um PBMR. Entretanto, na época em que este relatório foi escrito, pelo menos um noticiário (Mutethya, 2020) comunicou que a instalação havia sido reaberta e que será dada continuação à implementação do projeto até a eventual transferência aos funcionários locais, em 2021. A longevidade desse projeto além da fase de implementação será acompanhada de perto no contexto de falhas relatadas em outros lugares, e

foi mencionado que pelo menos um projeto semelhante na África subsaariana está em andamento no Quênia (Najimesi, 2019). Parece haver demanda pela incineração de resíduos em outros lugares, segundo Kadir et al. (2013), que relataram que a implantação de incineração em larga escala na Malásia é “inevitável”, dadas as aspirações do governo de desenvolver a infraestrutura do país.

4.8.2 Meio ambiente

Embora a incineração seja normalmente usada para tratar toda a fração de resíduos sólidos urbanos, ela raramente é utilizada para tratar plásticos coletados para reciclagem (Christensen et al., 2011a, 2011b; Hjelmar et al., 2011). Embora haja um benefício inferido na incineração de plásticos em comparação com a reciclagem mecânica em alguns estudos, ela geralmente tem um desempenho pior na maioria dos PARs (Lazarevic et al., 2010). A incineração de resíduos mistos com recuperação de energia em geral mostra uma redução de emissões em comparação com a geração de eletricidade a partir de combustíveis fósseis (Laurent et al., 2014), porque esses últimos emitem metano durante a fase de extração (Spath et al., 1999; Turconi et al., 2013). À medida que a descarbonização do fornecimento de energia avança, os argumentos a favor da incineração de resíduos plásticos pós-consumo a fim de produzir energia diminuem ainda mais. Outra preocupação é que o calor não possa ser recuperado das incineradoras nos PBMRs. Não há informações fornecidas aqui, mas isso deve ser considerado em qualquer avaliação futura das emissões do ciclo de vida.

18 Não está claro se todas essas instalações processam resíduos sólidos urbanos.

19 Há indícios de que algumas delas podem não estar em pleno funcionamento ou estão sendo preparadas (Best Current Affairs Center, s.d.). Os números entre parênteses representam instalações que, segundo relatos, incluem a recuperação de energia.



❏ Rio Kalamu, na comunidade de Kalamu. Transformação de resíduos plásticos em uma oportunidade de geração de renda – Kinshasa, RDC – A Tearfund está implementando o projeto de forma conjunta com a Igreja de Cristo no Congo (ECC – Eglise du Christ au Congo). Foto: Flot Mundala/Tearfund

Em geral, não parece haver muito benefício ambiental na incineração de resíduos de embalagens plásticas pós-consumo coletados separadamente para reciclagem, com exceção de algumas possíveis situações únicas. Dado que a reciclagem mecânica existe em quase todos os lugares e, se não existir, o material pode ser facilmente exportado para algum lugar onde ela exista, é difícil justificar por que os resíduos de embalagens plásticas coletados separadamente seriam incinerados com recuperação de energia.

4.8.3 Saúde

Historicamente, os incineradores de resíduos têm tido uma má reputação por conta da poluição ambiental e dos riscos à saúde, já que produzem emissões significativas de substâncias perigosas (Herbert, 2007; Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, 2019; Walsh, 2002). Desde o final dos anos 90 e o início do século 21, a tecnologia de limpeza de emissões melhorou consideravelmente, de modo que a maioria das emissões na atmosfera pode ser controlada por meio da gestão da taxa e da intensidade de combustão

e da captura de substâncias perigosas com equipamentos de controle de poluição do ar.

O risco de danos causados por substâncias perigosas emitidas por incineração bem gerida de resíduos sólidos municipais na Europa provavelmente será mínimo (Ashworth et al., 2014; Douglas et al., 2017; Freni-Sterrantino et al., 2019; Ghosh et al., 2019; Parkes et al., 2020). Entretanto, existe uma preocupação legítima sobre se normas semelhantes seriam aplicadas nos PBMRs, onde a capacidade de regulamentação e aplicação pode não ser suficiente para garantir que as emissões sejam mantidas dentro de níveis seguros. A China está desenvolvendo rapidamente a capacidade de incineração de resíduos sólidos urbanos e implementou normas parecidas com as da Europa e dos EUA (Cheng; Hu, 2010; União Europeia, 2000; Ji et al., 2016; Wu, 2018).

A incineração com recuperação de energia não é reciclagem e as empresas de FMCG devem evitar a incineração de embalagens plásticas pós-consumo coletadas para reciclagem.

5 Discussão

5.1 Maturidade comercial e disponibilidade de dados

Com base na avaliação disponível nas [seções 4.1–4.8](#), a maturidade indicada de cada abordagem é classificada na [Tabela 5](#). Um item adicional foi incluído para a pirólise e a gaseificação para diferenciar o nível de maturidade dos produtos dos processos utilizados para a produção de combustíveis ou matérias-primas.

As três tecnologias conhecidas como “reciclagem química” (purificação à base de solventes, gaseificação e pirólise e despolimerização química) quase não foram implementadas para o processamento de embalagens plásticas. A pirólise e a gaseificação são as que estão mais próximas da comercialização, mas este estudo não encontrou evidências sólidas que sugiram que elas atingirão a maturidade comercial. Vários autores indicaram que essas tecnologias talvez nunca se tornem comercialmente viáveis para as embalagens plásticas pós-consumo, uma vez que os produtos podem ser fabricados de forma mais econômica utilizando outras matérias-primas e/ou processos (Hann; Connock, 2020; Rollinson; Oladejo, 2020). Como indicado por Rollinson e Oladejo (2020), esses processos poderiam se tornar uma espécie de “elefante branco”, pelo menos num futuro próximo, desviando a atenção das preocupações mais urgentes relacionadas com a recuperação do valor dos resíduos. É importante notar que nenhuma dessas tecnologias parece satisfazer a aspiração de processar resíduos plásticos mistos e, assim, evitar os altos custos de triagem e coleta seletiva que podem prejudicar a justificativa econômica da reciclagem de plásticos.

Embora a incineração em fornos de cimento tenha se tornado mais comum na última década, a maioria dos dados de processos são relativos aos combustíveis sólidos recuperados mistos que incluem material biogênico. Isso faz com que seja difícil avaliar o desempenho ambiental dos resíduos de embalagens plásticas quando usados como substitutos dos combustíveis fósseis. Entretanto, como os plásticos são combustíveis fósseis, é improvável que apresentem muitos benefícios em comparação com uma mistura biogênica-fóssil. Além disso, com a descarbonização da geração de energia, é provável que a quantidade de combustão de plásticos diminua, uma vez que os comparadores não são mais à base de combustíveis fósseis.

Embora a tecnologia de fabricação de tijolos, telhas e placas de pavimentação também careça de maturidade, ela é muito simples e, portanto, os benefícios do ciclo de vida podem ser presumidos até certo ponto. O alto ônus da fabricação de concreto e cerâmica que os tijolos, telhas e placas de pavimentação de compósitos poliméricos com

cargas minerais substituiriam, é provavelmente considerável. Entretanto, o carbono negro produzido durante a queima de madeira a céu aberto, usada para aquecer a areia e o plástico também deve ser contabilizado em qualquer avaliação futura do ciclo de vida. É importante notar que essa tecnologia tende a ser implementada em uma escala muito menor, para resolver questões localizadas de resíduos ambientais, um indicador que não é considerado nas avaliações do ciclo de vida.

Tabela 5: Maturidade indicativa de cada uma das oito abordagens analisadas

Abordagem		Maturidade
1	Reprocessamento mecânico convencional para extrusão	Alta
2	Reprocessamento mecânico para extrusão (fibras de garrafa)	Alta
7	Coprocessamento em fornos de cimento	Alta
8	Incineração com recuperação de energia	Alta
3a	Compósitos poliméricos com cargas minerais: pavimentação de ruas e estradas	Média a alta
3b	Compósitos poliméricos com cargas minerais: fabricação de tijolos, telhas e placas de pavimentação	Média a alta
6	Pirólise e gaseificação para a produção de combustíveis	Média a alta
4	Purificação à base de solventes	Baixa
5	Despolimerização química (quimólise)	Baixa
6	Pirólise e gaseificação para a produção de matérias-primas	Baixa

5.2 Impacto ambiental

5.2.1 Emissões de carbono

Este estudo conclui que as emissões de carbono do ciclo de vida das oito abordagens analisadas inferem uma classificação compatível com a Hierarquia de Resíduos. A reciclagem mecânica, incluindo a tecnologia de reciclagem de garrafas para a produção de fibras, resulta em menos emissões (tal como foi demonstrado em muitos estudos), e a incineração com recuperação de energia é a que resulta em mais emissões. Como discutido na [Seção 5.1](#), a incineração em fornos de cimento carece de dados específicos para embalagens plásticas, mas, a título indicativo, ela aparece no mesmo nível que a incineração, senão ligeiramente melhor. Entretanto, pelo menos dois autores destacaram a influência da classificação e da lavagem no processo de reciclagem mecânica, o que pode enfraquecer os argumentos, em termos de ciclo de vida, a favor da incineração em fornos de cimento ou de outra maneira. Os argumentos a favor do uso de plásticos na pavimentação de ruas e estradas e na fabricação de tijolos, telhas e placas de pavimentação são menos claros e não há nenhum dado confiável que indique a quantidade de carbono substituída por esse tipo de uso. Entretanto, o fato de que os plásticos são um resíduo que substitui combustíveis fósseis e/ou minerais indica que é provável que reduzam a extração de materiais primários e o ônus da produção.

A falta de dados publicados sobre as emissões do ciclo de vida de todas as tecnologias de reciclagem química faz com que seja difícil contextualizá-las. Um modelo teórico é fornecido por Schwarz et al. (2021), que demonstra as emissões relativas de CO₂ causadas pelo processamento de 25 polímeros diferentes. O estudo mostra uma ampla concordância com as conclusões deste relatório, indicando que a reciclagem mecânica resulta em menos emissões. Quando resultam na produção de monômeros, tanto a gaseificação quanto a pirólise produzem emissões bastante

semelhantes, se não ligeiramente menores – embora esses processos ainda não tenham sido utilizados dessa forma, pois não há unidades comercialmente ativas em operação e, portanto, tais constatações precisam ser tratadas com cautela.

As limitações dos estudos baseados na técnica de ACV foram discutidas neste relatório, particularmente o manuseio inadequado dos dados pelos profissionais e o não reconhecimento das perdas materiais nos processos. Tal como foi destacado por Geyer et al. (2016), a métrica-chave não é a massa de materiais coletados para reciclagem, nem a quantidade realmente reprocessada e convertida em novos produtos. Os benefícios do ciclo de vida devem ser baseados na massa de materiais substituídos e no ônus subsequente que é evitado. Isso pode favorecer aplicações como o uso de compósitos poliméricos com cargas minerais na pavimentação de ruas e estradas e na fabricação de telhas e a produção de poliéster com fibras de garrafa.

5.2.2 Gestão de resíduos e perda de pellets

O potencial de má gestão da triagem e do reprocessamento de resíduos nos PBMRs é significativo. Em muitos países em que a má gestão já é alta, é improvável que as autoridades tenham a capacidade de supervisionar e impor penalidades aos operadores comerciais de forma abrangente. Exemplos de má gestão incluem a incineração e o despejo ao ar livre, bem como o descarte no meio aquático. Além disso, em unidades que fragmentam materiais ou fabricam pellets, a probabilidade de perda nos sistemas de drenagem será considerável se não for gerida adequadamente. Embora este estudo se concentre nas liberações de detritos provenientes de reprocessadores mecânicos, todas as abordagens analisadas aqui têm o potencial de resultar na má gestão dos resíduos.

5.3 Saúde

É possível controlar as emissões/liberações da maioria dos processos industriais se houver controles de engenharia e de gestão suficientes. Entretanto, nos PBMRs, a falta de recursos e de know-how significa que as abordagens de engenharia de alta tecnologia podem não ser suficientes para fazer isso. Todos os processos térmicos que incluem plásticos podem aumentar o risco de que substâncias nocivas sejam liberadas e emitidas no ambiente ao redor. Mesmo em unidades de baixo risco, dedicadas à extrusão de plásticos de embalagens, se a proveniência dos materiais

extrudados não for controlada para garantir que não ocorra contaminação, existe o risco de que materiais, por exemplo, de uso elétrico ou automotivo, possam ser coextrudados, arriscando a exposição de substâncias como retardantes de chamas bromados aos operários ou moradores que estiverem próximos.

6 Conclusões e recomendações

Os resíduos de embalagens plásticas pós-consumo coletados para reciclagem devem ser processados em instalações seguras. Essas instalações devem utilizar abordagens suficientemente maduras para garantir a emissão/liberação mínima de substâncias e materiais potencialmente perigosos para o meio ambiente e que garantam a proteção da saúde pública e ocupacional.

Todas as abordagens analisadas aqui têm o potencial de causar danos ao meio ambiente e à saúde pública e ocupacional. Entretanto, com o controle suficiente das emissões/liberações procedentes dos processos e sistemas de trabalho seguros, elas podem ser adotadas com segurança. Este estudo não encontrou nenhuma evidência que se oponha fundamentalmente ao uso de qualquer uma das abordagens no contexto certo. Entretanto, a autogestão dos riscos não pode ser garantida em nenhum lugar em países de alta, média ou baixa renda. A proteção abrangente da saúde pública e ambiental requer uma regulamentação eficaz, independente e que conte com recursos suficientes, a qual pode não estar disponível em países onde prioridades que competem entre si limitam a disponibilidade de recursos para financiá-las.

A maioria das empresas de FMCG começou a buscar metas para reduzir seu uso de recursos, usar mais materiais reciclados em embalagens plásticas e implementar sistemas para reciclar as grandes quantidades de resíduos de embalagens plásticas pós-consumo que elas colocam no mercado. Este relatório visou auxiliar as partes interessadas na tomada de decisões e incentivar a escolha de abordagens tecnológicas que acarretem menos danos à saúde humana e ao meio ambiente.

Na **Figura 3**, as oito abordagens analisadas foram avaliadas qualitativamente, usando um sistema de indicadores com as cores vermelho, âmbar, amarelo e verde, de acordo com o seu impacto potencial sobre a saúde e o meio ambiente em contextos de alta, média e baixa renda e seu nível de maturidade tecnológica. Além disso, o risco de operar abaixo dos padrões nos PBMRs é mostrado por meio de uma pontuação de “adequação”. Três grupos de abordagens principais (**Grupos 1 a 3**) são evidenciados na avaliação, o primeiro dos quais é subdividido em dois subgrupos adicionais (**Grupos 1a e 1b**).

Grupo 1a

Há fortes evidências que sugerem que as abordagens do **Grupo 1a** são as que causam menos impacto ao meio ambiente e, embora carreguem alguns riscos ambientais e de saúde, têm o maior potencial para ser implementadas dentro dos padrões (**Figura 3**). As embalagens plásticas coletadas para reciclagem devem ser processadas por reprocessadores mecânicos sempre que possível, disponíveis ou implementáveis, pois esta é a tecnologia mais madura com as menores emissões de ciclo de vida comprovadas. O reprocessamento de fibras de garrafas é provavelmente tão benéfico quanto o reprocessamento mecânico e os benefícios inferidos dos sistemas de circuito fechado, preferivelmente aos sistemas de circuito aberto, não são apoiados por

fortes evidências, embora seja reconhecido que isso possa mudar com o tempo, quando maiores ciclos de materiais se tornarem realidade.

Grupo 1b

É possível que as abordagens do **Grupo 1b** (uso de compósitos poliméricos com cargas minerais na pavimentação de ruas e estradas, na fabricação de tijolos, telhas e placas de pavimentação) tenham um nível de risco semelhante às do **Grupo 1a**, porém há relativamente poucos dados disponíveis para avaliá-las (**Figura 3**). Recomenda-se que esses processos sejam adotados cautelosamente até que as emissões de processos provenientes da fundição tenham sido determinadas e, portanto, o potencial de exposição aos riscos ocupacionais possa ser avaliado de forma confiável. Recomenda-se que as empresas de FMCG que visam reduzir as emissões de carbono e desejam explorar outras tecnologias além da reciclagem mecânica encomendem estudos baseados na técnica de ACV que sigam a série de normas ISO:14040 a fim de determinar essas emissões.

Grupo 2

As abordagens de reciclagem química do **Grupo 2** são incipientes e sua viabilidade comercial não está comprovada (**Figura 3**). Este estudo não encontrou objeção em investigar essas tecnologias mais a fundo, mas adverte que elas não devem ser consideradas para o processamento comercial de resíduos de embalagens plásticas pós-consumo até que seus benefícios ambientais tenham sido demonstrados. Nos casos em que as empresas de FMCG estiverem considerando adotar qualquer um desses novos processos, recomenda-se que elas se filiem ou iniciem um órgão de auditoria independente que possa certificar os processos no que tange à segurança e à eficácia, conforme recomendado por Crippa et al. (2019), a fim de garantir que a abordagem adotada não resulte em danos à saúde humana e ao meio ambiente e forneça benefícios de ciclo de vida claros.

Todos os processos do Grupo 2 podem envolver o uso de calor, pressão e solventes químicos, cada um dos quais pode resultar em impactos ambientais ou à saúde se não for cuidadosamente controlado. O alcatrão e o char resultantes da pirólise e da gaseificação podem conter substâncias altamente perigosas que devem ser descartadas em aterros apropriados ou por meio de processamento térmico. Para garantir que a abordagem utilizada para o processamento de embalagens não resulte em danos à saúde ou ao meio ambiente, recomenda-se que as empresas de FMCG adotem uma política de cuidado abrangente em relação a esses materiais e substâncias, se forem gerados nos PBMRs. Pode não ser possível garantir que os resíduos perigosos sejam geridos de forma responsável nesses países, o que pode significar que alguns processos não possam ser realizados de forma segura de maneira alguma.

Segundo fontes anedóticas, parece haver um número crescente de instalações de pirólise de pequena escala nos PBMRs nos últimos anos. Dados os altos riscos de que essas tecnologias sejam utilizadas abaixo dos padrões, recomenda-

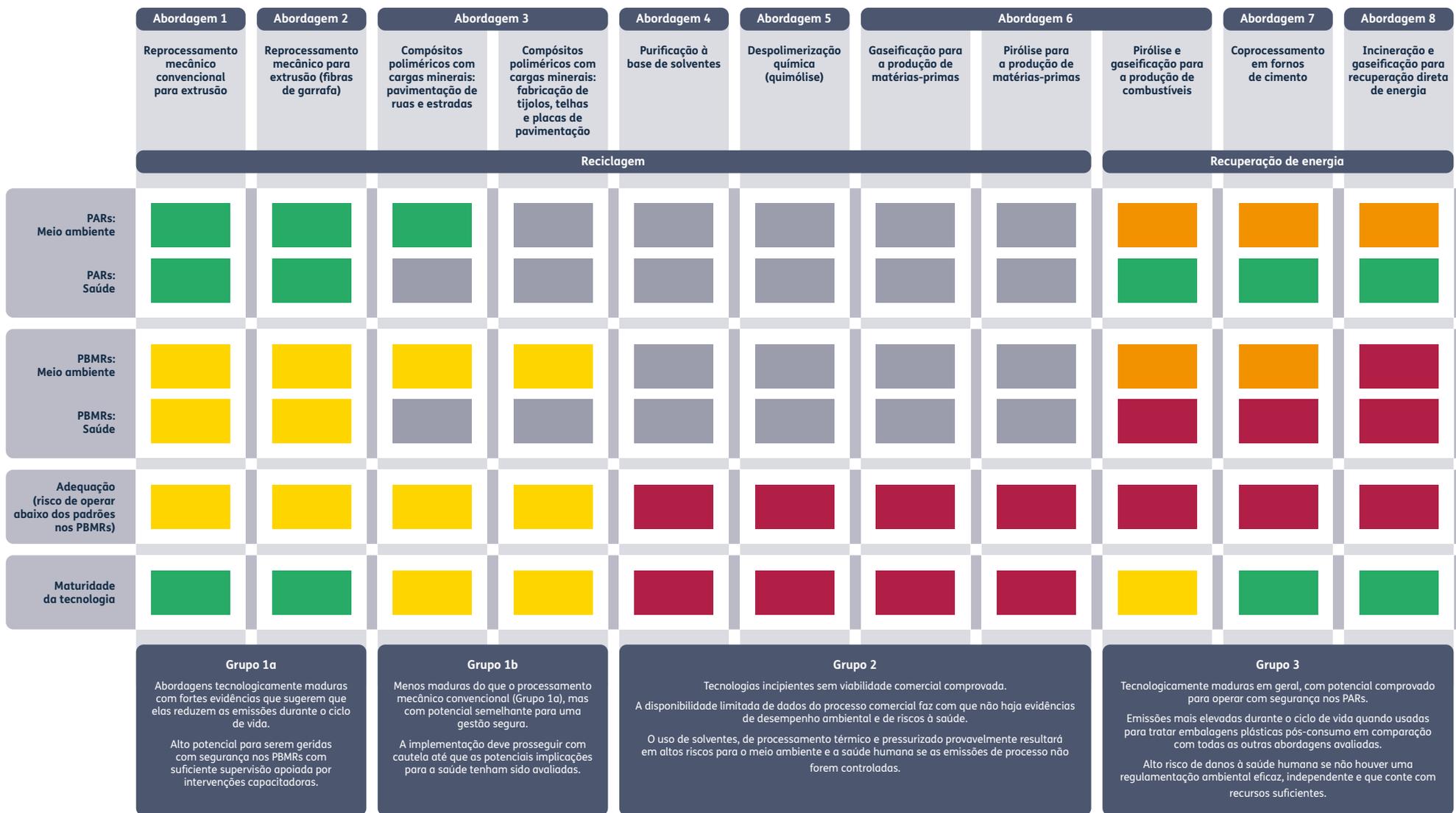


Figura 3: Resumo dos riscos ambientais e sanitários indicativos e adequação para a implementação nos PBMRs das abordagens de processamento de resíduos de embalagens plásticas pós-consumo gerados por empresas de bens de consumo de rápida movimentação.

Abreviações
 PARs: Países de alta renda
 PBMRs: Países de baixa e média renda

Legenda		
Meio ambiente e saúde	Adequação (risco de operar abaixo dos padrões nos PBMRs)	Maturidade tecnológica
baixo risco	risco apropriado/baixo de operar abaixo dos padrões	alta maturidade
risco médio-baixo	apropriado, mas com algum risco de operar abaixo dos padrões	matruidade média-alta
risco médio-alto	inapropriado, mas pode ser implementada se os padrões operacionais forem suficientes	matruidade média-baixa
risco alto	risco inapropriado/alto de operar abaixo dos padrões	matruidade baixa
dados insuficientes	dados insuficientes	dados insuficientes

se que as empresas de FMCG evitem o uso dessas instalações para processar seus resíduos de embalagens plásticas pós-consumo.

Grupo 3

Embora madura e capaz de ser operada com segurança, a incineração de embalagens plásticas pós-consumo com recuperação de energia não é uma abordagem de reciclagem e resulta em maiores emissões em comparação com todas as outras abordagens porque o plástico é um combustível fóssil (Figura 3). É provável que o coprocessamento em fornos de cimento resulte em emissões marginalmente menores, pois quase sempre substitui o carvão. Entretanto, os ganhos são tão insignificantes que é difícil justificar por que essa abordagem tenha prioridade sobre a reciclagem mecânica. A pirólise para a produção de combustíveis ou a combustão direta é uma tecnologia menos madura, mas também é teoricamente viável se houver um alto nível de segurança. Entretanto, evidências limitadas sugerem que as emissões de gases de efeito estufa ainda são provavelmente muito maiores do que na reciclagem mecânica, já que a matéria-prima é carbono de origem fóssil. Quando usados para processar resíduos de embalagens plásticas, o coprocessamento em fornos de cimento, a incineração com recuperação de energia e as tecnologias de pirólise para a produção de combustíveis mostrarão benefícios decrescentes com a descarbonização do abastecimento energético nas próximas décadas.

O argumento a favor da incineração de embalagens plásticas que não podem ser recicladas de maneira prática ou com altos níveis de contaminação superficial pode oferecer uma pequena melhoria nos casos em que a reciclagem mecânica é o comparador, devido ao alto ônus associado à lavagem com água quente na reciclagem mecânica. Entretanto, projetar embalagens para reciclagem e recolhê-las separadamente para evitar contaminação provavelmente resultará em uma diminuição geral do ônus para o meio ambiente e a saúde.

Garantias

Se a aspiração das empresas de FMCG é proteger a saúde humana e o meio ambiente, recomenda-se que elas garantam que as embalagens plásticas pós-consumo coletadas para reciclagem sejam processadas em instalações que atendam às normas destinadas a garantir o alcance desse objetivo. Se as “melhores técnicas disponíveis” utilizadas na Europa forem seguidas, esses objetivos poderão ser alcançados. Para as abordagens de alto risco, como as dos Grupos 2 e 3, um pré-requisito para uma operação segura é ter um regulador ambiental independente, que conte com os recursos necessários e que tenha poderes de fiscalização suficientes para garantir o cumprimento das normas. Nos casos em que isso não seja possível, outros órgãos independentes de auditoria e monitoramento poderiam substituir essa função. Naturalmente, a auditoria independente não está isenta de possíveis falhas. Tal como foi descrito por Cook et al. (2016), os auditores profissionais também estão sujeitos a questões de neutralidade, objetividade e transparência. De qualquer maneira, dados os altos custos envolvidos no controle suficiente de emissões e na adoção de operações seguras, é provável que a justificativa econômica não seja compatível com o uso desses processos nos PBMRs.

Não existem “melhores técnicas disponíveis” para as atividades de menor risco do Grupo 1. Embora a Convenção de Basileia (s.d.) forneça algumas recomendações de alto nível para garantir uma gestão ambientalmente correta, elas têm quase duas décadas e precisam ser atualizadas. Alguns riscos operacionais básicos foram descritos neste relatório, mas recomenda-se que as empresas de FMCG encomendem um projeto destinado a desenvolver padrões comprovados que possam ser usados para complementar a massa crescente de materiais que elas pretendem processar durante as próximas décadas. Como parte desses padrões, deve haver procedimentos claros que permitam a conformidade por parte dos reprocessadores de pequena escala e de base e que garantam que o cenário de processamento de resíduos seja acessível a uma ampla gama de atores ao longo da cadeia de valor, sem se tornar algo exclusivo para as entidades de grande escala e com muitos recursos.

Referências

- AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS. *Energy recovery from the combustion of municipal solid waste (MSW)*, 2019. Disponível em: <https://www.epa.gov/smm/energy-recovery-combustion-municipal-solid-waste-msw>. Acesso em: 28 ago. 2021.
- AHMADINIA, E.; ZARGAR, M.; KARIM, M. R.; ABDELAZIZ, M. SHAFIGH, P. Using waste plastic bottles as additive for stone mastic asphalt. *Materials & Design*, v. 32, n. 10, p. 4844-4849, 2011.
- ALI, M.; IQBAL, N.; UR REHMAN, S.; ADIL, M.; ANWAR, M. Mechanical Properties of Polyethylene-Sand Blocks Produced from Recycled Plastic Bags. *International Journal of Scientific and Engineering Research*, v. 11, 2020.
- AMEMIYA, T. Current state and trend of waste and recycling in Japan. *International Journal of Earth & Environmental Sciences*, v. 3, n. 155, 2018.
- ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological sciences*, v. 364, n. 1526, p. 1977-1984, 2009.
- ANTONETTI, E.; IAQUANIELLO, G.; SALLADINI, A.; SPADACCINI, L.; PERATHONER, S.; CENTI, G. Waste-to-chemicals for a circular economy: the case of urea production (waste-to-urea). *ChemSusChem*, v. 10, n. 5, p. 912-920, 2017.
- ARYAN, Y.; YADAV, P.; SAMADDER, S. R. Life Cycle Assessment of the existing and proposed plastic waste management options in India: a case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 211, p. 1268-1283, 2019.
- ASAMANY, E. A.; GIBSON, M. D.; PEGG, M. J. Evaluating the potential of waste plastics as fuel in cement kilns using bench-scale emissions analysis. *Fuel*, v. 193, p. 178-186, 2017.
- ASHWORTH, D. C.; ELLIOTT, P.; TOLEDANO, M. B. Waste incineration and adverse birth and neonatal outcomes: a systematic review. *Environment International*, v. 69, p. 120-132, 2014.
- BARABAD, M. L. M.; JUNG, W.; VERSOZA, M. E.; LEE, Y. I.; CHOI, K.; PARK, D. Characteristics of particulate matter and volatile organic compound emissions from the combustion of waste vinyl. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 15, n. 7, 2018.
- BARTL, A. Textiles production and end-of-life management options (Chapter 10). In: LETCHER, T. M. (ed.). *Plastic Waste and Recycling*. Academic Press, 2020. p. 251-279.
- BASEL Convention (s.d.). Resumo disponível em: <http://www.basel.int/TheConvention/Overview/tabid/1271/Default.aspx>. Acesso em: 27 jun. 2021.
- BBC NEWS. *UK plastic for "recycling" dumped and burned in Turkey, 2020*. Disponível em: https://youtu.be/hw6KR2vj_bc. Acesso em: 28 dez. 2020.
- BENEDETTI, V.; PATUZZI, F.; BARATIERI, M. Gasification char as a potential substitute of activated carbon in adsorption applications. *Energy Procedia*, v. 105, p. 712-717, 2017.
- BERNARDO, C. A.; SIMÕES, C. L.; PINTO, L. M. C. Environmental and economic life cycle analysis of plastic waste management options: a review. *AIP Conference Proceedings*, 1779, 140001, 2016.
- BERNARDO, M.; GONÇALVES, M.; LAPA, N.; BARBOSA, R.; MENDES, B.; PINTO, F. Characterization of chars produced in the co-pyrolysis of different wastes: decontamination study. *Journal of Hazardous Materials*, p. 207-208, 28-35, 2012.
- BEST CURRENT AFFAIRS CENTER (s.d.). *Waste to energy plants operational in India*. Disponível em: <https://www.bestcurrentaffairs.com/waste-energy-plants-operational-india/>. Acesso em: 10 jul. 2021.
- BISINELLA, V.; ALBIZZATI, P. F.; ASTRUP, T. F.; DAMGAARD, A. *Life cycle assessment of grocery carrier bags*. Relatório n. 1985. Copenhagen, Dinamarca: The Danish Environmental Protection Agency, 2018. Disponível em: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2018/02/978-87-93614-73-4.pdf>.
- BLASENBAUER, D.; HUBER, F.; LEDERER, J.; QUINA, M. J.; BLANC-BISCARAT, D.; BOGUSH, A.; BONTEMPI, E.; BLONDEAU, J.; CHIMENOS, J. M.; DAHLBO, H.; FAGERQVIST, J.; GIROPALOMA, J.; HJELMAR, O.; HYKS, J.; KEANEY, J.; LUPSEA-TOADER, M.; O'CAOLLAI, C. J.; ORUPÖLD, K.; PAJAK, T.; SIMON, F. G.; SVECOVA, L.; ŠYC, M.; ULVANG, R.; VAAJASAARI, K.; VAN CANEGHEM, J.; VAN ZOMEREN, A.; VASAREVIČIUS, S.; WÉGNER, K.; FELLNER, J. Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe. *Waste Management*, v. 102, p. 868-883, 2020.
- BLOCK, C.; EPHRAIM, A.; WEISS-HORTALA, E.; MINH, D. P.; NZIHO, A.; VANDECASTEELE, C. Co-pyrogasification of plastics and biomass: a review. *Waste and Biomass Valorization*, v. 10, n. 3, p. 483-509, 2019.
- BOUCHER, J.; FRIOT, D. *Primary microplastics in the oceans: a global evaluation of sources*. Gland, Switzerland: União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN), 2017. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2017-002-En.pdf>.
- BOURTSALAS, A. C.; SEO, Y.; ALAM, T.; SEO, Y. C. The status of waste management and waste to energy for district heating in South Korea. *Waste Management*, v. 85, p. 304-316, 2019.
- BOURTSALAS, A. C.; ZHANG, J.; CASTALDI, M. J.; THEMELIS, N. J. Use of non-recycled plastics and paper as alternative fuel in cement production. *Journal of Cleaner Production*, v. 181, p. 8-16, 2018.
- BUDSAEREECHAI, S.; HUNT, A. J.; NGERNYEN, Y. Catalytic pyrolysis of plastic waste for the production of liquid fuels for engines. *RSC Advances*, v. 9, n. 10, p. 5844-5857, 2019.

- BUTLER, E.; DEVLIN, G.; MCDONNELL, K. Waste polyolefins to liquid fuels via pyrolysis: Review of commercial state-of-the-art and recent laboratory research. *Waste and Biomass Valorization*, v. 2, n. 3, p. 227-255, 2011.
- CBC NEWS. *Tracking your plastic: exposing recycling myths (Marketplace)*, 2019. Disponível em: <https://youtu.be/c8aVYb-a7Uw>. Acesso em: 28 dez. 2020.
- CHEN, Y.; CUI, Z.; CUI, X.; LIU, W.; WANG, X.; LI, X.; LI, S. Life cycle assessment of end-of-life treatments of waste plastics in China. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 146, p. 348-357, 2019.
- CHENG, H.; HU, Y. Municipal solid waste (MSW) as a renewable source of energy: current and future practices in China. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 11, p. 3816-3824, 2010.
- CHIN, C.; DAMEN, P. *Viability of using recycled plastics in asphalt and sprayed sealing applications*. Report n. AP-T351-19. Sydney, Austrália: Austroads Ltd, 2019. Disponível em: <https://austroads.com.au/publications/pavement/ap-t351-19>.
- CHOUDHARY, K.; SANGWAN, K. S.; GOYAL, D. Environment and economic impacts assessment of PET waste recycling with conventional and renewable sources of energy. *Procedia CIRP*, v. 80, p. 422-427, 2019.
- CHRISTENSEN, T. H.; SCHARFF, H.; HJELMAR, O. Landfilling: concepts and challenges. In: CHRISTENSEN, T. H. (ed.). *Solid Waste Technology & Management*. Chichester, Reino Unido: Wiley, 2011a. p. 685-694.
- CHRISTENSEN, T. H.; SCHARFF, H.; HJELMAR, O. Landfilling: Environmental issues. In: CHRISTENSEN, T. H. (ed.). *Solid Waste Technology & Management*. Chichester, Reino Unido: Wiley, 2011b. p. 695-708.
- CIUFFI, B.; CHIARAMONTI, D.; RIZZO, A. M.; FREDIANI, M.; ROSI, L. A critical review of SCWG in the context of available gasification technologies for plastic waste. *Applied Sciences*, v. 10, n. 18, p. 6307, 2020.
- COLE, G.; SHERRINGTON, C. *Study to quantify pellet emissions in the UK*. Bristol, Reino Unido: Eunomia, 2016. Disponível em: <https://www.eunomia.co.uk/reports-tools/study-to-quantify-pellet-emissions-in-the-uk/>.
- CONESA, J. A.; REY, L.; EGEEA, S.; REY, M. D. Pollutant formation and emissions from cement kiln stack using a solid recovered fuel from municipal solid waste. *Environmental Science & Technology*, v. 45, n. 13, p. 5878-5884, 2011.
- COOK, E.; VELIS, C. A. *Global review on safer end of engineered life*. Londres, Reino Unido: Royal Academy of Engineering, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.5518/100/58>.
- COOK, E.; VELIS, C. A.; COTTOM, J. *Safely recovering value from plastic waste in the Global South: Opportunities and challenges for circular economy and plastic pollution mitigation*. engrXiv, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.31224/osf.io/tvxem>
- COOK, E.; VELIS, C. A.; DERKS, M. *Plastic waste reprocessing for circular economy: a systematic review of risks to occupational and public health from legacy substances and extrusion*. engrXiv, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.31224/osf.io/yxb5u>.
- COOK, W.; VAN BOMMEL, S.; TURNHOUT, E. Inside environmental auditing: effectiveness, objectivity, and transparency. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 18, p. 33-39, 2016.
- COOPER, C.; BOOTH, A.; VARLEY-CAMPBELL, J.; BRITTEN, N.; GARSIDE, R. Defining the process to literature searching in systematic reviews: a literature review of guidance and supporting studies. *BMC Medical Research Methodology*, v. 18, n. 1, p. 85, 2018.
- COSTA, L. M. B.; SILVA, H. M. R. D.; OLIVEIRA, J. R. M.; FERNANDES, S. R. M. Incorporation of waste plastic in asphalt binders to improve their performance in the pavement. *International Journal of Pavement Research and Technology*, v. 6, n. 4, p. 457-464, 2013.
- CREACYCLE GMBH (s.d.). *The CreaSolv® Process*. Disponível em: <https://www.creacycle.de/en/the-process.html>. Acesso em: 16 jan. 2021.
- CRIPPA, M.; WILDE, B. D.; KOOPMANS, R.; LEYSSENS, J.; LINDER, M.; MUNCKE, J.; RITSCHKOFF, A. C.; DOORSSELAER, K. V.; VELIS, C.; WAGNER, M. *A circular economy for plastics: insights from research and innovation to inform policy and funding decisions*. Bruxelas, Bélgica: Comissão Europeia, 2019. Disponível em: https://www.hbm4eu.eu/wp-content/uploads/2019/03/2019_RI_Report_A-circular-economy-for-plastics.pdf.
- DA COSTA, J. P.; MOUNEYRAC, C.; COSTA, M.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. The role of legislation, regulatory initiatives and guidelines on the control of plastic pollution. *Frontiers in Environmental Science*, v. 8, n. 104, 2020.
- DAHARWAL, S. *Waste plastic (polythene bag) recycling plant in Nagpur*, 2018. Disponível em: <https://youtu.be/OE4SkTcCB8c>. Acesso em: 28 ago. 2021.
- DALAGER, S.; REIMANN, D. O. Incineration: mass balances. In: CHRISTENSEN, T. H. (ed.). *Solid Waste Technology & Management*. Chichester, Reino Unido: Wiley, 2011. p. 421-429.
- DALHAT, M. A.; AL-ABDUL WAHHAB, H. I. Performance of recycled plastic waste modified asphalt binder in Saudi Arabia. *International Journal of Pavement Engineering*, v. 18, n. 4, p. 349-357, 2017.
- DEFRA. *Advanced thermal treatment of municipal solid waste*. Relatório n. PB13888. Londres, Reino Unido: Department for Environment, Food & Rural Affairs (Defra), 2013. Disponível em: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/221035/pb13888-thermal-treatment-waste.pdf.
- DIRETIVA 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 19 de novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas. Comissão Europeia, 2008. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/HTML/?uri=CELEX:32008L0098&from=EN>.
- DIRETIVA 2000/76/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 4 de dezembro de 2000 relativa à incineração de resíduos. Jornal Oficial da União Europeia (ed.), L 332/91, p. 91-111, 2000.

- DOHERTY, J. *Work-related ill health 'impacts 4.5% of workers'*, 2019. Disponível em: <https://www.letsrecycle.com/news/latest-news/work-related-illness-impacts-4-5-of-industry/>. Acesso em: 28 ago. 2021.
- DOUGLAS, P.; FRENI-STERRANTINO, A.; LEAL SANCHEZ, M.; ASHWORTH, D. C.; GHOSH, R. E.; FECHT, D.; FONT, A.; BLANGIARDO, M.; GULLIVER, J.; TOLEDANO, M. B.; ELLIOTT, P.; DE HOOGH, K.; FULLER, G. W.; HANSELL, A. L. Estimating particulate exposure from modern municipal waste incinerators in Great Britain. *Environmental Science & Technology*, v. 51, n. 13, p. 7511-7519, 2017.
- EDELEN, A.; INGWERSEN, W. W.; RODRÍGUEZ, C.; ALVARENGA, R. A. F.; DE ALMEIDA, A. R.; WERNET, G. Critical review of elementary flows in LCA data. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 23, n. 6, p. 1261-1273, 2018.
- EDWARDS, C.; FRY, J. M. *Life cycle assessment of supermarket carrier bags: a review of the bags available in 2006*. Relatório n. SC030148. Reading, Reino Unido: Environment Agency, 2007. Disponível em: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291023/scho0711buan-e-e.pdf.
- Exposing Australia's recycling lie*. 60 Minutes Australia, 2019. Disponível em: https://www.youtube.com/watch?v=lqrlEsPoyJk&ab_channel=60MinutesAustralia. Acesso em: 28 dez. 2020.
- FANG, C.; WU, C.; HU, J.; YU, R.; ZHANG, Z.; NIE, L.; ZHOU, S.; MI, X. Pavement properties of asphalt modified with packaging-waste polyethylene. *Journal of Vinyl and Additive Technology*, v. 20, n. 1, p. 31-35, 2014.
- FRANCIS, L. F. Introduction to materials processing (Chapter 1). In: FRANCIS, L. F. (ed.). *Materials Processing*. Boston, EUA: Academic Press, 2016a. p. 1-20.
- FRANCIS, L. F. Starting materials (Chapter 2). In: FRANCIS, L. F. (ed.). *Materials Processing*. Boston, EUA: Academic Press, 2016b. p. 21-103.
- FRANKLIN ASSOCIATES. *Life cycle impacts of plastic packaging compared to substitutes in the United States and Canada: theoretical substitution analysis*. Report n. CLIENTS\ACC\ KC182695: Franklin Associates – A Division of Eastern Research Group (ERG), 2018.
- FRENI-STERRANTINO, A.; GHOSH, R. E.; FECHT, D.; TOLEDANO, M. B.; ELLIOTT, P.; HANSELL, A. L.; BLANGIARDO, M. Bayesian spatial modelling for quasi-experimental designs: an interrupted time series study of the opening of Municipal Waste Incinerators in relation to infant mortality and sex ratio. *Environment International*, v. 128, p. 109-115, 2019.
- FUNDAÇÃO ELLEN MACARTHUR. *New Plastics Economy Global Commitment: commitments, vision and definitions*. Cowes, Reino Unido, 2020. Disponível em: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Global-Commitment-Definitions-2020-1.pdf>.
- FUNDAÇÃO ELLEN MACARTHUR E PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE (PNUMA). *The Global Commitment 2020 progress report*. Cowes, Reino Unido, 2020. Disponível em: <https://ellenmacarthurfoundation.org/topics/the-global-commitment/progress-reports>.
- GEORGIPOULOU, M.; LYBERATOS, G. Life cycle assessment of the use of alternative fuels in cement kilns: a case study. *Journal of Environmental Management*, v. 216, p. 224-234, 2018.
- GERASSIMIDOU, S.; VELIS, C. A.; WILLIAMS, P. T.; CASTALDI, M. J.; BLACK, L.; KOMILIS, D. Chlorine in waste-derived solid recovered fuel (SRF), co-combusted in cement kilns: a systematic review of sources, reactions, fate and implications. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 10.1080/10643389.2020.1717298, p. 1-47, 2020.
- GEYER, R.; KUCZENSKI, B.; ZINK, T.; HENDERSON, A. Common misconceptions about recycling. *Journal of Industrial Ecology*, v. 20, n. 5, p. 1010-1017, 2016.
- GHOSH, R. E.; FRENI-STERRANTINO, A.; DOUGLAS, P.; PARKES, B.; FECHT, D.; DE HOOGH, K.; FULLER, G.; GULLIVER, J.; FONT, A.; SMITH, R. B.; BLANGIARDO, M.; ELLIOTT, P.; TOLEDANO, M. B.; HANSELL, A. L. Fetal growth, stillbirth, infant mortality and other birth outcomes near UK municipal waste incinerators; retrospective population based cohort and case-control study. *Environment International*, v. 122, p. 151-158, 2019.
- GIAVARINI, C. Polymer-modified bitumen (Chapter 16). In: YEN, T. F.; CHILINGARIAN, G. V. (ed.). *Developments in Petroleum Science*. Elsevier, 1994. p. 381-400.
- GIZ-LAFARGE-HOLCIM. *Guidelines on pre- and co-processing of waste in cement production: use of waste as alternative fuel and raw material*, 2020. Disponível em: https://www.giz.de/de/downloads/giz-2020_en_guidelines-pre-coprocessing.pdf.
- GOWER, R.; GREEN, J.; WILLIAMS, M. *A questão urgente – as empresas reduzirão seu uso de plástico?* Tearfund, 2020. Disponível em: <https://learn.tearfund.org/pt-pt/resources/policy-reports/the-burning-question>.
- GU, F.; GUO, J.; ZHANG, W.; SUMMERS, P. A.; HALL, P. From waste plastics to industrial raw materials: a life cycle assessment of mechanical plastic recycling practice based on a real-world case study. *Science of The Total Environment*, v. 601, p. 1192-1207, 2017.
- GU, L.; OZBAKKALOGLU, T. Use of recycled plastics in concrete: a critical review. *Waste Management*, v. 51, p. 19-42, 2016.
- HAHLADAKIS, J. N.; VELIS, C. A.; WEBER, R.; IACOVIDOU, E.; PURNELL, P. An overview of chemical additives present in plastics: migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, v. 344, p. 179-199, 2018.
- HANN, S.; CONNOCK, T. *Chemical recycling: state of play*. Bristol, Reino Unido: Eunomia, 2020. Disponível em: <https://www.eunomia.co.uk/reports-tools/final-report-chemical-recycling-state-of-play/>.
- HE, Z.; LI, G.; CHEN, J.; HUANG, Y.; AN, T.; ZHANG, C. Pollution characteristics and health risk assessment of volatile organic compounds emitted from different plastic solid waste recycling workshops. *Environment International*, v. 77, p. 85-94, 2015.

- HERBERT, L. *Centenary history of waste and waste managers in London and South East England*. Northampton: Chartered Institution of Wastes Management, 2007. Disponível em: <https://bit.ly/3kijLTP>.
- HERTWICH, E. G. The carbon footprint of material production rises to 23% of global greenhouse gas emissions. *SocArXiv*, 10.31235/osf.io/n9ecw, 2020.
- HINDENBURG RESEARCH. *Loop Industries: former employees and plastics experts blow the whistle on this “Recycled” smoke and mirrors show*, 2020. Disponível em: <https://hindenburgresearch.com/loop/>. Acesso em: 10 jul. 2021.
- HJELMAR, O.; JOHNSON, A.; COMANS, R. Incineration: solid residues. In: CHRISTENSEN, T. H. (ed.). *Solid Waste Technology & Management*. Chichester, Reino Unido: Wiley, 2011a. p. 430-462.
- INDUSTRIES, S. S. *Plastic ‘Crushing Machine’ with Bottle “GRINDER” पुनर्चक्रण की प्रक्रिया / Small Scale Industries*, 2019. Disponível em: <https://youtu.be/kJrYp2PKazE>. Acesso em: 26 nov. 2020.
- INSTITUTO AMERICANO DE EMBALAGEM E MEIO AMBIENTE. *Packaging materials management definitions: a review of varying global standards. Guidance document*, 2018. Disponível em: <https://cdn.ymaws.com/www.ameripen.org/resource/resmgr/pdfs/AMERIPEN-Report-RecyclingDef.pdf>.
- INTERNATIONAL POWER ECOLOGY COMPANY. *Pyrolysis plant disasters*, 2014. Disponível em: <https://i-pec.ru/en/useful-info/pyrolysis-plant-disasters>. Acesso em: 28 ago. 2021.
- JAIN, P.; DYSON, B.; TOLAYMAT, T.; INGWERSEN, W. A comparative analysis of life-cycle assessment tools for end-of-life materials management systems. Relatório n. EPA/600/R-15/232. Cincinnati, EUA: Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – National Risk Management Research Laboratory, 2015. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?dirEntryId=310582&Lab=NRMRL.
- JAYARAMA REDDY, P. *Energy recovery from municipal solid waste by thermal conversion technologies*. Londres, Reino Unido: CRC Press, 2016.
- JENSEIT, W.; STAHL, H.; WOLLNY, V.; WITTLINGER, R. *Recovery options for plastic parts from end-of-life vehicles: an eco-efficiency assessment*. Bruxelas, Bélgica, 2003. Disponível em: <https://www.oeko.de/oekodoc/151/2003-039-en.pdf>.
- JI, L.; LU, S.; YANG, J.; DU, C.; CHEN, Z.; BUEKENS, A.; YAN, J. Municipal solid waste incineration in China and the issue of acidification: a review. *Waste Management & Research*, v. 34, n. 4, p. 280-297, 2016.
- JIAO, C. *The Philippines is making roads and cement with plastic garbage*, 2020. Disponível em: <https://www.bloomberg.com/news/articles/2020-01-23/the-philippines-is-making-roads-and-cement-with-plastic-garbage>. Acesso em: 27 nov. 2020.
- KADIR, A.; SYED, S. A.; CHUN-YANG, Y.; SULAIMAN, M. R.; CHEN, X.; EL-HARBAWI, M. Incineration of municipal solid waste in Malaysia: salient issues, policies and waste-to-energy initiatives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 24, p. 181-186, 2013.
- KAISER, K.; SCHMID, M.; SCHLUMMER, M. Recycling of polymer-based multilayer packaging: a review. *Recycling*, v. 3, n. 1, p. 1, 2018.
- KAO, T. *PET recycling line in Indonesia*, 2014. Disponível em: <https://youtu.be/ax7OPMOWKCM>. Acesso em: 26 nov. 2020.
- KARA, M. Environmental and economic advantages associated with the use of RDF in cement kilns. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 68, p. 21-28, 2012.
- KARELIA, G. *One lakh kilometres of roads in India are being made from plastic waste. Is this the solution to end plastic crisis?* 2018. Disponível em: <https://swachhindia.ndtv.com/plastic-waste-roads-one-lakh-kilometre-india-20274/>. Acesso em: 29 dez. 2020.
- KAZA, S.; YAO, L.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. *What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050*. Washington, DC, EUA: World Bank Publications, 2018. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/30317/9781464813290.pdf?sequence=12&isAllowed=y>.
- KHAN, M. M. H.; HAVUKAINEN, J.; HORTTANAINEN, M. Impact of utilizing solid recovered fuel on the global warming potential of cement production and waste management system: a life cycle assessment approach. *Waste Management & Research*, 10.1177/0734242X20978277, 0734242X20978277, 2020.
- KHOO, H. H. LCA of plastic waste recovery into recycled materials, energy and fuels in Singapore. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 145, p. 67-77, 2019.
- KLÖPFER, W.; GRAHL, B. *Life cycle assessment (LCA): a guide to best practice*. Weinheim, Alemanha: Wiley, 2014.
- KOLEV, A. *Plastic sand tile machine – only from recycling plastic and sand*, 2019. Disponível em: <https://youtu.be/m8zBwvHkwfs>. Acesso em: 23 dez. 2020.
- KOMLY, C. E.; AZZARO-PANTEL, C.; HUBERT, A.; PIBOULEAU, L.; ARCHAMBAULT, V. Multiobjective waste management optimization strategy coupling life cycle assessment and genetic algorithms: application to PET bottles. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 69, p. 66-81, 2012.
- KUMAR, A.; AGRAWAL, A. Recent trends in solid waste management status, challenges, and potential for the future Indian cities: a review. *Current Research in Environmental Sustainability*, v. 2, 100011, 2020.
- KUMAR, R. *Srinivasa plastic Dana*, 2019. Disponível em: <https://youtu.be/UVgrgm4oLsM>. Acesso em: 26 nov. 2020.
- KUMAR, S.; PANDA, A. K.; SINGH, R. K. A review on tertiary recycling of high-density polyethylene to fuel. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, n. 11, p. 893-910, 2011.

- KUMI-LARBI, A.; YUNANA, D.; KAMSOULOU, P.; WEBSTER, M.; WILSON, D. C.; CHEESEMAN, C. Recycling waste plastics in developing countries: use of low-density polyethylene water sachets to form plastic bonded sand blocks. *Waste Management*, v. 80, p. 112-118, 2018.
- KUMI-LARBI JNR., A. (comunicação pessoal no dia 10 dez. 2020). LDPE emissions discussion.
- LARDINOIS, I.; KLUNDERT, A. v.d. Plastics recycling in developing countries: a booming business? *Gate*, v. 3, n. 95, p. 64, 1995.
- LASSEN, C.; HANSEN, S. F.; MAGNUSSON, K.; HARTMANN, N. B.; JENSEN, P. R.; NIELSEN, T. G.; BRINCH, A. *Microplastics: occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark*. Relatório n. 1793. Agência de Proteção Ambiental Dinamarquesa, 2015. Disponível em: <https://orbit.dtu.dk/en/publications/microplastics-occurrence-effects-and-sources-of-releases-to-the-e>.
- LAU, W. W. Y.; SHIRAN, Y.; BAILEY, R. M.; COOK, E.; STUCHTEY, M. R.; KOSKELLA, J.; VELIS, C. A.; GODFREY, L.; BOUCHER, J.; MURPHY, M. B.; THOMPSON, R. C.; JANKOWSKA, E.; CASTILLO, A. C.; PILDITCH, T. D.; DIXON, B.; KOERSELMAN, L.; KOSIOR, E.; FAVOINO, E.; GUTBERLET, J.; BAULCH, S.; ATREYA, M. E.; FISCHER, D.; HE, K. K.; PETIT, M.; SUMAILA, U. R.; NEIL, E.; OCHOCKI, M.; LAWRENCE, K.; PALARDY, J. E. Evaluating scenarios toward zero plastic pollution. *Science*, p. 1455-1461, 2020. Disponível em: [https://doi.org/10.1126/science.aba9475\(369\)](https://doi.org/10.1126/science.aba9475(369)).
- LAURENT, A.; BAKAS, I.; CLAVREUL, J.; BERNSTAD, A.; NIERO, M.; GENTIL, E.; HAUSCHILD, M. Z.; CHRISTENSEN, T. H. Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management*, v. 34, n. 3, p. 573-588, 2014.
- LAW, H. J.; ROSS, D. E. International Solid Waste Association's "closing dumpsites" initiative: status of progress. *Waste Management & Research*, v. 37, n. 6, p. 565-568, 2019.
- LAZAREVIC, D.; Aoustin, E.; BUCLET, N.; BRANDT, N. Plastic waste management in the context of a European recycling society: comparing results and uncertainties in a life cycle perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, n. 2, p. 246-259, 2010.
- LEHNE, J.; PRESTON, F. *Making concrete change: innovation in low-carbon cement and concrete*. Chatham House Energy Environment and Resources Department, 2018. Disponível em: <https://www.chathamhouse.org/sites/default/files/publications/2018-06-13-making-concrete-change-cement-lehne-preston-final.pdf>.
- LENKIEWICZ, Z.; WEBSTER, M. *Making waste work: a toolkit – community waste management in low and middle income countries*. WasteAid, 2017. Disponível em: <https://wasteaid.org/toolkit/making-waste-work/>.
- LERPINIERE, D.; COOK, E. *Improving markets for recycled plastics: trends, prospects and policy responses*. Paris, França, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1787/9789264301016-en>.
- LIANG, Y.; TAN, Q.; SONG, Q.; LI, J. An analysis of the plastic waste trade and management in Asia. *Waste Management*, v. 119, p. 242-253, 2021.
- Línea completa de lavado y reciclado de botellas PET*. Carretero Proyectos, 2016. Disponível em: <https://youtu.be/ptDsWKvZgHM>. Acesso em: 26 nov. 2020.
- LOPEZ, G.; ARTETXE, M.; AMUTIO, M.; ALVAREZ, J.; BILBAO, J.; OLAZAR, M. Recent advances in the gasification of waste plastics: a critical overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 82, p. 576-596, 2018.
- LOPEZ, G.; ARTETXE, M.; AMUTIO, M.; BILBAO, J.; OLAZAR, M. Thermochemical routes for the valorization of waste polyolefinic plastics to produce fuels and chemicals: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 73, p. 346-368, 2017.
- LOUISE, N. *India has built 21,000 miles of road ways using plastic waste*, 2019. Disponível em: <https://techstartups.com/2019/12/20/india-built-21000-miles-road-ways-using-plastic-waste/>. Acesso em: 31 dez. 2020.
- MA, Z.; RYBERG, M. W.; WANG, P.; TANG, L.; CHEN, W. Q. China's import of waste PET bottles benefited global plastic circularity and environmental performance. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, v. 8, n. 45, p. 16.861-16.868, 2020.
- MALIJONYTE, V.; DACE, E.; ROMAGNOLI, F.; KLIPOVA, I.; GEDROVICS, M. A comparative life cycle assessment of energy recovery from end-of-life tires and selected solid waste. *Energy Procedia*, v. 95, p. 257-264, 2016.
- MARTIN, E. J. P.; OLIVEIRA, D. S. B. L.; OLIVEIRA, L. S. B. L.; BEZERRA, B. S. Life cycle comparative assessment of pet bottle waste management options: a case study for the city of Bauru, Brazil. *Waste Management*, v. 119, p. 226-234, 2021.
- MAYER, F.; BHANDARI, R.; GÄTH, S. Critical review on life cycle assessment of conventional and innovative waste-to-energy technologies. *Science of The Total Environment*, v. 672, p. 708-721, 2019.
- MEYS, R.; FRICK, F.; WESTHUES, S.; STERNBERG, A.; KLANKERMAYER, J.; BARDOW, A. Towards a circular economy for plastic packaging wastes – the environmental potential of chemical recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 162, 105010, 2020.
- MIANDAD, R.; REHAN, M.; BARAKAT, M. A.; ABURIAZAIZA, A. S.; KHAN, H.; ISMAIL, I. M. I.; DHAVAMANI, J.; GARDY, J.; HASSANPOUR, A.; NIZAMI, A. S. Catalytic pyrolysis of plastic waste: moving toward pyrolysis based biorefineries. *Frontiers in Energy Research*, v. 7, n. 27, 2019.
- MICRO MACHINERY MANUFACTURE. *PP raffia mother baby recycling machine – direct feeding*. PP Raffia Mother Baby Recycling Machine – Direct Feeding, 2018. Disponível em: <https://youtu.be/ylsVh31vwB4>. Acesso em: 26 nov. 2020.
- MINISTÉRIO DA ECOLOGIA E DO MEIO AMBIENTE. GB 16487.12 – *Environmental protection control standard for solid waste imported as raw materials – Waste and scrap of plastics*. Ministry for Environmental Protection & State Administration for Quality Supervision Inspection and Quarantine, 2017. Disponível em: <https://bit.ly/2ZcBxjp>.

MINISTÉRIO DA SAÚDE E DO BEM-ESTAR DA FAMÍLIA. *Food safety and standards (packaging) regulations*. N. de registro: D. L.-33004/99. Nova Delhi, Índia, 2018.

MINISTÉRIO DA HABITAÇÃO E DO DESENVOLVIMENTO URBANO E RURAL (MoHURD). *Urban construction statistical yearbook*, 2019. [Conjunto de dados on-line]. Disponível em: <http://www.mohurd.gov.cn/xytj/tjzljstjgbl/jstjnj/w02020123122485271423125000.xls>.

MOOGE TECH. *PET washing line, PET bottle recycling machine, PET bottle washing plant*, 2015. Disponível em: <https://youtu.be/xzO4sISISc4>. Acesso em: 26 nov. 2020.

MOVILLA-QUESADA, D.; RAPOSEIRAS, A. C.; SILVA-KLEIN, L. T.; LASTRA-GONZÁLEZ, P.; CASTRO-FRESNO, D. Use of plastic scrap in asphalt mixtures added by dry method as a partial substitute for bitumen. *Waste Management*, v. 87, p. 751-760, 2019.

MPA CONCRETE CENTRE. *Cement sector: joint industry – government industrial decarbonisation and energy efficiency roadmap action plan*. Department for Business, Energy and Industrial Strategy, 2017. Disponível em: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/651222/cement-decarbonisation-action-plan.pdf.

MUKHERJEE, A. *Life cycle assessment of asphalt mixtures in support of an environmental product declaration*. Houghton, EUA, 2016. Disponível em: https://www.asphaltpavement.org/uploads/documents/EPD_Program/LCA_final.pdf.

MUSLIM, I.; MARDIYATI E BASUKI, A. Several properties of filament fibers made from recycled bottles of mineral water using a melt spinning method. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, v. 105, 012047, 2016.

MUTETHYA, E. *First African waste-to-energy plant gives Ethiopia breath of fresh air*, 2018. Disponível em: <https://www.chinadaily.com.cn/a/202002/14/WS5e469b49a310128217277af9.html>. Acesso em: 28 ago. 2021.

NAJIMESI, L. *Kenya to construct US \$197m incineration plant*, 2019. Disponível em: <https://constructionreviewonline.com/2019/01/kenya-to-construct-us-197m-incineration-plant/>. Acesso em: 28 ago. 2021.

NASCIMENTO, F.; GOUVEIA, B.; DIAS, F.; RIBEIRO, F.; SILVA, M. A. A method to select a road pavement structure with life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, v. 271, 122210, 2020.

NATIONAL RURAL ROADS DEVELOPMENT AGENCY. *Guidelines for the use of plastic waste in rural roads construction*. National Rural Roads Development Agency Ministry of Rural Development, [s.d.]. Disponível em: <https://www.tce.edu/sites/default/files/PDF/Plastic-Roads-Guidelines.pdf>.

NEUWAHL, F.; CUSANO, G.; BENAVIDES, J. G.; HOLBROOK, S.; ROUDIER, S. *Best available techniques (BAT) reference document for waste incineration: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control)*. Relatório n. EUR 29971 EN, 2019. Luxemburgo: União Europeia, 2019. Disponível em: http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC118637/jrc118637_wi_bref_2019_published.pdf.

NEWS18. All the cities in India that use plastic waste to construct roads – Lucknow, Chennai, Pune and more, 2018. Disponível em: <https://www.news18.com/news/auto/all-the-cities-in-india-that-use-plastic-waste-to-construct-roads-lucknow-chennai-pune-and-more-2190445.html>. Acesso em: 31 dez. 2020.

NIELSEN, T. D.; HASSELBALCH, J.; HOLMBERG, K.; STRIPPLE, J. Politics and the plastic crisis: a review throughout the plastic life cycle. *WIREs Energy and Environment*, v. 9, n. 1, p. e360, 2020.

NIESEN, W. R. *Combustion and incineration processes: applications in environmental engineering*. Boca Raton, EUA: CRC Press, 2010.

NIXON, J. D.; DEY, P. K.; GHOSH, S. K. Energy recovery from waste in India: an evidence-based analysis. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, v. 21, p. 23-32, 2017.

NTVUGANDA. *Eco Talk: Plastic tiles*, 2013. Disponível em: <https://youtu.be/BnEUaNU8qM>. Acesso em: 23 dez. 2020.

OPERATION CLEAN SWEEP. *PlasticsEurope Operation Clean Sweep®: Report 2019*. Bruxelas, Bélgica: PlasticsEurope AISBL, 2020. Disponível em: <http://www.opcleansweep.eu/wp-content/uploads/2020/10/OCS-Progress-Report-2019-Web-LR-151020.pdf>.

ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL PARA PADRONIZAÇÃO. *Packaging and the environment: material recycling (ISO standard number: 18604)*. Genebra, Suíça, 2013. Disponível em: <https://bsol.bsigroup.com/Bibliographic/BibliographicInfoData/000000000030230644>.

PACKAGINGLAW.COM. *Update: food packaging regulations in Latin America*, 2019. Disponível em: <https://www.packaginglaw.com/special-focus/update-food-packaging-regulations-latin-america>. Acesso em: 3 jan. 2021.

PACKAGINGLAW.COM. *Thailand considers allowing recycled food-contact plastic, requests information*, 2020. Disponível em: <https://www.packaginglaw.com/news/thailand-considers-allowing-recycled-food-contact-plastic-requests-information>. Acesso em: 23 dez. 2020.

PARK, S. H.; KIM, S. H. Poly (ethylene terephthalate) recycling for high value added textiles. *Fashion and Textiles*, v. 1, n. 1, p. 1, 2014.

PARKES, B.; HANSELL, A. L.; GHOSH, R. E.; DOUGLAS, P.; FECHT, D.; WELLESLEY, D.; KURINCZUK, J. J.; RANKIN, J.; DE HOOGH, K.; FULLER, G. W.; ELLIOTT, P.; TOLEDANO, M. B. Risk of congenital anomalies near municipal waste incinerators in England and Scotland: retrospective population-based cohort study. *Environment International*, v. 134, 104845, 2020.

- PATAGONIA. Recycled Polyester. [s.d.]. Disponível em: <https://www.patagonia.com/our-footprint/recycled-polyester.html>. Acesso em: 3 jul. 2021.
- PETCO. *Industry projects: the subsidy mechanism*. [s.d.]. Disponível em: <https://petco.co.za/petco-industry-projects/>. Acesso em: 3 jan. 2021.
- PETSTAR. *Sustainability report, 2018*. Disponível em: <https://www.petstar.mx/media/1862/informe-de-sustentabilidad-ingles-2018-version-final.pdf>. Acesso em: 21 out. 2021.
- PNUMA/CONVENÇÃO DE BASILEIA. *Basel Convention on the control of transboundary movements of hazardous wastes and their disposal: protocol on liability and compensation for damage resulting from transboundary movements of hazardous wastes and their disposal texts and annexes revised in 2019*. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), 2020a. Disponível em: <http://www.basel.int/Portals/4/download.aspx?d=UNEP-CHW-IMPL-CONVTEXT.English.pdf>.
- PNUMA/CONVENÇÃO DE BASILEIA. *Draft updated technical guidelines on the identification and environmentally sound management of plastic wastes and for their disposal*. Genebra, Suíça: PNUMA, 2020b. Disponível em: [http://www.basel.int/TheConvention/OpenedWorkingGroup\(OEWG\)/Meetings/OEWG12/Overview/tabid/8264/Default.aspx](http://www.basel.int/TheConvention/OpenedWorkingGroup(OEWG)/Meetings/OEWG12/Overview/tabid/8264/Default.aspx).
- POTDAR, R. *Plastic recycling machine | plastic recycling plant | plastic reprocessing machine*, 2015. Disponível em: <https://youtu.be/VJrkdAmx-2s>. Acesso em: 26 nov. 2020.
- POULIKAKOS, L. D.; PAPANIKOLAOU, C.; HOFKO, B.; GSCHÖSSER, F.; CANNONE FALCHETTO, A.; BUENO, M.; ARRAIGADA, M.; SOUSA, J.; RUIZ, R.; PETIT, C.; LOIZIDOU, M.; PARTL, M. N. Harvesting the unexplored potential of European waste materials for road construction. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 116, p. 32-44, 2017.
- PROVENCHER, J. F.; LIBOIRON, M.; BORRELLE, S. B.; BOND, A. L.; ROCHMAN, C.; LAVERS, J. L.; AVERY-GOMM, S.; YAMASHITA, R.; RYAN, P. G.; LUSHER, A. L.; HAMMER, S.; BRADSHAW, H.; KHAN, J.; MALLORY, M. L. A Horizon Scan of research priorities to inform policies aimed at reducing the harm of plastic pollution to biota. *Science of The Total Environment*, v. 733, 139381, 2020.
- PUNKKINEN, H.; OASMAA, A.; LAATIKAINEN-LUNTAMA, J.; NIEMINEN, M.; LAINE-YLIJOKI, J. *Thermal conversion of plastic containing waste: a review*. Relatório n. D4.1-22. Helsinque, Finlândia: Arvi Material Value Chains, 2017. Disponível em: <http://arvifinalreport.fi/files/Thermal%20conversion%20of%20plastic-containing%20waste%20A%20review.pdf>.
- QUICKER, P. Evaluation of recent developments regarding alternative thermal waste treatment with a focus on depolymerisation processes. *IRRC Waste-to-Energy*, v. 9, p. 43, 2019.
- RAGAERT, K.; DELVA, L.; VAN GEEM, K. Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste. *Waste Management*, v. 69, p. 24-58, 2017.
- RAHA BITUMEN CO. *Polymer modified bitumen*, 2020. Disponível em: <http://rahabitumen.com/polymer-modified-bitumen/>. Acesso em: 29 dez. 2020.
- RAHEEM, A. B.; NOOR, Z. Z.; HASSAN, A.; ABD HAMID, M. K.; SAMSUDIN, S. A.; SABEEN, A. H. Current developments in chemical recycling of post-consumer polyethylene terephthalate wastes for new materials production: a review. *Journal of Cleaner Production*, v. 225, p. 1052-1064, 2019.
- RAJENDRAN, S.; HODZIC, A.; SCELISI, L.; HAYES, S.; SOUTIS, C.; ALMA'ADEED, M.; KAHRAMAN, R. Plastics recycling: insights into life cycle impact assessment methods. *Plastics, Rubber and Composites*, v. 42, n. 1, p. 1-10, 2013.
- RDC-ENVIRONMENT. *Analyse du cycle de vie d'une bouteille PET*. Bruxelas, Bélgica: Valorplast and Eco-Emballages, 2010. Disponível em: http://www.ecoemballages.fr/fileadmin/contribution/pdf/institut/etudes/ACV_bouteille_PET-2010.pdf.
- REN, Y.; SHI, L.; BARDOW, A.; GEYER, R.; SUH, S. Life-cycle environmental implications of China's ban on post-consumer plastics import. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 156, 104699, 2020.
- REPUBLIC CEMENT. *Republic Cement expands partnership with Nestlé Philippines*, 2020. Disponível em: <https://republiccement.com/republic-cement-nestle-2020/>. Acesso em: 27 nov. 2020.
- REYNA-BENSUSAN, N.; WILSON, D. C.; SMITH, S. R. Uncontrolled burning of solid waste by households in Mexico is a significant contributor to climate change in the country. *Environmental Research*, v. 163, p. 280-288, 2018.
- RØDLAND, E. Ecotoxic potential of road-associated microplastic particles (RAMP). *Vann*, v. 54, n. 3, p. 166-183, 2019.
- RODRÍGUEZ, J. R. The Monte Testaccio. From rubbish dump to archive. *Atti della Pontificia Accademia Romana di Archeologia: Serie III, Rendiconti*, p. 111-128, 2012.
- ROLLINSON, A. N.; OLADEJO, J. *Chemical recycling: status, sustainability, and environmental impacts*. Berkley, EUA: Global Alliance for Incinerator Alternatives (GAIA), 2020. Disponível em: <https://www.no-burn.org/cr-technical-assessment/>.
- ROLLINSON, A. N.; OLADEJO, J. M. 'Patented blunderings', efficiency awareness, and self-sustainability claims in the pyrolysis energy from waste sector. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 141, p. 233-242, 2019.
- ROSATO, D. *Emerging global food packaging regulation trends*, 2020. Disponível em: <https://omnexus.specialchem.com/tech-library/article/emerging-global-food-packaging-regulation-trends>. Acesso em: 28 dez. 2020.
- ROVIRA, J.; MARI, M.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L. Partial replacement of fossil fuel in a cement plant: risk assessment for the population living in the neighborhood. *Science of The Total Environment*, v. 408, n. 22, p. 5372-5380, 2010.
- ROVIRA, J.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L. Alternative fuel implementation in a cement plant: Human health risks and economical valuation. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 71, n. 4, p. 473-484, 2016.

- SAHA, G. K. *Ever Bright Plastic Co. factory introduction: PET bottle flakes – Plastic bottle recycling*, 2020. Disponível em: <https://youtu.be/C10hhjhVRDI>. Acesso em: 26 nov. 2020.
- SALVI, S.; MANTUTE, K.; SABALE, R.; LANDE, S.; KADLAG, A.; PROFESSOR, A. A study of waste plastic used in paving block. *International Journal of Creative Research Thoughts*, v. 9, n. 5, p. 2320-2882, 2021.
- SANTOS, J.; CEREZO, V.; SOUDANI, K.; BRESSI, S. A comparative life cycle assessment of hot mixes asphalt containing bituminous binder modified with waste and virgin polymers. *Procedia CIRP*, v. 69, p. 194-199, 2018.
- SARIOĞLU, E.; KAYNAK, H. K. PET bottle recycling for sustainable textiles. In: CAMLIBEL, N. O. (ed.). *Polyester: production, characterization and innovative applications*. On-line: IntechOpen, 2018.
- SCHMIDT, A.; KLØVERPRIS, N. H.; BAKAS, I.; KJÆR, B. J.; VOGT, R.; GIERGRICH, J. *Comparative life cycle assessment of two options for waste tyre treatment: material recycling versus civil engineering applications*. Executive summary, 2009. Disponível em: https://www.resource-recovery.net/sites/default/files/lca-material-recycling-vs-co-incineration-in-cement-kilns_0.pdf.
- SCHORCHT, F.; KOURTI, I.; SCALET, B. M.; ROUDIER, S.; SANCHO, L. D. *Best available techniques (BAT) reference document for the production of cement, lime and magnesium oxide: industrial emissions directive 2010/75/EU integrated pollution prevention and control*. Relatório n. EUR 26129 EN. Luxemburgo: Centro Comum de Investigação da Comissão Europeia, 2013. Disponível em: <https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/production-cement-lime-and-magnesium-oxide>.
- SCHWARZ, A. E.; LIGTHART, T. N.; GODOI BIZARRO, D.; DE WILD, P.; VREUGDENHIL, B.; VAN HARMELEN, T. Plastic recycling in a circular economy; determining environmental performance through an LCA matrix model approach. *Waste Management*, v. 121, p. 331-342, 2021.
- SCHYNS, Z. O. G.; SHAVER, M. P. Mechanical recycling of packaging plastics: a review. *Macromolecular Rapid Communications*, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/marc.202000415>, 2000415.
- SECRETARIADO DA CONVENÇÃO DE BASILEIA. BC-14/12: *Amendments to Annexes II, VIII and IX to the Basel Convention*. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, 2019. Disponível em: <http://www.basel.int/Implementation/MarinePlasticLitterandMicroplastics/Overview/tabid/6068/Default.aspx>.
- SEO, Y. C.; ALAM, M. T.; YANG, W. S. Gasification of municipal solid waste. In: YUN, Y. (ed.). *Gasification for low-grade feedstock*. IntechOpen, 2018.
- SÉVERIN, M.; VELIS, C. A.; LONGHURST, P. J.; POLLARD, S. J. T. The biogenic content of process streams from mechanical-biological treatment plants producing solid recovered fuel. Do the manual sorting and selective dissolution determination methods correlate? *Waste Management*, v. 30, n. 7, p. 1171-1182, 2010.
- SHARUDDIN, S. D. A.; ABNISA, F.; DAUD, W. M. A. W.; AROUA, M. K. A review on pyrolysis of plastic wastes. *Energy Conversion and Management*, v. 115, p. 308-326, 2016.
- SHEN, L.; NIEUWLAAR, E.; WORRELL, E.; PATEL, M. K. Life cycle energy and GHG emissions of PET recycling: change-oriented effects. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 16, n. 6, p. 522-536, 2011.
- SHEN, L.; WORRELL, E.; PATEL, M. K. Open-loop recycling: a LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, n. 1, p. 34-52, 2010.
- SHERWOOD, J. Closed-loop recycling of polymers using solvents: remaking plastics for a circular economy. *Johnson Matthey Technology Review*, v. 64, n. 1, p. 4-15, 2020.
- SHONFIELD, P. LCA of management options for mixed waste plastics. Banbury, Reino Unido: Waste and Resource Action Programme (WRAP), 2008.
- SINGH, M. *Plastic scrap reprocessing and washing plant* (www.manjeetengineers.com) 9810072849, 2018. Disponível em: <https://youtu.be/v-eBTSXxjqc>. Acesso em: 26 nov. 2020.
- Six roof and pavement tiles from plastic waste*. Earth Titan, 2019. Disponível em: <https://youtu.be/ckWqR1JD158>. Acesso em: 26 nov. 2020.
- SKY NEWS. *Dirty business: what really happens to your recycling*, 2018. Disponível em: <https://youtu.be/oRQLiXLAIU>. Acesso em: 28 dez. 2020.
- SOLIS, M.; SILVEIRA, S. Technologies for chemical recycling of household plastics: a technical review and TRL assessment. *Waste Management*, v. 105, p. 128-138, 2020.
- SPATH, P. L.; MANN, M. K.; KERR, D. R. *Life cycle assessment of coal-fired power production*. Relatório n. NREL/TP-570-25119. Colorado, EUA: National Renewable Energy Laboratory, 1999. Disponível em: <https://www.nrel.gov/docs/fy99osti/25119.pdf>.
- SPS, S. *Plastic re use, easy machines*, 2018a. Disponível em: <https://youtu.be/dAUb9w28YR4>. Acesso em: 28 ago. 2021.
- SPS, S. *Plastic recycling easy process*, 2018b. Disponível em: <https://youtu.be/t0zovkNfZjs>. Acesso em: 28 ago. 2021.
- STRAKER, K.; PEEL, S.; NUSEM, E.; WRIGLEY, C. Designing a dangerous unicorn: lessons from the Theranos case. *Business Horizons*, v. 64, n. 4, p. 525-536, 2021.
- SYSTEMIQ /THE PEW CHARITABLE TRUST. *Breaking the plastic wave*. Reino Unido: The Pew Charitable Trust, 2020. Disponível em: https://www.pewtrusts.org/-/media/assets/2020/07/breakingtheplasticwave_report.pdf.
- TANG, Z.; HUANG, Q.; CHENG, J.; YANG, Y.; YANG, J.; GUO, W.; NIE, Z.; ZENG, N.; JIN, L. Polybrominated diphenyl ethers in soils, sediments, and human hair in a plastic waste recycling area: a neglected heavily polluted area. *Environmental Science and Technology*, v. 48, n. 3, p. 1508-1516, 2014.
- TANG, Z. W.; ZHANG, L. Z.; HUANG, Q. F.; YANG, Y. F.; NIE, Z. Q.; CHENG, J. L.; YANG, J.; WANG, Y. W.; CHAI, M. Contamination and risk of heavy metals in soils and sediments from a typical plastic waste recycling area in North China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 122, p. 343-351, 2015.

- TEARFUND. Principles to guide fair partnerships on plastics between the informal waste sector and fast-moving consumer goods companies update, 2020. Acordo voluntário não publicado.
- TEXTILE EXCHANGE. *Preferred fiber & materials market report*, 2019. Textile Exchange. Disponível em: https://store.textileexchange.org/wp-content/uploads/woocommerce/uploads/2019/11/Textile-Exchange-Preferred-Fiber-Material-Market-Report_2019.pdf.
- THE TIMES OF INDIA. *Waste Warriors: this startup turns waste into public good*, 2019. Disponível em: <https://youtu.be/mQ93IcGag4>. Acesso em: 26 nov. 2020.
- THE WORLD BANK. In *Azerbaijan: managing waste safely*, 2013. Disponível em: <https://www.worldbank.org/en/results/2013/08/21/in-azerbaijan-managing-waste-safely>. Acesso em: 10 jul. 2021.
- THIOUNN, T.; SMITH, R. C. Advances and approaches for chemical recycling of plastic waste. *Journal of Polymer Science*, v. 58, n. 10, p. 1347-1364, 2020.
- THORNEYCROFT, J.; ORR, J.; SAVOIKAR, P.; BALL, R. J. Performance of structural concrete with recycled plastic waste as a partial replacement for sand. *Construction and Building Materials*, v. 161, p. 63-69, 2018.
- TILLMAN, A. M.; EKVALL, T.; BAUMANN, H.; RYDBERG, T. Choice of system boundaries in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, v. 2, n. 1, p. 21-29, 1998.
- TRIWOOD1973. *How plastic bottles are recycled into polyester*, 2009. Disponível em: <https://youtu.be/zyF9MxlcItw>. Acesso em: 26 nov. 2020.
- TSAI, C. J.; CHEN, M. L.; CHANG, K. F.; CHANG, F. K.; MAO, I. F. The pollution characteristics of odor, volatile organochlorinated compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons emitted from plastic waste recycling plants. *Chemosphere*, v. 74, n. 8, p. 1104-1110, 2009.
- TURCONI, R.; BOLDRIN, A.; ASTRUP, T. Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: overview, comparability and limitations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 28, p. 555-565, 2013.
- ÜGDÜLER, S.; VAN GEEM, K. M.; ROOSEN, M.; DELBEKE, E. I. P.; DE MEESTER, S. Challenges and opportunities of solvent-based additive extraction methods for plastic recycling. *Waste Management*, v. 104, p. 148-182, 2020.
- UNILEVER. *Waste & packaging*. [s.d.]. Disponível em <https://www.unilever.co.uk/sustainable-living/waste-and-packaging/>. Acesso em: 16 jan. 2021.
- UNWIN, J.; COLDWELL, M. R.; KEEN, C.; McALINDEN, J. J. Airborne emissions of carcinogens and respiratory sensitizers during thermal processing of plastics. *The Annals of Occupational Hygiene*, v. 57, n. 3, p. 399-406, 2013.
- UVARAJAN, T.; GANI, P.; CHUAN, N. C.; ZULKERNAIN, N. H. Reusing plastic waste in the production of bricks and paving blocks: a review. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 10.1080/19648189.2021.1967201, p. 1-34, 2021.
- VALAVANIDIS, A.; ILIOPOULOS, N.; GOTSIS, G.; FIOTAKIS, K. Persistent free radicals, heavy metals and PAHs generated in particulate soot emissions and residue ash from controlled combustion of common types of plastic. *Journal of Hazardous Materials*, v. 156, n. 1-3, p. 277-284, 2008.
- VASUDEVAN, R.; RAMALINGA CHANDRA SEKAR, A.; SUNDARAKANNAN, B.; VELKENNEDY, R. A technique to dispose waste plastics in an ecofriendly way – Application in construction of flexible pavements. *Construction and Building Materials*, v. 28, n. 1, p. 311-320, 2012.
- VELIS, C. A.; COOK, E. Mismanagement of plastic waste through open burning with emphasis on the Global South: a systematic review of risks to occupational and public health. *Environmental Science & Technology*, 10.1021/acs.est.0c08536, 2021.
- VERMEULEN, I.; CANEGHEM, J. V.; BLOCK, C.; VANDECASTEELE, C. *Comparison of the environmental impact of the incineration of calorific industrial waste in a rotary kiln and a cement kiln in view of fuel substitution*. Heverlee, Bélgica: Katholieke Universiteit Leuven, 2009. Disponível em: <https://www.eurits.org/docs/KUL-study-incineration-coincineration.pdf>.
- VILA-CORTAVITARTE, M.; LASTRA-GONZÁLEZ, P.; CALZADA-PÉREZ, M. Á.; INDACOECHEA-VEGA, I. Analysis of the influence of using recycled polystyrene as a substitute for bitumen in the behaviour of asphalt concrete mixtures. *Journal of Cleaner Production*, v. 170, p. 1279-1287, 2018.
- VOGELSANG, C.; LUSHER, A. L.; DADKHAH, M. E.; SUNDVOR, I.; UMAR, M.; RANNEKLEV, S. B.; EIDSVOLL, D.; MELAND, S. *Microplastics in road dust: characteristics, pathways and measures*. Relatório n. 7526-2020. Oslo, Noruega: N. I. f. W. Research, 2020. Disponível em: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2493537>.
- WAGNER, S.; SCHLUMMER, M. Legacy additives in a circular economy of plastics: current dilemma, policy analysis, and emerging countermeasures. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 158, 104800, 2020.
- WAHAB, D. A.; ABIDIN, A.; AZHARI, C. H. Recycling trends in the plastics manufacturing and recycling companies in Malaysia. *Journal of Applied Sciences*, v. 7, n. 7, p. 1030-1035, 2007.
- WALKER, T. W.; FRELKA, N.; SHEN, Z.; CHEW, A. K.; BANICK, J.; GREY, S.; KIM, M. S.; DUMESIC, J. A.; VAN LEHN, R. C.; HUBER, G. W. Recycling of multilayer plastic packaging materials by solvent-targeted recovery and precipitation. *Science Advances*, v. 6, n. 47, p. eaba7599, 2020.
- WALSH, D. C. The evolution of refuse. Incineration: what led to the rise and fall of incineration in New York City? *Environmental Science and Technology*, 2002. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/pdfplus/10.1021/es022400n>.
- WANG, C.; WANG, L.; LIU, X.; DU, C.; DING, D.; JIA, J.; YAN, Y.; WU, G. Carbon footprint of textile throughout its life cycle: a case study of Chinese cotton shirts. *Journal of Cleaner Production*, v. 108, p. 464-475, 2015.

- WANG, Z.; RICHTER, H.; HOWARD, J. B.; JORDAN, J.; CARLSON, J.; LEVENDIS, Y. A. Laboratory investigation of the products of the incomplete combustion of waste plastics and techniques for their minimization. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, v. 43, n. 12, p. 2873-2886, 2004.
- WHITE, G. *Evaluating recycled waste plastic modification and extension of bituminous binder for asphalt*. Proceedings 18th Annual International Conference on Pavement Engineering, Asphalt Technology and Infrastructure, 2019. Disponível em: <https://www.macrebur.com/pdfs/product/Liverpool%20-%20Waste%20plastic%20evaluation%20Ver%202.pdf>.
- WHITE, G.; REID, G. Recycled waste plastic modification of bituminous binder. *8th Symposium on Pavement Surface Characteristics: SURF 2018 – Vehicle to Road Connectivity*, 2018. Disponível em: <https://www.macrebur.com/pdfs/product/SURF%20-%20Plastic%20Recycling%20for%20Bitumen%20Ver%204.pdf>.
- WIEDINMYER, C.; YOKELSON, R. J.; GULLETT, B. K. Global emissions of trace gases, particulate matter, and hazardous air pollutants from open burning of domestic waste. *Environmental Science & Technology*, v. 48, n. 16, p. 9523-9530, 2014.
- WILLIAMS, P. T.; WILLIAMS, E. A. Interaction of plastics in mixed-plastics pyrolysis. *Energy & Fuels*, v. 13, n. 1, p. 188-196, 1999.
- WOLFESBERGER, U.; AIGNER, I.; HOFBAUER, H. Tar content and composition in producer gas of fluidized bed gasification of wood: influence of temperature and pressure. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, v. 28, n. 3, p. 372-379, 2009.
- WU, J. S. *Capital cost comparison of waste-to-energy (WTE) facilities in China and the US*. 2018. Tese (Master of Science in Earth and Environmental Engineering) – Columbia University, Fu Foundation School of Engineering and Applied Science, 2018. Disponível em: http://gwcouncil.org/wp-content/uploads/2018/07/Jane-Wu_thesis.pdf.
- WU, S.; MONTALVO, L. Repurposing waste plastics into cleaner asphalt pavement materials: a critical literature review. *Journal of Cleaner Production*, v. 280, 124355, 2021.
- YAMASHITA, K.; YAMAMOTO, N.; MIZUKOSHI, A.; NOGUCHI, M.; NI, Y.; YANAGISAWA, Y. Compositions of volatile organic compounds emitted from melted virgin and waste plastic pellets. *Journal of the Air and Waste Management Association*, v. 59, n. 3, p. 273-278, 2009.
- ZENG, X.; UEKI, Y.; YOSHIE, R.; NARUSE, I.; WANG, F.; HAN, Z.; XU, G. Recent progress in tar removal by char and the applications: a comprehensive analysis. *Carbon Resources Conversion*, v. 3, p. 1-18, 2020.
- ZHANG, R.; MA, X.; SHEN, X.; ZHAI, Y.; ZHANG, T.; JI, C.; HONG, J. PET bottles recycling in China: an LCA coupled with LCC case study of blanket production made of waste PET bottles. *Journal of Environmental Management*, v. 260, 110062, 2020.
- ZHANG, Y.; KANG, H.; HOU, H.; SHAO, S.; SUN, X.; QIN, C.; ZHANG, S. Improved design for textile production process based on life cycle assessment. *Clean Technologies and Environmental Policy*, v. 20, n. 6, p. 1355-1365, 2018.
- ZHAO, Y. B.; LV, X. D.; NI, H. G. Solvent-based separation and recycling of waste plastics: a review. *Chemosphere*, v. 209, p. 707-720, 2018.
- ZHENG, J.; SUH, S. Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics. *Nature Climate Change*, v. 9, n. 5, p. 374-378, 2019.
- ZHU, J.; BIRGISSON, B.; KRINGOS, N. Polymer modification of bitumen: advances and challenges. *European Polymer Journal*, v. 54, p. 18-38, 2014.

Apêndice: Abordagem detalhada

A1 Escopo, definições e estrutura do relatório

Este relatório concentra-se nas embalagens plásticas “de uso único” colocadas no mercado pelas empresas de FMCG e, posteriormente, “coletadas para reciclagem” depois de se tornarem resíduos. Ele exclui abordagens que envolvem o processamento de resíduos de embalagens plásticas misturados com outros materiais. Na [Seção 3](#), é apresentada uma breve avaliação do que constitui segurança, incluindo uma discussão sobre alguns dos métodos de avaliação de segurança, tal como a Avaliação do Ciclo de Vida ([Seção 3.2](#)).

As discussões mantidas entre a Tearfund e as empresas de FMCG identificaram oito abordagens gerais que estão sendo consideradas ou ativamente adotadas pelas empresas de FMCG como soluções para recuperar o valor das embalagens plásticas ([Tabela 6](#)).

Cada “abordagem” está dividida em três subseções, conforme detalhado na [Tabela 7](#).

Tabela 6: Abordagens para recuperar o valor dos resíduos de embalagens plásticas pós-consumo que tenham sido coletados para reciclagem

Abordagem 1	Reprocessamento mecânico convencional para extrusão	Seção 4.1
Abordagem 2	Reprocessamento mecânico para extrusão (fibras de garrafa)	Seção 4.2
Abordagem 3	Compósitos poliméricos com cargas minerais: pavimentação de ruas e estradas; fabricação de tijolos, telhas e placas de pavimentação	Seção 4.3
Abordagem 4	Purificação à base de solventes	Seção 4.4
Abordagem 5	Despolimerização química (quimólise)	Seção 4.5
Abordagem 6	Pirólise e gaseificação	Seção 4.6
Abordagem 7	Coprocessamento em fornos de cimento	Seção 4.7
Abordagem 8	Incineração com recuperação de energia	Seção 4.8

Tabela 7: Estrutura das seções do relatório que discutem abordagens e questões centrais de pesquisa

Subseção	Questões de pesquisa
Síntese	<ul style="list-style-type: none">• Quanto material é tratado por meio desta abordagem?• Qual é a maturidade tecnológica?
Meio ambiente	<ul style="list-style-type: none">• Quais são os impactos da mudança climática ou ônus evitados?• Este processo tem algum impacto sobre populações, agrupamentos de espécies ou ecossistemas biológicos?• O que melhoraria o desempenho ambiental?
Saúde	<ul style="list-style-type: none">• Quais são os impactos potenciais sobre a saúde, a segurança e o bem-estar dos trabalhadores envolvidos na atividade?• Quais são os efeitos potenciais do processo ou da atividade sobre a saúde pública?• O que tornaria esta abordagem segura?²⁰

20 As respostas podem incorporar referências às melhores técnicas disponíveis (MTDs), a marcos legais que podem ser tomados emprestados para alcançar padrões mínimos de segurança e indicações de como as empresas de FMCG podem demonstrar que o processo representa um uso final seguro.

A2 Revisão da literatura

Estava além dos recursos deste estudo realizar uma análise completa, científica e sistemática. Em vez disso, este estudo utilizou análises de evidências existentes, complementadas por citações e pesquisas, usando a técnica de amostragem em “bola de neve” e pesquisa de citações (Cooper et al., 2018) para identificar trabalhos mais recentes e outros trabalhos relevantes utilizando as ferramentas Scopus, Google Acadêmico e o mecanismo de busca do Google. Por basear-se em evidências encontradas em outras análises, o estudo introduz um viés potencial, confiando na robustez da investigação de terceiros. Para lidar com isso com recursos limitados, foram verificadas amostras de artigos revisados a fim de garantir que as constatações dos trabalhos originais tivessem sido representadas de forma correta e justa. Quando havia alguma indicação de que esse não era o caso, outras amostras foram coletadas e, se necessário, a revisão

realizada por terceiros não foi incluída. Outras considerações incluíram o número de vezes que uma revisão havia sido citada por outros no contexto da data de publicação, o fator de impacto da revista ter sido publicada, o viés potencial dos autores ou financiadores (particularmente, mas não exclusivamente, nos trabalhos não revisados por terceiros), a qualidade e a meticulosidade da interpretação por parte do(a) autor(a).

Em alguns casos, não existem estudos relevantes (por exemplo, em relação ao coprocessamento em fornos de cimento), portanto, foram avaliados trabalhos individuais relevantes. Deve ser reiterado que este não foi um processo sistemático e, portanto, algumas fontes de informações podem ter sido negligenciadas.

A3 Critérios de inclusão/exclusão

A literatura e outras fontes de informações identificadas foram avaliadas para inclusão neste estudo de acordo com os critérios listados na **Tabela 8**.

Tabela 8: Critérios de inclusão e exclusão

Inclusão	Exclusão
<ul style="list-style-type: none">• Plásticos convencionais• Tecnologias listadas• Sistemas de abastecimento• Resíduos plásticos pós-consumo• Embalagens• Artigos de revistas especializadas, trabalhos apresentados em conferências, livros, relatórios, sites, multimídia on-line	<ul style="list-style-type: none">• Coleta de resíduos, por exemplo, catadores de materiais recicláveis.• Plásticos biodegradáveis• Comércio internacional de sucata plástica• Resíduos pós-industriais• Não embalagens• Reutilização/sistemas alternativos de entrega• Vídeos destinados a expor as más práticas

Às vezes, o raciocínio objetivo é aplicado pelo autor quando a evidência é insuficiente, embora isso seja claramente declarado em cada caso. No entanto, o relatório procurou deixar claro onde há lacunas de informação e evitou fazer julgamentos ou extrapolações quando não havia evidências disponíveis.

A avaliação dos benefícios e impactos do ciclo de vida das embalagens plásticas durante a fase de uso também será excluída aqui, embora seja fortemente recomendado que as empresas de FMCG adotem uma abordagem sistêmica abrangente a fim de avaliar os impactos de seus produtos, conforme descrito na **Seção 3.1**.

Se quisermos começar a gerir recursos de forma mais eficaz e segura em um mundo cada vez mais complexo, então as decisões sobre quais materiais e substâncias devem ser incluídos nas embalagens ou como tratar essas embalagens quando forem descartadas não devem ser tomadas isoladamente. Por exemplo, os designers de embalagens devem considerar o contexto no qual seus produtos estão sendo utilizados e geridos, avaliando o risco de má gestão e considerando quais opções de tratamento e reprocessamento de resíduos estão disponíveis. Não é suficiente que as empresas de FMCG coloquem embalagens plásticas no mercado em países que não têm a capacidade ou os recursos necessários para geri-las com segurança quando elas se tornam resíduos.

Cada uma dessas seções está dividida em três subseções, como mostrado na **Tabela 7**, que lista as questões de pesquisa principais. Por último, nas **seções 5 e 6**, as várias tecnologias e abordagens são comparadas e resumidas para ajudar na tomada de decisão sobre quais delas podem ser consideradas menos impactantes para a saúde e o meio ambiente.

A4 Avaliação visual da mídia on-line

Embora o foco deste estudo sejam os países de baixa e média renda, as informações de processos relativas às tecnologias que estão sendo analisadas nesses contextos são escassas. Para dar uma ideia, foi realizada uma análise de fontes multimídia (vídeos) para identificar potenciais implicações de segurança de vários processos que, de outra forma, não seriam bem relatados. Os processos escolhidos foram a reciclagem mecânica e a fabricação de telhas e placas de pavimentação com compósitos poliméricos com cargas minerais.

Termos básicos de busca foram usados para pesquisar no YouTube a fim de identificar vídeos sobre essas atividades, tais como “fabricação de telhas e placas de pavimentação com plástico e areia” e “reciclagem de plásticos”. Em alguns casos, foram incluídos os nomes de determinados países, como “Índia”, “China” e “Brasil”. O objetivo dessas buscas era avaliar as boas ou más práticas para aferir potenciais extremos de comportamento, em vez de avaliar a magnitude ou prevalência de práticas particulares, pois este não seria um método confiável para isso. Os vídeos destinados a expor as más práticas foram excluídos para controlar o risco de escolhas e vieses seletivos por parte de seus produtores. Em vez disso, o foco permaneceu na identificação de vídeos destinados a demonstrar um processo ou “exibir” uma operação comercial existente.

Além de registrar informações básicas sobre cada processo, foi feita uma avaliação visual dos perigos, que foram agrupados da seguinte forma:

1. Máquinas rápidas ou de alto torque não vigiadas nas proximidades dos operários
2. A interação do operário com as máquinas resultando no risco de a pessoa ser arrastada para dentro delas
3. Equipamentos de alta temperatura nas proximidades dos operários, criando o risco de queimaduras
4. Risco de interação com materiais ou substâncias desconhecidos e potencialmente perigosos (ou seja, por meio da atmosfera, do contato com a pele ou da ingestão)
5. Risco de queimaduras por substâncias cáusticas
6. Probabilidade de liberação de partículas no meio ambiente
7. Risco de substâncias perigosas aerossolizadas
8. Risco de ferimentos nas mãos, nos pés ou em outras partes do corpo devido à interação com objetos afiados ou pesados

learn.tearfund.org

Tearfund, 100 Church Road, Teddington, TW11 8QE, Reino Unido

☎ +44 (0)20 3906 3906 ✉ publications@tearfund.org

Sede registrada: Tearfund, 100 Church Road, Teddington, TW11 8QE. Registrada na Inglaterra sob o nº 994339. Uma empresa limitada por garantia. Entidade sem fins lucrativos registrada sob o nº 265464 (Inglaterra e País de Gales) e sob o nº SC037624 (Escócia). J584-P (0322)

tearfund