

## Análise das emissões de GEE e comportamento pró-ambiental associado aos resíduos de sacolas plásticas

### RESUMO

O uso excessivo de sacolas plásticas descartáveis gerou debates sobre seus impactos ambientais, enquanto sacolas reutilizáveis, mais duráveis, surgem como uma alternativa sustentável. Este estudo compara as emissões de gases de efeito estufa (GEE) no gerenciamento de resíduos de sacolas descartáveis e reutilizáveis e a adoção de comportamentos relacionados ao tema, no Distrito Federal (DF). A Análise de Ciclo de Vida, com dados do Serviço de Limpeza Urbana do DF e da base *Ecoinvent 3.6 Cutoff*, apresentou emissões de GEE similares para ambos os tipos de sacolas (118 e 98 g CO<sub>2</sub>-eq/kg, respectivamente), mas sacolas reutilizáveis têm 39% menos emissões anuais. A pesquisa com 391 pessoas mostrou que "reutilizar sacolas plásticas" é o comportamento mais facilmente adotado, seguido por "comprar sacolas reutilizáveis" e "recusar sacolas plásticas". Entre os respondentes, 80% reutilizam sacolas como sacos de lixo, sugerindo que o uso secundário pode justificar um maior consumo de sacolas descartáveis.

**PALAVRAS-CHAVE:** Análise de ciclo de vida. Comportamento pró-ambiental. Sacola plástica. Gases de efeito estufa.

**Flora Lyn de Albuquerque Fujiwara**

Universidade de Brasília, Brasília,  
Distrito Federal, Brasil  
[flora.fujiwara@aluno.unb.br](mailto:flora.fujiwara@aluno.unb.br)

**Francisco Javier Contreras Pineda**

Universidade de Brasília, Brasília,  
Distrito Federal, Brasil  
[pineda@unb.br](mailto:pineda@unb.br)

**Victor Alexander Oliveira Silva**

Universidade Estadual de  
Campinas, Campinas, São Paulo,  
Brasil  
[v.alexanderos@gmail.com](mailto:v.alexanderos@gmail.com)

## INTRODUÇÃO

Caracterizado por alta resistência e baixo custo, o plástico se popularizou como um material versátil para a fabricação de diversos produtos, de materiais de construção civil até roupas, fazendo-se presente em diversos itens da vida moderna. A produção global anual de plásticos atingiu mais de 390,7 milhões de toneladas métricas em 2021, seguindo um crescimento anual de 5,8% desde 2009 (STATISTA, 2023), sendo esperado até a década de 2030 um crescimento do uso de materiais plásticos de mais de 40 vezes comparado aos níveis observados a 50 anos atrás (WORLD ECONOMIC FORUM, 2016).

As inúmeras características que fazem do plástico um material acessível, além do crescente processo de industrialização e incentivo ao consumo motivados pelo mercado capitalista, fomentaram uma categoria de produtos controversa, os chamados descartáveis, ou plásticos de uso único. Cerca de 50% dos plásticos produzidos são de uso único, com a categoria de embalagens representando a maior parte das contribuições (MATHALON E HILL, 2014).

As sacolas fabricadas em plástico são consideradas embalagens de uso único, apesar da possibilidade de reuso, pelo curto tempo de utilização em relação à sua permanência no ambiente. Seguindo tendências de diversas cidades brasileiras, a Câmara Legislativa do Distrito Federal em 2019 proibiu a distribuição gratuita ou venda de sacolas plásticas fabricadas em material sintético (Lei 6.322/2019). Após diversos debates da sociedade e de representantes do comércio, respectivos consumidores e fornecedores das sacolas, que levaram postergações e alterações na lei, observa-se que as sacolas plásticas ainda são largamente fornecidas, agora mediante pagamento e fabricadas com matérias-primas “biodegradáveis”.

Diante do debate, cabe a reflexão acerca dos conceitos discutidos e utilizados nas leis e proposições. Em relação à biodegradabilidade, a norma *International Organization for Standardization (ISO) 17556/2019* define os parâmetros de biodegradabilidade aeróbica de materiais plásticos no solo a partir de parâmetros de oxigênio ou dióxido de carbono disponíveis. Nesse sentido, a biodegradabilidade de sacolas plásticas está intimamente relacionada a condições específicas do ambiente em que serão descartadas. De forma análoga, o conceito de reciclagem envolve não apenas a existência de tecnologia para a reciclagem, como também a sua proximidade do centro gerador, a eficiência da coleta e triagem desses materiais que promovam o seu retorno ao ciclo produtivo, bem como fatores econômicos relacionados ao mercado de materiais recicláveis. Dessa forma, biodegradabilidade e reciclagem, para além de conceitos tecnológicos, têm uma relação íntima com conceitos logísticos, e a problemática das sacolas plásticas no meio ambiente exemplifica o quanto esse entendimento ainda é incipiente.

Diante da polêmica de sacolas de uso único, as chamadas *ecobags*, ou sacolas reutilizáveis, apresentam-se como uma alternativa, também vendidas nos mercados, para os consumidores dispostos a reutilizar suas embalagens de compras, fabricadas em material mais resistente. A escolha pelo tipo de sacola, no entanto, é tema que pode relacionar-se não apenas com o impacto ambiental, mas também com a disposição dos consumidores em engajar em comportamentos pró-ambientais. Gifford (2011) aponta uma série de fatores que impedem a ação individual e a mudança de comportamento sobre a questão das mudanças climáticas, que vão desde a crença em uma solução milagrosa vinda da ciência, até

a uma não confiabilidade nos riscos, uma vez que há uma dificuldade técnica em se expressar os impactos negativos de forma taxativa e sem incertezas. Fatores educacionais também são apontados por Sirqueira e Santos (2023) como decisivos na percepção ambiental dos indivíduos. A educação acadêmica tardia e a insuficiente integração da educação ambiental ao longo de toda a trajetória educacional são identificadas pelos autores como elementos que afetam negativamente o desenvolvimento de uma consciência ambiental.

Considerando o aspecto humano na análise de impactos ambientais, Kaiser e Wilson (2004) propuseram a escala de comportamento ecológico geral (CEG), uma mensuração unidimensional de diferentes categorias de comportamentos voltados ao objetivo da conservação ambiental. A escala proposta baseia-se na teoria de que o comportamento de um indivíduo é função das dificuldades enfrentadas para adotar determinada ação e na sua habilidade de realizá-la. Dessa forma, o nível de comportamento ecológico de uma pessoa é função das dificuldades situacionais que esse indivíduo ignora, ou seja, quanto maiores e mais numerosas as barreiras ultrapassadas, maior é o seu nível comportamental. Pessoas com níveis comportamentais baixos são aquelas que frente às menores dificuldades optam por não engajar em comportamentos ecológicos (KAISER E KELLER, 2001) e as dificuldades associadas à adoção de comportamentos ecológicos, chamadas de influências situacionais, podem favorecer ou dificultar a adoção de comportamentos específicos (KAISER E BIEL, 2000).

Em termos de impactos ambientais, Gómez e Escobar (2021) apresentaram em sua revisão bibliográfica sobre Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) de sacolas plásticas a predominância de abordagens do “berço ao portão” e do “berço ao túmulo”, sendo o gerenciamento de resíduos de sacolas tema ainda incipiente na literatura. Diante desse cenário, a categoria de impacto de mudanças climáticas apresenta-se como um campo de relevância, especialmente no Distrito Federal, onde os resíduos sólidos (RS) têm seu gerenciamento caracterizado por grandes distâncias entre os centros urbanos e os locais de destino e logística não-otimizada de transporte (SILVA E CONTRERAS, 2020).

Frente a aspectos comportamentais e em termos de impactos ambientais do uso de sacolas plásticas, o presente trabalho tem por objetivo estimar as emissões de gases de efeito estufa relacionadas ao gerenciamento de resíduos de sacolas de mercado plásticas de uso único e reutilizáveis, além de avaliar comportamentos pró-ambientais em relação ao uso de sacolas no Distrito Federal, a partir da escala de CEG proposta por Kaiser e Wilson (2004), apresentando uma discussão abrangente sobre o tema.

### Fundamentação teórica

Na escala CEG, por meio de uma listagem de variados comportamentos em diferentes categorias - como uso de energia, escolha de produtos consumidos, uso de automóveis e ativismo ambiental - a dificuldade de determinado comportamento ambiental é estimada considerando o número de pessoas que se engajam nesse comportamento. Dessa forma, um comportamento ecológico difícil é associado a um comportamento que poucas pessoas adotam, e, portanto, com baixa probabilidade de engajamento. Analogamente, comportamentos prováveis

são aqueles em que muitas pessoas aderem, em função da facilidade e poucas barreiras associadas a sua aderência (KAISER E KELLER, 2001).

A escala de CEG é matematicamente descrita pelo modelo estatístico de Rasch. O modelo é aplicado de modo a criar uma escala entre os comportamentos avaliados, de acordo com a dificuldade de adoção e a habilidade do indivíduo, utilizando as respostas dicotômicas (“sim” ou “não”) do questionário. A relação matemática é descrita pelas Equações 1 e 2.

$$p(x = 1|\theta, \delta) = \frac{e^{\theta_n - \delta_i}}{1 + e^{\theta_n - \delta_i}} \quad (\text{Equação 1})$$

$$\ln \left[ \frac{p_{ni}}{1 - p_{ni}} \right] = \theta_n - \delta_i \quad (\text{Equação 2})$$

No caso da análise proposta, as variáveis representadas na expressão são: “p” é a probabilidade de engajamento de um indivíduo “n” em determinado comportamento “i”, dado o nível de performance geral  $\theta$  (habilidade do indivíduo) e a dificuldade de um comportamento específico  $\delta$ . Dessa forma, o comportamento é caracterizado pela habilidade do indivíduo (auto determinação, nível de engajamento) e pelo custo associado ao comportamento (tempo, dinheiro ou recurso).

No caso do CEG, a aderência do resultado do questionário ao modelo, permite um alinhamento dos comportamentos avaliados em uma escala de dificuldade, do mais fácil ao mais difícil, considerando as respostas ao questionário que sugerem quais são os mais, ou menos, frequentemente adotados pela amostra.

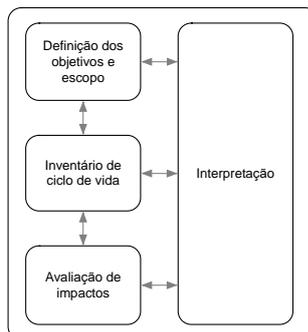
## METODOLOGIA

A metodologia do trabalho se dividiu em duas etapas, que ao longo do desenvolvimento da pesquisa foram constantemente revisadas: (i) estimativas da intensidade de emissões de GEE pelo gerenciamento de resíduos de sacolas plásticas e (ii) análise comportamental sobre o uso de sacolas plásticas.

### Estimativas da intensidade de emissões de GEE

A metodologia da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) tem sido aplicada para a comparação de impactos diferentes de padrões de comportamento (KURISU, 2015) bem como para a comparação de impactos associados a alternativas de produtos que possuem uma mesma função como sacolas de carregamento de objetos fabricadas em diferentes materiais (AHAMED et al., 2021; CIVANCIK-USLU et al., 2019), sendo capaz de caracterizar as contribuições aos impactos ambientais considerando uma análise diferenciada de cada componente (CONTRERAS et al., 2008). A estimativa das emissões de GEE desse estudo foi realizada a partir da aplicação da ACV no padrão estabelecido pela norma ISO 14040 (2006), seguindo as seguintes etapas: (i) definição dos objetivos e escopo; (ii) inventário de ciclo de vida; (iii) avaliação de impactos; e (iv) interpretação, apresentadas na Figura 1.

Figura 1 – Estrutura da ACV



Fonte: Adaptado de ISO (2006)

### Definição dos objetivos e escopo

Considerando que a pesquisa visou avaliar as emissões oriundas dos resíduos de sacolas plásticas, a unidade funcional (UF) utilizada foi “quantidade de sacolas plásticas utilizadas no ano pelos habitantes do Distrito Federal”, tomando como base o parâmetro proposto por Stafford *et al.* (2022) de 870,48 L de compras anuais carregadas por pessoa anualmente e a população total do DF, de 2.817.068 habitantes (IBGE, 2023).

Em função da proposta de análise de dois tipos diferentes de sacola, uso único e reutilizável, foram considerados os parâmetros de volume e número reutilizações (CIVANCIK-USLU *et al.*, 2019), para a definição dos fluxos de referência, ou seja, do número de sacolas necessárias para o preenchimento da unidade funcional proposta (Tabela 1).

Tabela 1 - Parâmetros das sacolas analisadas e fluxos de referência

|  | Sacola plástica descartável (uso único) | Sacola plástica reutilizável (ecobag) | Fonte                         |
|--|---|---------------------------------------|-------------------------------|
| Material de fabricação                   | Polietileno de alta densidade (PEAD)    | Polipropileno (PP)                    | -                             |
| Peso unitário (kg)                       | 0,0025                                  | 0,068                                 | Medição                       |
| Volume de carga (L)                      | 15,12                                   | 26,21                                 | Medição                       |
| Número de utilizações                    | 1                                       | 52                                    | STAFFORD <i>et al.</i> , 2022 |
| Fluxo de referência (unidade)            | 58                                      | 1                                     | Calculado                     |
| Total de sacolas gerenciado por ano (kg) | 408,474.86                              | 191,560.62                            | Calculado                     |

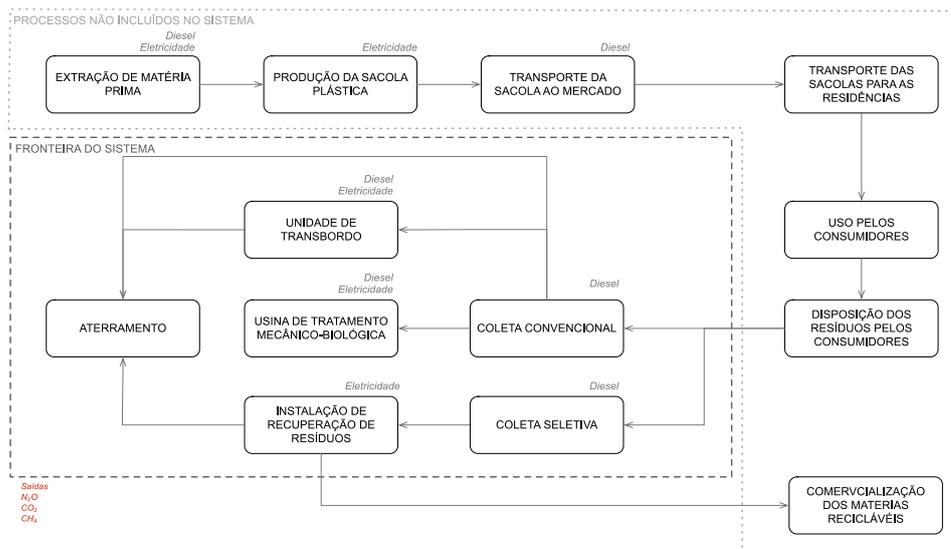
Fonte: Autores

Em relação aos limites do sistema, foram consideradas as etapas de gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares no Distrito Federal: coleta (seletiva e convencional), operação de unidades de triagem e tratamento, disposição final de resíduos sólidos domiciliares e transporte de rejeitos.

Não foram incluídas as etapas de disponibilização das sacolas nos mercados, transporte das sacolas para as residências, uso das sacolas pelos consumidores e

disposição dos resíduos para coleta pelos consumidores (Figura 2), pela dificuldade de definição de parâmetros homogêneos para a população. Também não foram incluídas as etapas de fabricação das sacolas e comercialização de materiais recuperados na triagem de resíduos seletivos, configurando o ACV do portão ao túmulo, em função do objetivo do estudo em deter-se às emissões oriundas do gerenciamento de resíduos.

Figura 2 - Fronteiras do sistema e processos não incluídos no escopo da pesquisa



Fonte: Autores

### Descrição do escopo: o gerenciamento de RS no Distrito Federal

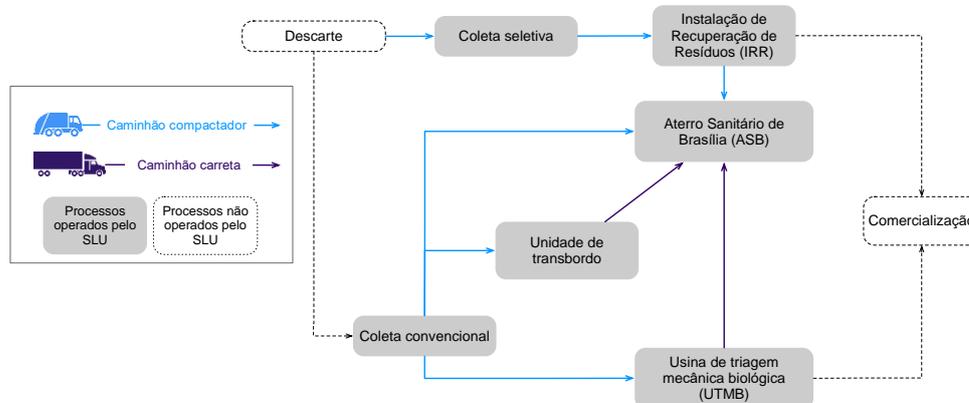
A modelagem das etapas de gerenciamento de resíduos sólidos foi elaborada considerando o sistema de tratamento de RS urbanos do Distrito Federal, operadas pela autarquia pública distrital, o Serviço de Limpeza Urbana (SLU).

Dessa forma, as distâncias percorridas pelos veículos de transporte de resíduos foram coletadas junto a estudos prévios e os percentuais de resíduos coletados pela coleta convencional (CC) e seletiva (CS) foram obtidos da composição gravimétrica publicada pelo SLU. O relatório anual de atividades do SLU forneceu os quantitativos totais de resíduos coletados e gerenciados pela autarquia, considerados na modelagem.

O SLU realiza sua coleta a partir de duas classificações de resíduos, triados e disponibilizados para a coleta pela população: seletivos, que incluem todos os materiais passíveis de reciclagem no DF (papel, papelão, plástico e metal); e convencional, que abarca todos os demais materiais não considerados como seletivos. Os resíduos coletados pela coleta seletiva são encaminhados às Instalações de Recuperação de Resíduos (IRR), onde cooperativas e associações de catadores realizam a triagem positiva dos materiais para posterior comercialização junto a indústrias de reciclagem ou atravessadores. A maior parte das coletas realizadas pelo SLU é feita em veículos compactadores (SLU, 2023), sendo considerado nesse estudo que todos os RS são coletados por esse tipo de veículo.

A parcela não seletiva, ou convencional, é destinada para três tipos de unidades de gerenciamento: (i) diretamente ao Aterro Sanitário de Brasília (ASB) para disposição final; (ii) uma das cinco unidades de transbordo espalhadas pelo DF para posterior encaminhamento ao ASB; ou (iii) encaminhada para as Usinas de Tratamento Mecânico Biológico (UTMB), onde ainda são recuperadas parcelas de materiais seletivos encontrados na coleta convencional. Nas UTMB uma série de peneiras rotativas realizam a separação dos resíduos de menor granulometria, que são considerados como orgânicos e destinados à compostagem. A parcela de resíduos que entrou na UTMB e não foi recuperada como material reciclável, ou como composto, chamada de rejeito, é destinada à disposição final no ASB. Todas as viagens de transporte de rejeito entre as UTMB e o ASB são feitas com caminhão carreta com capacidade de 27 m<sup>3</sup> (SLU, 2022). A Figura 3 apresenta de forma esquemática as rotas percorridas pelos RS no DF.

Figura 3 – Esquema do gerenciamento de RS domiciliares no DF



Fonte: Autores

### Inventário de ciclo de vida

O inventário de ciclo de vida (ICV) para cada um dos produtos analisados foi construído no software *OpenLCA 1.11*<sup>®</sup> considerando os fluxos de entrada e saída em cada um dos processos incluídos no sistema. Dessa forma, foram utilizados dados de inventários globais (GLO), brasileiros (BR) e do “resto do mundo” (RoW) da base de dados *Ecoinvent 3.6 Cutoff*, (WERNET *et al.*, 2016) versão Educacional para países não membros da Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico, bem como os dados operacionais referentes à realidade do Distrito Federal.

Considerando as quantidades de rejeitos gerados e as capacidades de carga dos veículos, foram estimados os números totais de viagens de rejeito, de cada unidade operacional até o ASB. As distâncias mensais calculada por Santos (2022) foram ponderadas de acordo com a quantidade de resíduos processada em cada unidade (SLU, 2023), de modo a ser obter a estimativa da extensão percorrida pelos veículos em cada trajeto (Tabela 2).

Tabela 2 - Distâncias mensais estimadas em cada percurso modelado

| Percurso       | Distância (km/viagem) |
|----------------|-----------------------|
| CS-IRR         | 37,71                 |
| CC-transbordo  | 209,87                |
| CC-ASB         | 23,76                 |
| CC-UTMB        | 151,94                |
| UTMB-ASB       | 25,85                 |
| Transbordo-ASB | 36,32                 |

Fonte: Autores

Também foram considerados os consumos de eletricidade nas IRR, transbordos, UTMB e ASB, sendo também incluídos na contabilização os consumos de diesel nos transbordos, UTMB e ASB, pelo uso de maquinários de grande porte movidos à diesel, conforme equações propostas por Silva (2021) e parâmetros apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Fatores de consumo energético e de emissão de poluentes utilizados na construção do ICV

|   | Unidade           | Valor   | Fonte                          |
|---|-------------------|---------|--------------------------------|
| <b>Transporte</b>                                 |                   |         |                                |
| Fator de consumo do diesel - caminhão compactador | 0,08              | L/t.km  | (MARQUES, 2018)                |
| Fator de consumo do diesel - caminhão carreta     | 0,03              | L/t.km  | (MERRILD <i>et al.</i> , 2012) |
| <b>UTMB</b>                                       |                   |         |                                |
| Consumo de eletricidade                           | 2*10 <sup>6</sup> | kWh/mês | (SANTOS, 2022)                 |
| Consumo de diesel                                 | 3,4               | L/t     | (MERRILD <i>et al.</i> , 2012) |
| Quantidade média de RS gerenciados por mês        | 15.385,26         | t/mês   | (SLU, 2023)                    |
| <b>ASB</b>  |                   |         |                                |
| Consumo de eletricidade                           | 0,618             | kWh/t   | (LEME, 2010)                   |
| Consumo de diesel                                 | 0,293             | L/t     | (LEME, 2010)                   |
| <b>Transbordo</b>                                 |                   |         |                                |
| Consumo de eletricidade                           | 25                | kWh/t   | (MERRILD <i>et al.</i> , 2012) |
| Consumo de diesel                                 | 3,4               | L/t     | (MERRILD <i>et al.</i> , 2012) |
| <b>IRR</b>  |                   |         |                                |
| Consumo de eletricidade                           | 15.017,00         | kWh/mês | (SANTOS, 2022)                 |
| <b>Emissões</b>                                   |                   |         |                                |
| Emissão de CO <sub>2</sub> - queima de diesel     | 2,86              | kg/L    | (BRASIL, 2011)                 |
| Emissão de CH <sub>4</sub> - queima de diesel     | 2,09              | kg/L    | (BRASIL, 2011)                 |
| Emissão de N <sub>2</sub> O - queima de diesel    | 0,105             | g/L     | (BRASIL, 2011)                 |
| <b>Conversão</b>                                  |                   |         |                                |
| Densidade diesel                                  | 0,84              | kg/L    | (CETESB, 2021)                 |

Fonte: Autores

### Avaliação de impacto de ciclo de vida

A avaliação de impactos do ciclo de vida foi feita considerando a metodologia *Recipe 2016* (GOEDKOOOP *et al.*, 2013). Dado o objetivo de analisar os impactos em termos de emissões de gases do efeito estufa, a categoria de estudo foi a de mudanças climáticas (*Global Warming Potential – GWP*). Essa categoria é do tipo

*midpoint* e representa as emissões de gases do efeito estufa em termos de quantidade de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>-eq).

### Análise do comportamento pró ambiental

A incorporação da variável comportamental na pesquisa foi feita por meio da escala de comportamento ecológico geral, tomando como base o questionário proposto por Kaiser e Wilson (2004). Foram coletadas 391 respostas do questionário com 52 questões nas áreas de redução de resíduos, reciclagem, mobilidade e transporte, consumo, conservação de energia e comportamentos vicários e sociais voltados para a conservação. Cada pergunta é elaborada de modo a abordar apenas uma única ação, onde o respondente deve indicar se a faz, ou não. Todas as perguntas devem ser respondidas pelos entrevistados, que para alguns itens tem a opção “sim” ou “não”, e para outros devem associar sua resposta a um nível dentro da escala de frequência: “sempre”, “geralmente”, “às vezes”, “raramente” ou “nunca”. Para fins de análise, nos casos do segundo tipo, as respostas “sempre” ou “geralmente” são convertidas a “sim” e as demais a “não”.

Especificamente para a finalidade da pesquisa, foram analisados os desempenhos de três perguntas, pertencentes ao questionário, que abordam a temática do uso de sacolas plásticas:

- 1) Eu recuso sacolas plásticas quando me oferecem em lojas ou mercados;
- 2) No mercado prefiro comprar uma sacola reutilizável (*ecobag*) a um saco plástico comum;
- 3) Eu reutilizo as sacolas plásticas que recebo no supermercado.

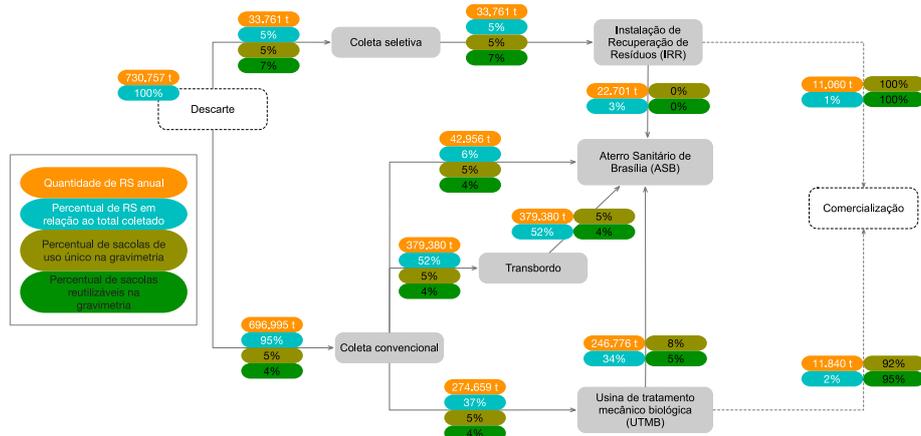
Também foram analisadas perguntas contextuais acerca do uso de sacolas plásticas, para melhor entendimento da temática pela perspectiva dos indivíduos.

## DESENVOLVIMENTO (RESULTADOS E DISCUSSÕES)

### Fluxo de resíduos na cadeia de gerenciamento

A partir dos dados de operacionais e de gravimetria dos resíduos sólidos oriundos de relatórios do Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal (SLU) foi possível descrever o fluxo de dos resíduos sólidos em cada tipo de transporte e em cada unidade de gerenciamento operada pelo SLU, em termos de quantidades de resíduos e de percentual sacolas plásticas do tipo uso único e reutilizável, apresentados na Figura 4.

Figura 4 – Fluxo de resíduos ao longo da cadeia de gerenciamento



Fonte: Autores

O fluxo apresentado considerou algumas premissas a fim de refletir o cenário de estudo:

- Recuperação de resíduos nas IRR é de 100% da parcela reciclável. Dessa forma, os quantitativos de rejeito dessas unidades representam apenas parcelas não recicláveis, oriundas da má separação de resíduos por parte dos geradores. Essa consideração foi adotada em função da ausência de estudos gravimétricos nos rejeitos das IRR, e considerando que é de interesse das cooperativas e associações a recuperação da totalidade de recicláveis;

- No caso dos resíduos recicláveis, foram considerados apenas os resíduos coletados por empresas (caminhão compactadores), excluindo-se do sistema as parcelas de resíduos seletivos coletadas pelas cooperativas (coleta seletiva inclusiva com caminhão baú). Essa consideração foi adotada em função da baixa expressividade da coleta seletiva inclusiva em comparação com a coleta realizada por empresas, em termos de rotas contratadas e capacidade de cargas dos veículos de cada tipo de contrato (FUJIWARA *et al.*, 2018);

- Não foram consideradas possíveis perdas de materiais ao longo do processo de gerenciamento dos resíduos (por exemplo dispersão por vento, disposição de RS em locais clandestinos pelos geradores, ou triagem nas unidades operacionais de transbordo), nem a possibilidade de possíveis coletas alternativas àquelas operadas pelo serviço público, em função da complexidade de dimensionamento de tais fatores, e dos baixos quantitativos de resíduos associados à essas parcelas;

- Todos os resíduos aterrados no ASB são oriundos do gerenciamento de RSU públicos, em rotas operadas pelo SLU. Embora o ASB receba coletas particulares, essas parcelas foram desconsideradas, em função da baixa representatividade em relação à coleta pública.

Observa-se que material coletado pelo SLU é, em sua maior parcela, destinado à coleta convencional de resíduos (95%), sendo observado que as parcela de sacolas de PEAD e PP nas coletas convencional (respectivamente 5% e 4%) e seletiva (respectivamente 5% e 7%) são semelhantes. Esse resultado ilustra a baixa eficiência da segregação dos resíduos, seja pela separação incorreta por parte dos geradores, seja por problemas logísticos durante a coleta dos materiais.

Também é relevante observar que o percentual de sacolas no rejeito oriundo das UTMB é maior que o percentual de sacolas que adentra essas unidades, indicando que esse material pode não estar sendo devidamente triado nas UTMB em detrimento de outros materiais recicláveis de maior valor. Cabe observar que as UTMB operam com esteiras e peneiras voltadas à recuperação da matéria orgânica dos RS, sendo a recuperação de recicláveis uma operação secundária dentro da unidade. Tal resultado indica a demanda por ajustes operacionais que favoreçam a recuperação desses materiais, ou ainda uma baixa valoração dos resíduos de sacolas plásticas no mercado de reciclagem do Distrito Federal.

Dados de triagem e receita da comercialização de RS recicláveis apresentados Santos (2022) demonstram que o plástico PP (sacola reutilizável) representa de 2% a 16% das receitas de das cooperativas que atuam na IRR e UTMB, enquanto o PEAD (sacola de uso único) representa de 2% a 33% das receitas dessas organizações. Além da grande variação dos valores, comparado a outros tipos de plástico como o PET (30% a 54% da receita) observa-se uma baixa expressividade das sacolas plásticas.

### Inventário de ciclo de vida

Na Tabela 4 são apresentados os quantitativos de entradas absolutas necessários para o preenchimento da unidade funcional. As quantidades apresentadas resultaram no inventário apresentado na Tabela 5.

O ICV foi construído considerando as emissões oriundas do transporte dos resíduos e operações das unidades de gerenciamento dos SLU (ASB, IRR, UTMB e transbordo), especialmente sobre o consumo de diesel e eletricidade. O balanço de entrada e saídas para um quilograma de resíduos de sacolas gerenciadas demonstra que a quantidade de eletricidade demandada por ambos os tipos (uso único e reutilizável) pouco diferem ( $4E-5$  e  $3,29E-5$ , respectivamente), no entanto o consumo de diesel para o gerenciamento de resíduos de sacolas de uso único é aproximadamente nove vezes superior ao consumo de diesel para gerenciamento de resíduos de sacolas de uso único (respectivamente  $6.87E-05$  e  $6.80E-06$ ). Esse resultado deve-se ao maior quantitativo de sacolas de uso único na gravimetria dos RS do DF, em comparação ao percentual de sacolas reutilizáveis, somado ao menor peso unitário das sacolas de PEAD em comparação às sacolas de PP (0,0025 kg e 0,068 kg respectivamente), que apesar de mais leves, demandam a mesma estrutura operacional para o seu gerenciamento.

Tabela 4 – Quantidades absolutas requeridas por processo por quilograma de RS gerenciado

|                                     | Unidade | Sacola de uso único | Sacola reutilizável |
|-------------------------------------|---------|---------------------|---------------------|
| Quantidade de itens                 | -       | 400                 | 15                  |
| Operação ASB                        | g       | 80,8                | 63,4                |
| Operação Transbordo                 | g       | 29,4                | 25,3                |
| Operação UTMB                       | g       | 21,3                | 18,3                |
| Operação IRR                        | g       | 2,3                 | 3,4                 |
| Transporte por caminhão compactador | kg*km   | 9,6                 | 8,3                 |
| Transporte por caminhão carreta     | kg*km   | 1,8                 | 1,4                 |

Fonte: Autores

Tabela 5 – Balanço de entradas e saídas para o gerenciamento de um quilograma de resíduos de sacolas plásticas

|                  | Unidade | Sacola de uso único | Sacola reutilizável |
|------------------|---------|---------------------|---------------------|
| <b>Entradas</b>  |         |                     |                     |
| Diesel           | kg      | 6,87E-05            | 6,80E-06            |
| Eletricidade     | MJ      | 4,00E-05            | 3,29E-05            |
| <b>Saídas</b>    |         |                     |                     |
| CO <sub>2</sub>  | kg      | 1,62E-03            | 1,47E-03            |
| CH <sub>4</sub>  | kg      | 3,46E-03            | 2,87E-03            |
| N <sub>2</sub> O | kg      | 2,17E-07            | 2,04E-07            |

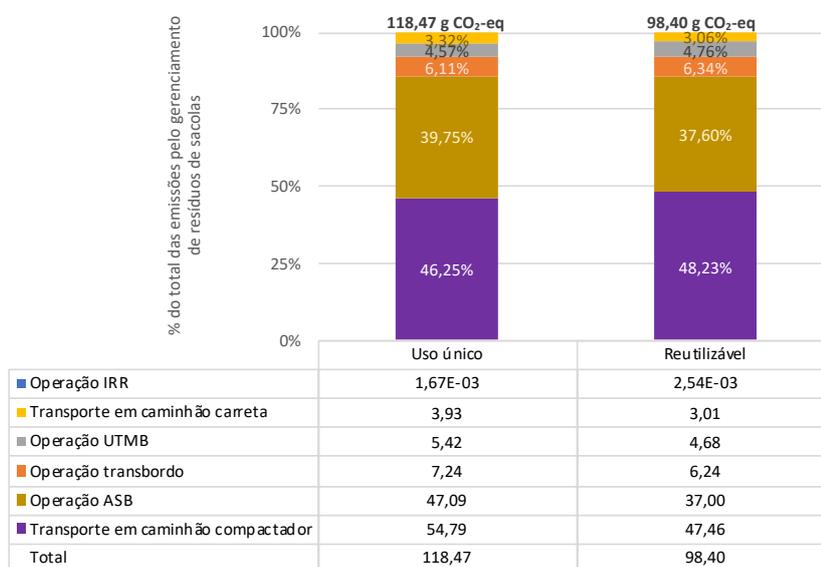
Fonte: Autores

### Análise dos impactos

As emissões totais de GEE do gerenciamento de resíduos de sacolas de uso único foi de 118,5 gCO<sub>2</sub>-eq/kg de sacola, e no caso das sacolas retornáveis 98,4 gCO<sub>2</sub>-eq/kg de sacola. Os impactos foram analisados em termos de emissões por processo modelado (Figura 5).

Em termos de unidades de gerenciamento de RS, em ambos os casos o transporte de resíduos em caminhão compactador representou a maior parcela das emissões (46% para sacolas de uso único e 48% para sacolas retornáveis), seguido da operação do aterro sanitário (40% e 38%), operação de transbordo (6% em ambos os casos), operação da UTMB (5% em ambos os casos) e transporte em caminhão carreta (4% e 3%). O protagonismo das emissões oriundas do transporte deve-se às contribuições de GEE oriundas da queima de combustíveis fosseis, e também foram apontadas como parcelas relevantes em estudos sobre gerenciamento de resíduos do DF apresentados por Silva *et al.* (2021) e Prado *et al.* (2022). As emissões associadas à operação da IRR representaram menos de 0,01% das emissões vinculadas ao gerenciamento de resíduos de sacolas plásticas.

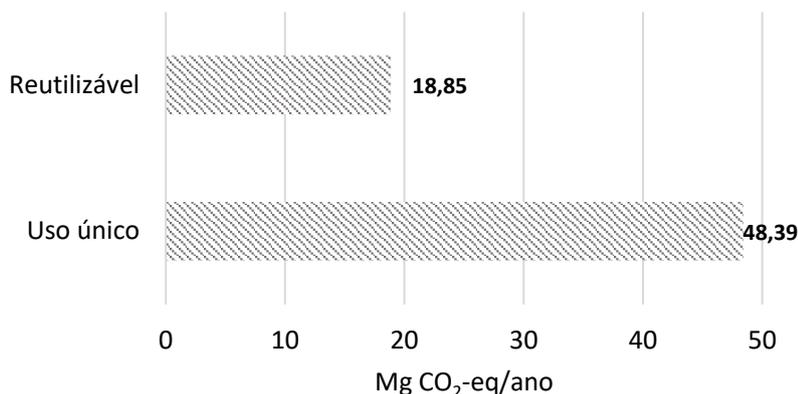
Figura 5 – Emissões de GEE (g CO<sub>2</sub>-eq) por 1 kg de resíduo de sacola plástica gerenciada, por processo modelado



Fonte: Autores

A partir da unidade funcional do estudo, o gerenciamento de resíduos de sacolas plásticas de uso único apresentou uma emissão total de 48,39 MgCO<sub>2</sub>-eq/ano no caso das sacolas de uso único, e de 18,85 MgCO<sub>2</sub>-eq/ano no caso das sacolas reutilizáveis (Figura 6).

Figura 6 – Emissões anuais de GEE pelo gerenciamento de resíduos de sacolas plásticas pela população do Distrito Federal



Fonte: Autores

As emissões 61% menores vinculadas ao gerenciamento de resíduos de sacolas reutilizáveis em comparação às sacolas de uso único representam o potencial de redução das emissões vinculadas principalmente ao número de reutilizações da embalagem, uma vez que os valores de emissões por quilograma de RS de sacolas gerenciadas pouco variaram. Produtos que possibilitam reusos múltiplos tendem a ter menores impactos ambientais desde que sejam utilizados em frequência suficiente (ZIMMERMANN E BLIKLEN, 2020). O estudo considerou a utilização de 52 vezes ao ano (STAFFORD *et al.*, 2022), valor aproximado utilizado pelo estudo de Ahamed *et al.* (2021) de 50 vezes, no entanto foram observados estudos que consideraram quantidades de reuso distintas como 20 vezes (CIVANCIK-USLU *et al.*, 2019). Evidentemente, a consideração de maiores quantidades de reusos, em outras palavras, a extensão da vida útil de sacolas reutilizáveis, influencia diretamente o desempenho ecológico desses itens em comparação às sacolas de uso único.

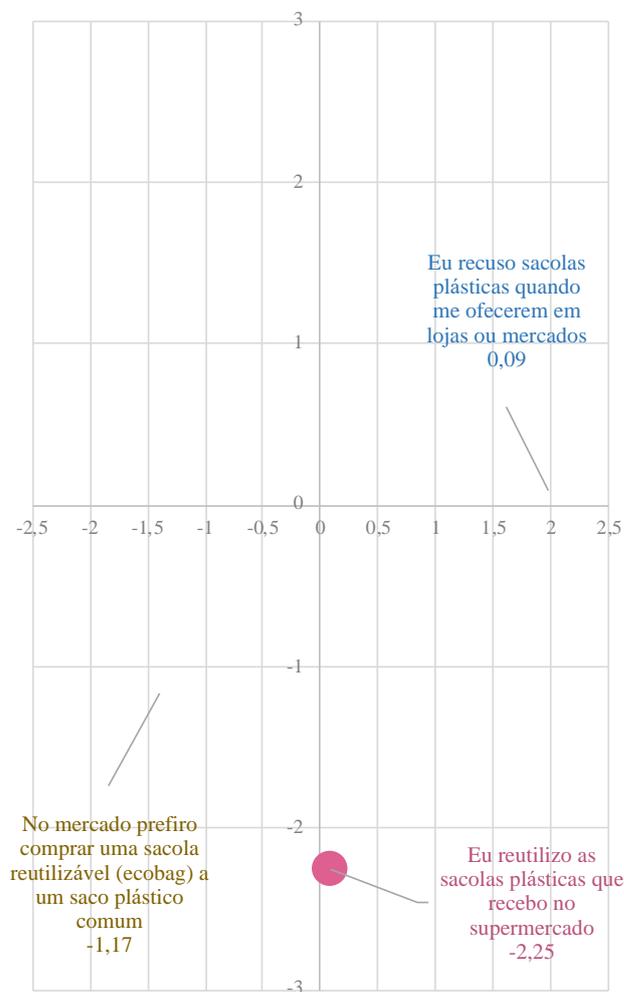
### Comportamento pró ambiental

O questionário foi respondido entre os dias 10 e 19 de maio de 2023, com 391 respostas válidas. Foram identificadas respostas de residentes de todas as Regiões Administrativas do Distrito Federal, com maior expressividade das RA Taguatinga e Plano Piloto (10% da frequência cada). A maior parte dos respondentes tinham idade entre 25 e 34 anos (28%). O sexo feminino representou 58% das respostas, enquanto o sexo masculino contabilizou 42%. Dentre os pesquisados 37% possuíam nível superior completo, 28% médio incompleto, 22% superior incompleto, 19% pós-graduação, e os demais 13% dividiram-se em escala decrescente entre: médio incompleto, fundamental incompleto, fundamental

completo e sem escolaridade. A renda média familiar de 2 a 5 salários mínimos representou 31% dos respondentes, seguindo de 1 a 2 (21%), 5 a 10 (21%), até 1 (14%), 10 a 20 (9%) e mais de 20 (3%).

Em relação aos resultados do Modelo de Rasch, valores do estimador de dificuldade ( $\delta$ ) maiores, indicam os comportamentos mais difíceis de serem adotados, enquanto os valores negativos estão relacionados a comportamentos de fácil adoção. Dentre os comportamentos pró ambientais analisados sobre o uso de sacolas plásticas o comportamento de reutilização ( $\delta = -2,25$ ) foi o que apresentou maior probabilidade de aderência, seguido da preferência em comprar uma sacola reutilizável a uma sacola comum ( $\delta = -1,17$ ) e de recusar sacolas quando oferecido no supermercado ( $\delta = 0,09$ ) (Figura 7). Considerando a escala de variação de  $\delta$  de três negativo a positivo, todos os comportamentos analisados apresentaram-se como de dificuldade baixa a média de adoção pelos entrevistados. O valor de *outfit t* indica a aderência dos dados coletados ao modelo Rasch, que teoricamente formariam uma escala linear, sendo os comportamentos encontrados entre valores de *outfit t* -2 a 2 considerados com boa aderência ao modelo (BOND E FOX, 2007).

Figura 7 - Distribuição dos itens de comportamento associados ao uso de sacolas plásticas - estimador de dificuldade (eixo x) e outfit t (eixo y)



Fonte: Autores

O comportamento de reúso de sacolas também foi apresentado pelo estudo desenvolvido por Ribeiro-Rodrigues *et al.* (2021) na cidade de Campinas, São Paulo, como um comportamento de fácil aderência pela população ( $\delta = -3,88$ ), o que sugere não apenas uma facilidade em aderir a esse comportamento, mas também em o entender como uma atitude pró-ambiental. A reutilização de sacolas é apontada por Sirqueira e Santos (2023) como uma ação que tem níveis de aderência distintos em relação à fatores de escolaridade e idade. Os autores observaram percentuais baixos de reutilização de sacolas entre jovens de 13 a 30 anos em relação a pessoas maiores de 50 anos em estudo em zona periférica da cidade do Rio de Janeiro, resultado que pode estar relacionado à formação acadêmica tardia da amostra, que tem interferência negativa na preocupação ambiental dos indivíduos.

Embora este estudo não tenha avaliado a idade de formação dos entrevistados, 56% da amostra declarou possuir nível superior ou pós-graduação, que pode favorecer a relevância do tema de preservação e conseqüentemente na facilidade de adoção dos comportamentos analisados.

Os entrevistados foram questionados também acerca da forma de reutilização das sacolas plástica, no caso dos que declararam o fazer. Os respondentes poderiam indicar mais de uma forma de reutilização, conforme apresentado na Figura 8.

Figura 8 – Formas de reutilização de sacolas plásticas declaradas pelos respondentes



Fonte: Autores

Dos 391 entrevistados, 313 declararam reutilizar sacolas plásticas como saco de lixo, 161 sinalizaram a reutilização das sacolas pelo reúso e 152 para o carregamento de objetos. Civancik *et al.* (2019) apontam para o fato de que sacolas de uso único reutilizadas como contentores de resíduos domésticos podem representar reduções de impactos ambientais, dada a dificuldade em reutilizar o item para a mesma finalidade a que se propôs (carregamento de compras).

O alto número de pessoas que reutilizam sacolas plásticas para o acondicionamento dos seus resíduos dialoga com o fato do comportamento de recusar sacolas plásticas apresentar-se como o de maior dificuldade entre as ações avaliadas. Mesmo as pessoas que compram sacolas reutilizáveis podem em alguns momentos aceitar a oferta de sacolas de uso único, para o posterior

condicionamento de seus resíduos (RIBEIRO-RODRIGUES *et al.*, 2021). Diante de um possível reuso, os indivíduos são levados a se eximirem da responsabilidade de utilizar sacolas descartáveis, de maior impacto ambiental, desencadeando o consumo exacerbado de sacolas que superam a demanda por sacolas de lixo.

A reutilização de sacolas de uso único para outras finalidades também é apontada na literatura como alternativas para a melhora do desempenho ambiental dessas embalagens. Civancik-Uslu *et al.* (2019) apontam a reutilização de sacolas plásticas como sacos de lixo como uma oportunidade de trazer uma nova função para o sistema, sendo o reuso secundário em lixeiras benéfico quando o reuso para compras não for viável (EDWARDS E FRY, 2011; MUTHU E LI, 2014). Nesse sentido cabe ressaltar que formas de reutilizações secundárias podem esgotar o uso primário do produto impossibilitando a extensão da sua vida útil (como no caso de sacolas destinadas ao condicionamento de resíduos), como também incentivar o uso primário do produto pela sua possibilidade de uso secundário, criando um efeito rebote, onde os benefícios previstos de uma estratégia de reuso podem ser inferiores aos reais ganhos, por um aumento do consumo (CASTRO *et al.*, 2022).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os impactos oriundos do gerenciamento de resíduos sólidos de sacolas plásticas foram avaliados em termos de emissões de gases do efeito estufa, por meio da comparação entre sacolas de uso único e reutilizáveis, com aplicação da metodologia ACV.

Os resultados demonstraram que em termos de quilogramas de resíduos gerados, tanto a sacola reutilizável quanto a sacola retornável apresentaram emissões próximas, respectivamente, 118 e 98 g de CO<sub>2</sub>-eq/kg de resíduo de sacola. Embora os resultados por valor unitário tenham se apresentado próximos, a consideração da função de reuso, resultou em um desempenho ambiental superior sobre as sacolas de uso único, com emissões vinculadas ao gerenciamento de resíduos 39% inferiores (48 e 19 Mg CO<sub>2</sub>-eq/ano para a população do Distrito Federal).

Entendendo a população como os consumidores e, conseqüentemente, geradores de resíduos, foi proposta uma avaliação comportamental acerca de atitudes voltadas ao comportamento sobre sacolas plásticas. O resultado do questionário aplicado em amostra da população do Distrito Federal resultou no seguinte ordenamento, por facilidade de adoção, dos seguintes comportamentos: reutilizar sacolas plásticas, preferir comprar sacolas reutilizáveis a sacolas comuns e recusar sacolas plásticas quando oferecidas no supermercado. O nível educacional da amostra, com 56% dos entrevistados com nível superior ou pós-graduação pode ter influência na preocupação com temas ambientais, que refletiu na facilidade de adoção dos comportamentos analisados.

Os respondentes também indicaram qual tipo de reuso dão às suas sacolas, de forma que 313 dos 391 entrevistados indicaram reutilizar sacolas plásticas como contentores de resíduos domésticos. Esse resultado dialoga com a dificuldade observada pelos respondentes em recusar sacolas plásticas, ao mesmo tempo que evidencia a facilidade em entender o seu comportamento de reuso como uma ação pró-ambiental. Nesse sentido, observa-se que a visão do reuso

como sacolas de lixo pode fundamentar uma justificativa pela manutenção do uso de sacolas plásticas de uso único, potencialmente superando a demanda dessa embalagem para o reuso que lhe é dado, como sacola de lixo. Tal situação pode ser um entrave na ampliação da adoção do comportamento de uso de sacolas reutilizáveis.

A indicação de construções de políticas públicas que integrem os vários ramos do uso de plásticos, de modo que sacolas plásticas estejam inseridas em um escopo mais amplo é um caminho que busca uma solução integrada para a questão da persistência dos plásticos no meio ambiente. Regulamentações da União Europeia apontam para abordagens mais integrativas, que consideram o plástico da sua fabricação ao gerenciamento de seus resíduos (NIELSEN *et al.*, 2019), que podem favorecer a redução de “efeitos rebotes” na concepção de políticas públicas.

Um maior aprofundamento sobre esse estudo deve estender os limites da ACV, incluindo as etapas de fabricação das sacolas, bem como a inclusão de outros materiais de fabricação, para além do plástico. Avaliações acerca da quantidade e capacidade de reutilizações de sacolas poderão e indicar caminhos relevantes para a investigação do assunto. Também se recomenda o aprofundamento sobre aspectos estruturais que possam influenciar o comportamento acerca do uso e descarte de sacolas plásticas para um melhor entendimento dos fatores que influenciam esses comportamentos.

# Analysis of GHG Emissions and Pro-Environmental Behaviour Associated with Plastic Bag Waste

## ABSTRACT

Excessive use of single-use plastic bags has sparked debates about their environmental impacts, while more durable reusable bags have emerged as a sustainable alternative. This study compares greenhouse gas emissions from managing waste of single-use and reusable bags and the adoption of related behaviours in the Federal District of Brazil (DF). Life Cycle Assessment was carried out, using data from the DF Waste Management Authority and the Ecoinvent 3.6 Cutoff database, which showed similar GHG emissions for both bags (118 and 98 g CO<sub>2</sub>-eq/kg, respectively). Still, reusable bags have 39% lower annual emissions. A survey of 391 people revealed that "reusing single-use plastic bags" is the most easily adopted behavior, followed by "buying reusable bags" and "refusing single-use plastic bags." Among respondents, 80% reuse bags as trash liners, suggesting that secondary use may justify higher consumption of single-use bags.

**KEYWORDS:** Life Cycle Assessment. Pro-environmental behaviour. Plastic bags. Greenhouse gases.

## AGRADECIMENTOS

Esse estudo foi desenvolvido com apoio financeiro do Departamento de Pós-Graduação da Universidade de Brasília (UnB), do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e com aprovação do Comitê de Ética em Pesquisa em Ciências Humanas e Sociais (CEP/CHS) da UnB, número CAAE 67240223.7.0000.5540.

## REFERÊNCIAS

AHAMED, A.; VALLAM, P.; IYER, N. S.; VEKSHA, A.; BOBACKA, J. Life cycle assessment of plastic grocery bags and their alternatives in cities with confined waste management structure: A Singapore case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 278, n.123956, 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental Departamento de Mudanças Climáticas Gerência de Qualidade do Ar. p. 114, 2011.

BOND, T.G.; FOX, C.M. *Applying the Rasch Model: Fundamental Measurement in the Human Sciences*, 2ª edição, Routledge. 348p. 2007.

CASTRO, C. G.; TREVISAN, A, H; PIGOSSO, D. C. A.; MASCARENHAS, J. The rebound effect of circular economy: Definitions, mechanisms and a research agenda. *Journal of Cleaner Production*, v.345, n. 131136, 2022.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Disponível em: <[https://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha\\_completa1.asp?consulta=%D3LEO%20DIESEL](https://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha_completa1.asp?consulta=%D3LEO%20DIESEL)>. Acesso em: 01 de junho de 2023.

CIVANCIK-USLU, D.; PUIG, R.; HAUSCHILD, M.; FULLANA-I-PALMER, P. Life cycle assessment of carrier bags and development of a littering indicator. *Science of the Total Environment*, 685, p. 621–630, 2019.

CONTRERAS, F. et al. Application of analytical hierarchy process to analyze stakeholders preferences for municipal solid waste management plans, Boston, USA. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 52, n. 7, p. 979–991. 2008.

DISTRITO FEDERAL. Lei nº 6.322, de 10 de julho de 2019. Dispõe sobre a proibição da distribuição ou venda de sacolas plásticas e disciplina a distribuição e venda de sacolas biodegradáveis ou biocompostáveis a consumidores, em todos os estabelecimentos comerciais do Distrito Federal, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial do Distrito Federal, 2019.

EDWARDS, C.; FRY, J. M. Life cycle assessment of supermarket carrier bags: a review of the bags available in 2006, Evidence report. Environmental Agency, Bristol, the United Kingdom. 2011. Disponível em: <[https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/291023/scho0711buan-e-e.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291023/scho0711buan-e-e.pdf)>. Acesso em: 11 de novembro de 2022.

FUJIWARA, F. L. A.; CAIADO, T. M.; DOURADO, A. P. F. K; GOMES, P. C. R. Modelos de coleta seletiva: comparação entre o serviço prestado por organizações de catadores de materiais recicláveis e empresas terceirizadas. 48º Congresso Nacional de Saneamento da ASSEMAE: Alternativas de financiamentos para o saneamento básico - Anais. Fortaleza , Ceará: ASSEMAE, p.653-663, 2018.

GIFFORD, R. The dragons of inaction: Psychological barriers that limit climate change mitigation and adaptation. *American Psychologist*, v. 66, n. 4, p. 290–302, 2011.

GOEDKOOOP, M.; HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., SCHRYVER, A. D.; STRUIJS, J.; ZELM, R. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition. Report I: Characterisation. Ruimte em Milieu Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 2013.

GOMÉZ, I. D. L.; ESCOBAR, A. S. The dilemma of plastic bags and their substitutes: A review on LCA studies. *Sustainable Production and Consumption*, 30, p.107-116, 2021.

HUNKELER, D.; LICHTENVORT, K.; REBITZER, G. Environmental Life Cycle Costing. Brussels: Society of Environmental, Toxicology and Chemistry, p. 232, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Panorama Censo 2022 – Distrito Federal. Disponível em: <<https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/>>. Acesso em: 15 de junho de 2023.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 14040: Environmental management – Lifecycle assessment – Principles and framework. 2006.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 17556: Determination of the ultimate aerobic biodegradability of plastic materials in soil by measuring the oxygen demand in a respirometer or the amount of carbon dioxide evolved. 2019.

KAISER, F. G.; BIEL, A. Assessing General Ecological Behavior: A Cross-Cultural Comparison between Switzerland and Sweden. p. 9, 2000.

KAISER, F. G.; KELLER, C. Disclosing Situational Constraints to Ecological Behavior: A Confirmatory Application of the Mixed Rasch Model. p. 10, 2001.

KAISER, F. G.; WILSON, M. Goal-directed conservation behavior: the specific composition of a general performance. *Personality and Individual Differences*, v.36, n.7, p.1531–1544, 2004.

KURISU, K. Pro-environmental behaviors. Springer Japan. 2015.

LEME, M. M. V. Avaliação das Opções Tecnológicas para Geração de Energia a Partir dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso. *Juno. Unifei. Edu.Br*, 138p., 2010.

MARQUES, M. C. (2018). Análise das emissões de poluentes atmosféricos na coleta porta a porta e ponto a ponto de resíduos sólidos urbanos. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 115p.

MATHALON, A.; HILL, P. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, v.81, n.1, p.69-71, 2014.

MERRILD, H.; LARSEN, A. W.; CHRISTENSEN, T. H. Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: The importance of efficient energy recovery and transport distances. *Waste Management*, v.32, n.5, p.1009-1018, 2012.

MUTHU, S. S.; LI, Y. Assessment of Environmental Impact by Grocery Shopping Bags. Springer Singapore. 2014.

NIELSEN, T. D.; HOLMBERG, K.; STRIPPLE, J. Need a bag? A review of public policies on plastic carrier bags – Where, how and to what effect? *Waste Management*, v. 87, p. 428–440, 2019.

PRADO, J. E. A. FUJIWARA, F. L., CONTRERAS, F., SILVA, V. Análise das emissões de gases do efeito estufa pelo coprocessamento de resíduos sólidos em indústria cimenteira. *Revista Tecnologia e Sociedade*, v. 18, n. 53, p. 154. 2022.

RIBEIRO-RODRIGUES, E.; BORTOLETO, A. P.; FRACALANZA, B. C. Exploring the influence of contextual and sociodemographic factors on waste prevention

---

behaviourthe case of Campinas, Brazil. *Waste Management*, v. 135, p. 208-219, 2021.

SANTOS., C. L. (2022). Avaliação da produção de garrafas PET de refrigerante e seu gerenciamento pós-consumo a partir do ciclo de vida no contexto do Distrito Federal. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação MTARH.DM, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 150p.

SERVIÇO DE LIMPEZA URBANA DO DISTRITO FEDERAL. Relatório Anual 2022. Disponível em: < <https://www.slu.df.gov.br/wp-content/uploads/2023/05/RELATORIO-ANUAL-SLU-2022.pdf> >. Acesso em: 05 de maio de 2023.

SILVA, V. A. O. Aplicação de Avaliação de Ciclo de Vida na estimativa das emissões de gases de efeito estufa relacionadas ao consumo de alimentos: estudo de caso em Brasília, DF. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 289p, 2021.

SILVA, V.A.O.; CONTRERAS, F. Proposta de otimização do transporte de resíduos sólidos urbanos coletados no Distrito Federal. *Revista Tecnologia e Sociedade*, Curitiba, v.16, n.41, p. 153-162, Ed. Especial. 2020.

SILVA, V.; CONTRERAS, F.; BORTOLETO, A. P. Life-cycle assessment of municipal solid waste management options: A case study of refuse derived fuel production in the city of Brasilia, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, v. 279, p. 123696, jan. 2021.

SIRQUEIRA, A.S.; DOS SANTOS, M.C.C. Escolaridade e educação ambiental na região da extrema zona oeste do Rio de Janeiro. *Rev. Tecnol. Soc.*, Curitiba, v. 19, n. 55, p136-148, jan./mar., 2023. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/rts/article/view/15109>. Acesso em: 16 de agosto de 2024.

STAFFORD, W.; RUSSO, V.; NAHMAN, A. A comparative cradle-to-grave life cycle assessment of single-use plastic shopping bags and various alternatives available in South Africa. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 27, n. 9–11, p. 1213–1227, nov. 2022.

STATISTA. Global plastics industry - statistics & facts. Disponível em: <<https://www.statista.com/topics/5266/plastics-industry/#topicOverview>>. Acesso em: 20 de junho de 2023.

WERNET, G., BAUER, C., STEUBING, B., REINHARD, J., MORENO-RUIZ, E., AND WEIDEMA, B. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [online] 21(9), pp.1218–1230. 2016.

WORLD ECONOMIC FORUM. *The New Plastics Economy: Rethinking the Future of Plastics*, 2016. Disponível em <[https://www3.weforum.org/docs/WEF\\_The\\_New\\_Plastics\\_Economy.pdf](https://www3.weforum.org/docs/WEF_The_New_Plastics_Economy.pdf)>. Acesso em: 20 de junho de 2023.

WWF. World Wide Fund for Nature. *Solucionar a poluição plástica: transparência e responsabilização*. 2019. Disponível em: <[https://d335luupugsy2.cloudfront.net/cms/files/51804/1552932397PLASTIC\\_REP ORT\\_02-2019\\_Portugues\\_FINAL.pdf](https://d335luupugsy2.cloudfront.net/cms/files/51804/1552932397PLASTIC_REP ORT_02-2019_Portugues_FINAL.pdf)>. Acesso em: 10 de outubro de 2022.

XANTHOS, D.; WALKER, T. R. International policies to reduce plastic marine pollution from single-use plastics (plastic bags and microbeads): A review. *Marine Pollution Bulletin*, v. 118, n.1-2, p. 17–26. 2017.

ZIMMERMANN, T.; BLIKLEN. Single-use vs. reusable packaging in e-commerce: comparing carbon footprints and identifying break-even points. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, v.29, n.3, 2020, p.176-183(8), 2020.

**Recebido:** 07/07/2023

**Aprovado:** 26/08/2024

**DOI:** 10.3895/rts.v20n61.17233

**Como citar:**

FUJIWARA, Flora Lyn de Albuquerque; PINEDA, Francisco Javier Contreras; SILVA, Victor Alexander Oliveira. Análise das emissões de GEE e comportamento pró-ambiental associado aos resíduos de sacolas plásticas. *Tecnol. Soc.*, Curitiba, v. 20, n. 61, p. 180-202, jul./set., 2024. Disponível em:

<https://periodicos.utfpr.edu.br/rts/article/view/17233>

Acesso em: XXX.

**Correspondência:**

**Direito autoral:** Este artigo está licenciado sob os termos da Licença Creative Commons-Atribuição 4.0 Internacional.

