

Avaliação da energia incorporada e da emissão de CO₂ em recipientes para refrigerantes: PET versus vidro

Evaluation of energy and CO₂ emissions in soft drink containers: PET versus Glass

Antonio Augusto Morini^{1*} , Dachamir Hotza² , Manuel Joaquim Peixoto Marques Ribeiro³ 

RESUMO

Este artigo busca avaliar e comparar qual material (PET ou vidro) proporciona um ciclo de vida mais sustentável para os recipientes utilizados no envase de refrigerantes. Foram comparados quatro recipientes de vidro – três retornáveis e um descartável – com cinco recipientes em polietileno tereftalato (PET) – três descartáveis produzidos com material virgem, um descartável produzido com 20% de material reciclado e um retornável (RefPET). Utilizou-se como ferramenta o programa CES-Selector/EcoAudit, o qual considera cinco etapas principais do ciclo de vida do produto – material (obtenção de matéria-prima), produção, transporte, uso e descarte. Os indicadores resultantes foram a energia incorporada e a quantidade de CO₂ emitida. Os resultados, para cada 1.000 L de refrigerante envasado, comprovam que a reutilização do recipiente é a escolha ambientalmente mais correta e mostram que, nas garrafas de PET, quanto maior a capacidade do recipiente, menor a quantidade de material de PET utilizado, menor a energia incorporada e menor a emissão de CO₂. Por outro lado, para as garrafas de vidro, o resultado é oposto, ou seja, quanto maior a capacidade do recipiente, maior a quantidade de material utilizado, maior a energia incorporada e maior será a quantidade de CO₂ emitida. Considerando a energia incorporada e o CO₂ gerado, o resultado final mostra que, para envasar pequenos volumes (vidro de 290 mL e PET de 250 mL), os recipientes de vidro apresentam resultados melhores, enquanto, para envasar volumes maiores (acima de 600 mL), os recipientes de PET são os mais indicados.

Palavras-chave: energia incorporada; emissão de CO₂; EcoAudit; polietileno tereftalato; vidro.

ABSTRACT

The present paper aims to assess and compare which material (PET or glass) provides a more sustainable life cycle for soft drink containers. Four glass containers, three returnable ones and one disposable were compared to five PET containers (polyethylene terephthalate), three disposable ones made from virgin material, one disposable made from 20% of recycled material and one returnable (RefPet). The CES-Selector/EcoAudit program, which considers five main stages of the product life cycle – material (obtaining raw material), production, transportation, use and disposal – , was used. The resulting indicators were the energy and the amount of CO₂ emission. The results, for every 1,000 liters of soft drink bottled, prove that the reuse of containers is the most environmentally correct choice and show that in PET bottles the larger the container capacity the smaller the amount of PET material used, lower the energy and the lower the CO₂ emission. On the other hand, for glass bottles, the result is opposite, that is, the larger the container capacity, the greater the amount of material used, the greater the embodied energy and the greater the CO₂ emission. Considering the incorporated energy and the CO₂ generated, the final result shows that glass containers present better results when filling small-volume packages (290 ml glass and 250 ml PET), while PET containers are the most suitable ones for larger volumes (above 600 ml).

Keywords: energy; CO₂ emission; EcoAudit; polyethylene terephthalate; glass.

INTRODUÇÃO

No contexto atual de preservação de recursos, as atividades relacionadas à geração de resíduos têm crescido em importância e abrangência. A utilização de recursos renováveis e não renováveis, bem como as atividades de coleta e reciclagem fazem parte dessa busca

contínua para diminuir os impactos ambientais. É preciso produzir com sustentabilidade.

Minimizar os impactos decorrentes da disposição desses resíduos no ambiente e reduzir os custos envolvidos nessa atividade tem sido foco dos trabalhos desenvolvidos nessa área (LUCAS; BENATTI, 2008).

¹Instituto Federal de Santa Catarina – Florianópolis (SC), Brasil.

²Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis (SC), Brasil.

³Instituto Politécnico Viana do Castelo – Viana do Castelo, Portugal.

*Autor correspondente: antonio.morini@ifsc.edu.br

Recebido: 31/05/2017 – Aceito: 10/10/2018 – Reg. ABES: 180815

Iniciativas governamentais, acadêmicas e empresariais vêm sendo desenvolvidas com o intuito de reverter ou pelo menos mitigar o quadro de degradação (BORCHARDT *et al.*, 2008).

No que se refere às iniciativas empresariais, não se questiona a necessidade de implantação ou não da gestão ambiental, mas como implementá-la (SOLINTANDER; KOVACS, 2002). Sob a ótica da ecologia industrial, na qual produtos e resíduos são produzidos de forma simultânea, procura-se determinar como o sistema industrial pode ser estruturado de forma que se torne compatível com o meio ambiente (GIANNETTI; VILLAS BOAS DE ALMEIDA; BONILLA, 2003).

Para Manzini e Vezzoli (2002), uma proposta sustentável deve estar centrada na utilização de recursos renováveis, na otimização do uso de recursos não renováveis (ar, água, energia e território) e no não acúmulo de resíduos que o ecossistema não seja capaz de reabsorver.

Considerando os critérios de sustentabilidade na indústria de refrigerantes, a utilização de recipientes e o consumo de água passam a ter papel importante e merecem ser estudados de forma mais detalhada. No Brasil, o consumo anual de refrigerantes em 2015 foi de aproximadamente 15 bilhões de L, o que equivale a 75,1 L.habitante⁻¹.ano⁻¹. O material mais utilizado nos recipientes de refrigerantes é o polietileno tereftalato (PET), com 79,8% do volume de refrigerante envasado, seguido pelo vidro, que participa com 12,3%, finalizando com as latas de alumínio, que ficam com apenas 7,9% (ABIR, 2016).

Considerando as garrafas RefPET (garrafa retornável), da Coca-Cola®, sua reutilização no Brasil possibilita que 70 milhões de garrafas novas deixem de ser produzidas por ano (COCA-COLA BRASIL, 2017).

Diante de dados tão expressivos, é importante identificar qual dos materiais utilizados é o melhor, considerando uma perspectiva ambiental durante todo o seu ciclo de vida, o qual tem início com a extração e produção da matéria-prima, passa pelos processos de fabricação, transporte e uso e termina o seu ciclo com sua disposição final.

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é a metodologia mais conhecida para estimar a carga ambiental durante todo o ciclo de vida de produtos e serviços (ASHBY, 2012), contemplando vários indicadores, entre eles o potencial de acidificação, a degradação da camada de ozônio e o potencial de aquecimento global.

Devido à complexidade desse levantamento, vários *softwares* especializados estão disponíveis no mercado — SigmaPro, Open LCA, GaBi, Umberto NxT, Quantis Suite, Boustead Model e outros. Trabalhando nessa linha, mas apresentando uma proposta mais simples, o CES-Selector possui o módulo EcoAudit, o qual foi utilizado no presente trabalho. Esse módulo tem por meta otimizar os esforços referentes ao objetivo e ao escopo ambiental por meio da utilização de dois indicadores: energia incorporada e pegada de carbono.

Analisando as definições de energia incorporada descritas nos trabalhos desenvolvidos por Cabeza *et al.* (2013) e Dixit *et al.* (2010), é possível verificar que ambos encontraram algumas diferenças conceituais

na interpretação desse termo. Para Ashby *et al.* (2012a), energia incorporada é aquela do combustível fóssil consumida para produzir 1 kg de material. Essa definição está presente nos valores de energia incorporada dos materiais presentes no banco de dados do CES-Selector EcoAudit.

O resultado mais importante da avaliação da energia incorporada é a quantidade total de óleo equivalente que entra pelas fronteiras do sistema em relação ao bem produzido, expresso em energia (AGOSTINHO; SICHE, 2014).

Widemann e Minx (2008), citados por Dong *et al.* (2013), e Lin *et al.* (2013) definem pegada de carbono como a quantidade total de CO₂ emitido, direta ou indiretamente, por uma atividade ou acumulada pelos diversos estágios de vida do produto, incluindo atividades, populações, governos, companhias, organizações, processos, setores industriais etc.

A pegada de carbono está sendo largamente utilizada para medir a emissão de carbono em diferentes meios e escalas, tais como: famílias (WEBER; MATTHEWS, 2008) (DRUCKMAN; JACKSON, 2009), organizações (CAHILL; GALLACHÓIR, 2010; WU; HU; MO, 2013), cidades e edificações (SINHA; LENNARTSSON; FROSTELL, 2016; BAKHSHI; DEMONSABERT, 2012; CULÁKOVÁ *et al.* 2012), países (BISWAS, 2014; HAMMOND; LI, 2016) e corporações (HASSARD *et al.* 2014; (BALDO *et al.* 2009). Contudo, há poucos estudos focados nos parques de indústrias leves, principalmente devido às complexas características dos processos e produtos e à indisponibilidade de dados confiáveis (DONG *et al.* 2013).

Para o caso específico desta análise, serão considerados os recipientes de vidro e PET os quais, sendo economicamente viáveis para o uso especificado, serão avaliados pelos conceitos de energia incorporada e pegada de carbono. A emissão de CO₂ possui uma relação com a energia incorporada (RYDH; SUN, 2005). Apesar de não ser direta, pois depende do tipo de energia utilizada (petróleo, eólica, solar, nuclear, entre outras), será proporcional ao combustível fóssil consumido.

É importante ressaltar que esse procedimento não pretende substituir a completa ACV, mas sim dar subsídios suficientes para que seja feita uma análise rápida do impacto ambiental produzido pelo produto em análise durante todo o seu ciclo de vida (DE BENEDETTI *et al.* 2010).

O presente trabalho visa estimar a energia incorporada e a emissão de CO₂ com o CES-Selector EcoAudit, de modo que seja decidida qual a alternativa ambientalmente mais correta para o envase de refrigerantes, comparando as garrafas produzidas em vidro com as em PET. A originalidade do trabalho está na comparação mais abrangente das garrafas utilizadas para envasar refrigerante, considerando não apenas o material utilizado, mas também o volume do recipiente.

METODOLOGIA

A metodologia utilizada tem como base a ACV através de uma ferramenta simplificada de análise, que considera apenas a energia incorporada e a emissão de CO₂.

Ferramenta de avaliação

Para a análise comparativa entre energia incorporada e emissão de CO₂, referente às garrafas produzidas em vidro ou PET, foi utilizada a estratégia presente no CES-Selector EcoAudit,

O EcoAudit considera que o produto passa por cinco etapas principais: material (matéria-prima), produção do produto ou serviço (manufatura), transporte, uso e disposição final. Permite ainda a análise dos desdobramentos, como na disposição final, em que, além de minimizar o efeito de materiais tóxicos e não recicláveis, deve-se definir o melhor destino final possível, podendo o produto, após o uso, ser destinado para: aterro, reciclagem como matéria-prima, reciclagem como novo produto de menor ou maior valor agregado, remanufatura, reúso ou incineração, conforme esquema da Figura 1.

O módulo EcoAudit permite que seja realizada uma análise sobre o consumo de energia e a emissão de CO₂ de cada material durante todo o seu ciclo de vida. Esse módulo utiliza um conjunto customizado de indicadores de impacto ambiental (energia incorporada e pegada de CO₂), sem explorar todos os parâmetros que são usualmente utilizados no estudo do ciclo de vida do produto (ASHBY *et al.* 2012b), também representado na Figura 1.

Para o presente trabalho, os valores de energia incorporada e da pegada de carbono referentes ao material têm a União Europeia como referência. O parâmetro *uso* será, neste caso, avaliado pela matriz energética do Brasil.

Restrições consideradas

Neste trabalho, foram consideradas as seguintes restrições:

- Não foram utilizadas outras ferramentas além do EcoAudit. Todos os valores apresentados provêm desse *software*;
- Não foi considerado o consumo de água utilizado na produção e lavagem dos recipientes, bem como os respectivos valores relacionados ao consumo de energia e à emissão de CO₂;
- Não foi possível tampouco avaliar o número de vezes que o recipiente é reutilizado e suas respectivas consequências relacionadas ao consumo de energia e à emissão de CO₂;
- A percentagem de vidro reciclado utilizado na fabricação das garrafas de vidro foi considerada de 47% (IBGE, 2015);
- A percentagem de material reciclado nas garrafas de PET foi considerada de 14,6% (COCA-COLA FEMSA, 2017);
- Os valores de massa dos recipientes foram fornecidos diretamente pelo fabricante (COELHO, 2016) ou retirados de *sites* dos fornecedores dos recipientes (VERALLIA, 2017). Não foi utilizada nenhuma técnica estatística;
- A fábrica da Vonpar visitada está localizada na cidade de Antônio Carlos (SC) e produz e envasa o refrigerante. Os recipientes de vidro são adquiridos de terceiros e os de polietileno tereftalato são moldados na fábrica da Coca-Cola.

Bases de cálculo

Neste trabalho, foram consideradas as seguintes bases de cálculo:

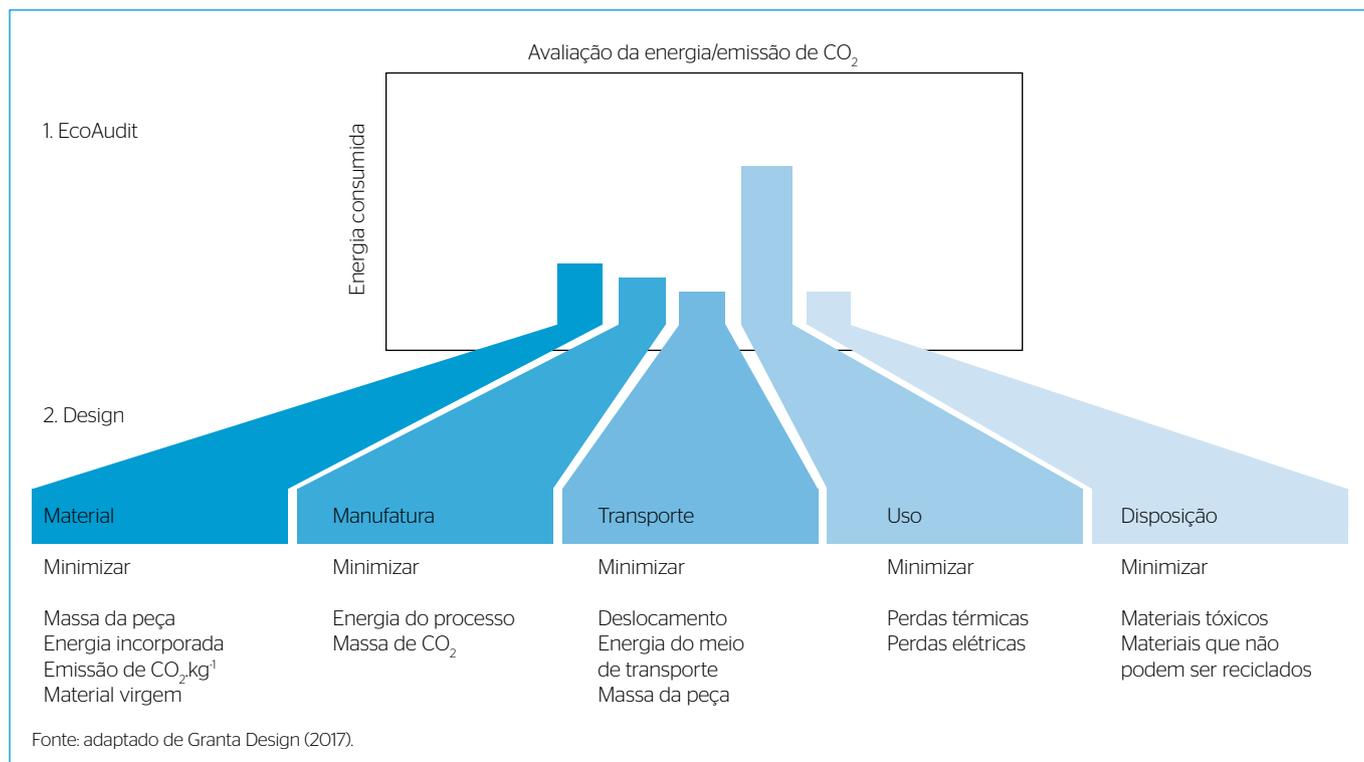


Figura 1 - Estratégia de seleção e substituição de materiais com o EcoAudit

- A distância média percorrida entre a fábrica e o distribuidor final de refrigerante foi considerada de 100 km;
- A distância percorrida pelo recipiente após o uso, até sua disposição final, foi considerada de 100 km;
- Foi utilizada a quantidade de 100 unidades para cada tipo de recipiente avaliado. O valor total de material utilizado pelas 100 unidades foi convertido para $\text{kg} \cdot 1.000^{-1} \text{ L}$ de refrigerante;
- No ponto de venda, foi considerado um mostrador vertical de duas portas e motor com potência de 0,12 kW;
- As garrafas permanecem em média 2 dias no expositor até serem vendidas, e os expositores ficam ligados 24 horas por dia;
- A energia incorporada e a emissão de CO_2 relativas à rotulagem já estão incluídas no item Produção do EcoAudit;
- Como primeiro passo para o desenvolvimento dos trabalhos, optou-se por utilizar os valores de energia incorporada e emissão de CO_2 por 1.000 L de refrigerantes, a fim de harmonizar os resultados, uma vez que cada tipo de recipiente possui volume e massa distintos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta, na segunda coluna, os valores de massa para cada 100 recipientes; na terceira coluna, esses valores estão convertidos, mostrando a massa total dos recipientes necessários para envasar 1.000 L de refrigerante. A quarta coluna apresenta o percentual de material reciclado para cada tipo de recipiente. A Figura 2 mostra os valores apresentados na terceira coluna de forma gráfica.

A partir da análise dos dados apresentados na Tabela 1 e nas Figuras 2 e 3, é possível verificar que, nos recipientes de PET, a quantidade necessária de material para produzir esses vasilhames decresce na medida em que o volume individual do recipiente aumenta, ocorrendo exatamente o contrário para os vasilhames de vidro.

Tal fato pode ser explicado pela necessidade de reforçar as garrafas de vidro de maior volume, de modo que se evite um aumento da sua fragilidade e a sua consequente quebra, já que são retornáveis. Cabe ressaltar que, em média, o índice de ductilidade e a resistência à fratura do polietileno tereftalato são, respectivamente, 0,135 e $5 \times 10^6 \text{ Pa}\cdot\text{m}^{0,5}$, enquanto os do vidro soda cal, muito mais frágil, são de 0,000062 e $6,4 \times 10^5 \text{ Pa}\cdot\text{m}^{0,5}$ (GRANTA DESIGN, 2017).

No passo seguinte, com os valores apresentados na Tabela 1 já definidos, foram construídas, utilizando-se o EcoAudit, duas novas tabelas, referentes à energia incorporada e à emissão de CO_2 dos recipientes durante todo o ciclo de vida.

Para os recipientes em vidro de 290 mL, são necessários 352 kg desse material para produzir a quantidade necessária de vasilhames e armazenar 1.000 L de refrigerante, enquanto, para os em vidro de 1 L, são necessários 950 kg de vidro para armazenar a mesma quantidade de refrigerante, ou seja, 1,7 vezes mais material com relação ao utilizado nas garrafas de 290 mL. Para o recipiente de 600 mL, o material utilizado para armazenar 1.000 L (750 kg) representa um aumento de apenas 1,13 vezes o utilizado nas garrafas de 250 mL, entretanto menor do que a quantidade utilizada nas garrafas de 1 L, mostrando a mesma tendência.

Para os recipientes de PET de 250 mL, são necessários 60 kg desse material para produzir a quantidade necessária de vasilhames para armazenar 1.000 L de refrigerante, enquanto, para os recipientes de PET de 2 L, são necessários apenas 20,9 kg de PET para armazenar a mesma quantidade de refrigerante, ou seja, é consumido apenas 34,8% do material utilizado nas garrafas de 250 mL. Para o recipiente de 600 mL, o material utilizado para armazenar 1.000 L (34,3 kg) representa 57,2% do utilizado nas garrafas de 250 mL, entretanto maior do que a quantidade utilizada nas garrafas de 2 L, mostrando a mesma tendência.

Analisando-se as garrafas de 2 L, constata-se que os retornáveis utilizam 53 kg de material contra 20,9 kg das garrafas de 2 litros

Tabela 1 - Quantidade de material utilizado por tipo de recipiente por 1.000 L de refrigerante.

Base de cálculo	100 unidades	1.000 L	-----	Valores médios (CES-Selector 2014)
Recipiente	Massa (kg)	Massa total (kg)	Material reciclado (%)	
Garrafa de vidro de 290 mL	10,2 ¹	352	47 ³	Densidade ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) Vidro = 2,47 PET = 1,40
Garrafa de vidro de 600 mL	45 ²	750	47 ³	
Garrafa de vidro de 1 L	95 ¹	950	47 ³	
Garrafa de vidro de 600 mL descartável	45 ³	750	47 ³	
Garrafa de PET de 250 mL	1,5 ¹	60	0	Energia incorporada ($\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}$) Vidro = $1,06 \times 10^7$ PET = $8,47 \times 10^7$
Garrafa de PET de 600 mL	2,06 ¹	34,3	0	
Garrafa de PET de 2 L	4,18 ¹	20,9	0	
Garrafa de PET de 2 L (<i>bottle to bottle</i>)	4,18 ¹	20,9	20 ⁴	
Garrafa de PET de 2 L retornável (RefPET)	10,6 ¹	53,0	12 ⁴	

¹Valores de massa dos recipientes (COELHO, 2016); ²valores de massa dos recipientes (VERALLIA, 2017); ³percentuais de material reciclado (IBGE, 2015); ⁴percentuais de material reciclado (COCA-COLA BRASIL, 2017).

descartáveis, resultando em um aumento de 1,53 vezes mais material. Essa quantidade maior de material utilizado é justificada pela necessidade de o recipiente ser mais resistente a possíveis danos provocados pelo uso ou transporte.

Energia incorporada

A Tabela 2 mostra a energia incorporada durante todo o ciclo de vida de cada tipo de recipiente avaliado. Foram comparados 4 recipientes de vidro — dos quais três são retornáveis (290 mL, 600 mL

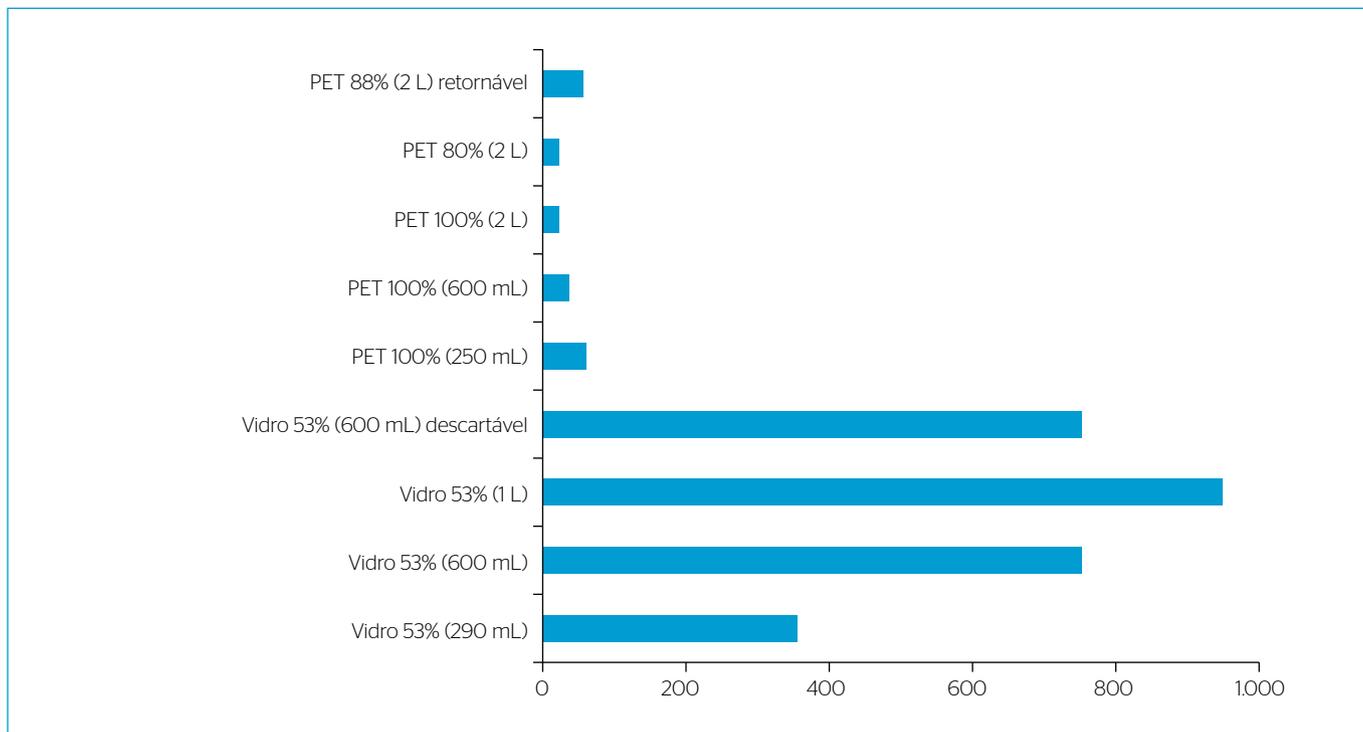


Figura 2 - Massa utilizada (kg de material por 1.000 L de refrigerante).

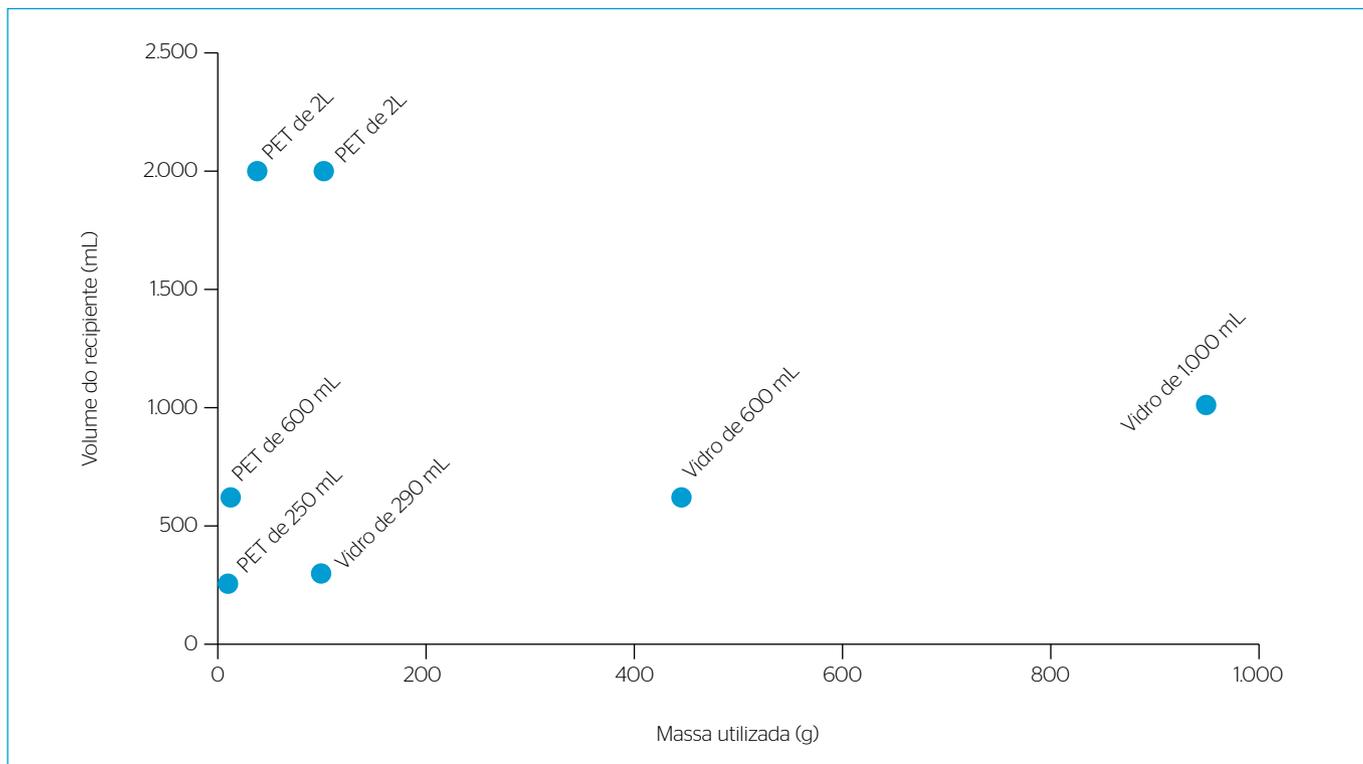


Figura 3 - Massa utilizada (g de material por recipiente).

e 1 L) e um é descartável (600 mL) — com cinco em PET — três produzidos em material virgem (250 mL, 600 mL e 2 L), um com 20% de material reciclado (2 L) e um retornável (2 L), denominado de RefPET.

Na Tabela 2, as colunas 2 e 3 mostram os valores de energia fornecidos pelo EcoAudit para 100 unidades de cada vasilhame, e as colunas 4 e 5 apresentam os valores de energia convertidos para cada 1.000 L de refrigerante. Os valores de energia recuperada são referentes à possibilidade de recuperação de parte da energia incorporada no produto durante o seu ciclo de vida, por meio da disposição final.

A coluna 6 apresenta a energia total incorporada para cada 1.000 L de refrigerante, resultado da energia absorvida durante todo o ciclo de vida (coluna 4) menos a que, provavelmente, poderá ser recuperada em sua disposição final (coluna 5). A Figura 4 mostra os valores das colunas 4, 5 e 6 de forma gráfica.

Avaliando-se os valores obtidos, têm-se o melhor resultado, entre os recipientes reutilizáveis de vidro, para as tradicionais garrafas de 290 mL, as quais possuem um valor de energia total incorporada de 4.587 MJ.1.000 L⁻¹, representando 65,0% da energia total incorporada pelos recipientes de 600 mL e 51,5% da energia total

Tabela 2 - Energia incorporada nos recipientes por 1.000 L de refrigerante.

Base de cálculo	100 unidades		1.000 L		
	Energia incorporada (MJ)	Energia recuperada (MJ)	Energia incorporada (MJ)	Energia recuperada (MJ)	Energia total incorporada (MJ)
Garrafa de vidro de 290 mL	281	-148	9690	-5103	4.587
Garrafa de vidro de 600 mL	915	-491	15.250	-8183	7067
Garrafa de vidro de 1 L	1.860	-969	18.600	-9.690	8.910
Garrafa de vidro de 600 mL descartável	957	-94,7	15.950	-1.578	14.372
Garrafa de PET de 250 mL	219	-97,7	8.760	-3.908	4.852
Garrafa de PET de 600 mL	281	-128	4.683	-2.133	2.550
Garrafa de PET de 2 L	516	-245	2.580	-1.225	1.355
Garrafa de PET de 2 L (<i>bottle to bottle</i>)	469	-199	2.345	-995	1.350
Garrafa de PET de 2 L retornável	1.120	-829	5.600	-4.145	1.455

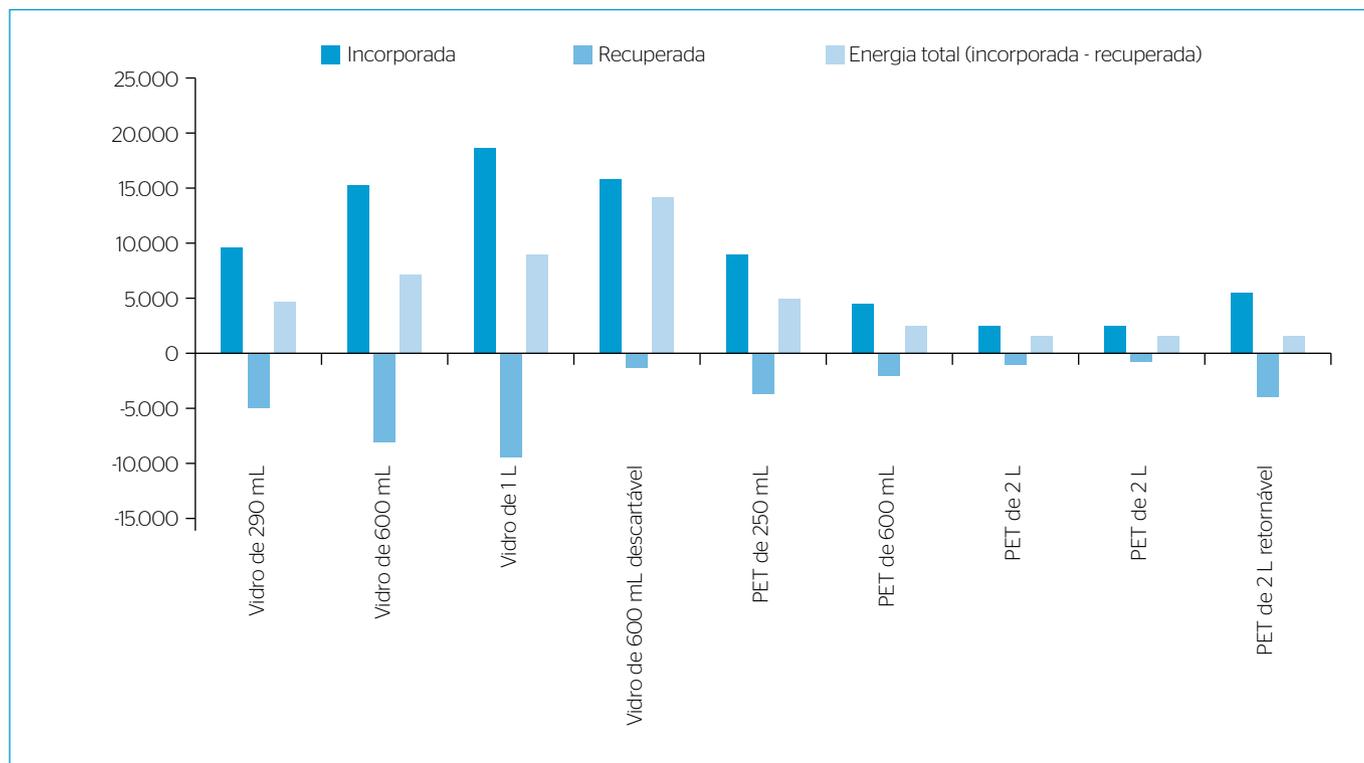


Figura 4 - Energia incorporada (MJ.1.000 L⁻¹ de refrigerante).

incorporada pelos recipientes de 1 L. Isso confirma a tendência apresentada na Tabela 2, ou seja, quanto maior a capacidade do recipiente de vidro, maior a quantidade de energia incorporada durante o seu ciclo de vida.

Comparando os recipientes de vidro com 600 mL, enquanto o descartável possui uma energia total incorporada de 14.372 MJ.1.000 L⁻¹, o reutilizável incorpora 7.067 MJ.1.000 L⁻¹, resultando na diminuição de energia incorporada de 50,8% ou 7305 MJ.1.000 L⁻¹ de refrigerante durante todo o ciclo de vida.

Avaliando-se os valores obtidos com as garrafas de PET, tem-se o melhor resultado, não considerando o recipiente reutilizável, para as garrafas de 2 L, com valores muito semelhantes entre as garrafas com 100% de material virgem e as com 20% de material reciclado, as quais possuem, respectivamente, energia incorporada de 1.300 e 1.350 MJ.1.000 L⁻¹. Esses valores representam 27,8% da energia total incorporada pelos recipientes de 250 mL e 52,9% da energia total incorporada pelos de 600 mL.

Comparando os recipientes de 2 L, enquanto os descartáveis possuem uma energia total incorporada entre 1.350 e 1.355 MJ.1000 L⁻¹, o reutilizável incorpora 1.455 MJ.1000 L⁻¹, resultando no aumento da energia incorporada de 7,4% ou 100 MJ.1.000 L⁻¹ de refrigerante durante o ciclo de vida. No entanto, o CES-Selector não permite especificar quantas vezes o recipiente retornará ao envase, o que poderá alterar o valor resultante do recipiente de 2 L retornável.

Emissões de CO₂

A Tabela 3 mostra a emissão de CO₂ durante o ciclo de vida de cada tipo de recipiente. Os recipientes avaliados são os mesmos descritos anteriormente, ou seja, nove unidades, sendo quatro de vidro e cinco em PET.

Na Tabela 3, as colunas 2 e 3 apresentam os valores de emissão de CO₂ fornecidos pelo EcoAudit para 100 unidades de cada vasilhame,

e as colunas 4 e 5 apresentam os valores de emissão de CO₂ para cada 1.000 L de refrigerante. Os valores de CO₂ recuperados são referentes à possibilidade de diminuir a produção de CO₂, pela reutilização de parte da energia incorporada ao produto durante seu ciclo de vida, por meio de sua disposição final.

A coluna 6 apresenta o total de CO₂ produzido para cada 1.000 L de refrigerante, resultante da emissão de CO₂ durante todo o ciclo de vida (coluna 4) menos a que poderá ser subtraída, considerando sua disposição final (coluna 5). A Figura 5 mostra esses valores e deixa clara a relação entre a energia incorporada e o CO₂ emitido.

Avaliando os valores obtidos, têm-se o melhor resultado, entre os recipientes reutilizáveis de vidro, para as tradicionais garrafas de 290 mL, as quais possuem valor de emissão de CO₂ de 302 kg.1.000 L⁻¹, representando 54,1% da energia total incorporada pelos recipientes de 600 mL e 43,4% da energia total incorporada pelos recipientes de 1 L.

Comparando os recipientes de 600 mL, enquanto o descartável apresenta uma produção de 989 kg.1.000 L⁻¹, o reutilizável produz 558 kg.1.000 L⁻¹, resultando na diminuição do CO₂ gerado em 43,6%, ou seja, 431 kg.1.000 L⁻¹ de refrigerante durante todo o ciclo de vida.

Avaliando os valores obtidos com as garrafas de PET, têm-se o melhor resultado, entre todos os recipientes, para as garrafas de 2 L, as quais possuem valor médio de emissão de CO₂ de 73 kg.1.000 L⁻¹, representando apenas 31,7 % do CO₂ gerado pelos recipientes de 250 mL e 57,4% do CO₂ emitido pelos de 600 mL.

Comparando os recipientes de 2 L, enquanto o descartável apresenta emissão média de 73 kg.1.000 L⁻¹, o reutilizável emite 95 kg.1.000 L⁻¹, resultando no aumento da emissão de CO₂ em 30,1% ou 22 kg.1.000 L⁻¹ de refrigerante durante todo o ciclo de vida. Cabe ainda lembrar que o CES-Selector não permite especificar quantas vezes o recipiente retornará ao envase, o que pode alterar o valor resultante do recipiente de 2 L retornável.

Tabela 3 - Quantidade de CO₂ emitida pelos recipientes por 1.000 L de refrigerante.

Base de cálculo	100 unidades		1.000 L		
	CO ₂ emitido (kg)	CO ₂ recuperado (kg)	CO ₂ emitido (kg)	CO ₂ recuperado (kg)	CO ₂ total emitido (kg)
Garrafa de vidro de 290 mL	18,2	-9,44	627,4	-325,6	302
Garrafa de vidro de 600 mL	66,3	-32,8	1105	-547	558
Garrafa de vidro de 1 L	134	-64,5	1340	-645	695
Garrafa de vidro de 600 mL descartável	67,6	-8,26	1127	-138	989
Garrafa de PET de 250 mL	9,99	-4,23	399,6	-169,2	230,4
Garrafa de PET de 600 mL	13,3	-5,66	221,7	-94,3	127,4
Garrafa de PET de 2 L	25,7	-11,1	128,5	-55,5	73,0
Garrafa de PET de 2 L	23,5	-8,94	117,5	-44,7	72,8
Garrafa de PET de 2 L retornável	57,2	-38,2	286	-191	95

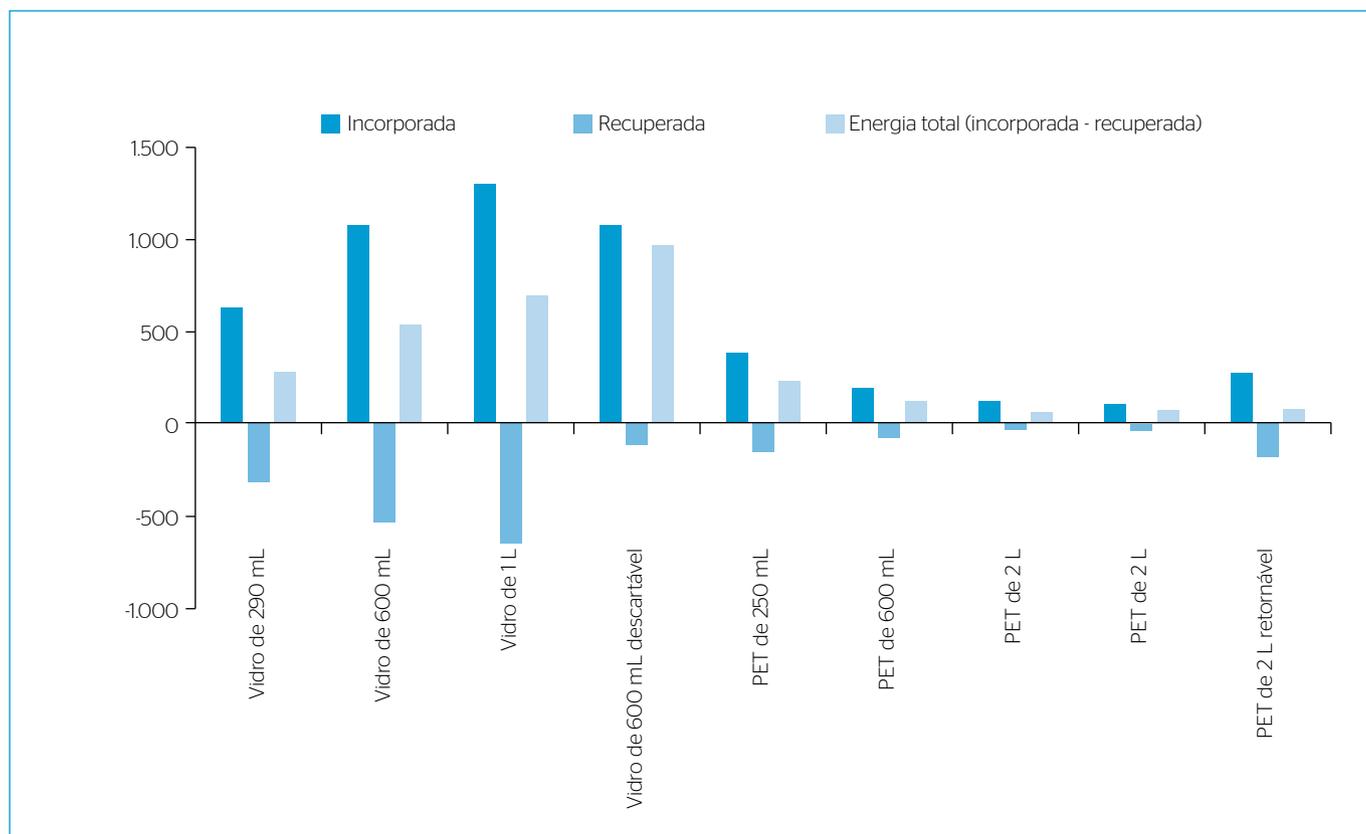


Figura 5 - Pegada de carbono (kg de CO₂.1.000 L¹ de refrigerante).

CONCLUSÕES

Os resultados apresentados são válidos para as definições e os parâmetros relativos ao escopo de trabalho definido, ao EcoAudit e a mesma quantidade de refrigerante envasado (1.000 L).

As principais conclusões referentes a este trabalho são:

- A mudança de parâmetros, tais como a distância percorrida e o consumo de energia nos pontos de distribuição e venda, dará origem a valores diferentes dos encontrados;
- Valores mais precisos, relacionados ao número de vezes em que o recipiente é reutilizado e ao consumo de água para a lavagem dos recipientes retornáveis, poderão alterar a diferença entre os valores de emissão de CO₂ e da energia incorporada nessas garrafas;
- Os resultados referentes à energia incorporada e à emissão de CO₂ estão diretamente relacionados à quantidade de material presente em cada recipiente. Entretanto, as tendências são opostas: enquanto nos recipientes de vidro a energia incorporada e a quantidade de CO₂ gerada para 1.000 L de refrigerante envasado aumentam na medida em que o volume individual da garrafa aumenta, nos

recipientes de PET a energia incorporada e a emissão de CO₂ para 1.000 L de refrigerante envasado diminui, à medida que o volume individual da garrafa aumenta;

- Para envasar pequenos volumes, as garrafas de vidro apresentam resultados melhores que as de PET para armazenar a mesma quantidade de refrigerante. Ex.: vidro de 290 mL vs. PET de 250 mL;
- Para volumes maiores, acima de 600 mL, os recipientes de PET incorporam menos energia e emitem menos CO₂ que os de vidro para envasar a mesma quantidade de refrigerante.

Como conclusão final, é possível afirmar que variáveis tais como o volume do recipiente, a distância transportada e o local de consumo podem influenciar a escolha do recipiente mais adequado. Assim sendo, é futuramente necessário um estudo mais detalhado de cada situação, para se definir qual a escolha ambientalmente mais correta entre os dois tipos de recipientes, de vidro e de PET.

Uma opção que deve ser analisada com maior profundidade é a garrafa de PET retornável, que mostrou maiores potencialidades em vir a ser a melhor solução.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, F.; SICHE, R. (2014) Hidden costs of typical embodied energy analysis; Brazilian sugarcane ethanol as a case study. *Biomass & Energy*, v. 71, p. 69-83. <https://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.10.024>
- ASHBY, M.F. (2012) *Materials and Environmental-eco-Informed Material Choice*. 2. ed. Oxford: Butterworth Heinemann.
- ASHBY, M.F.; MILLER, A.; RUTTER, F.; SEYMOUR, C.; WEGST, U.G.K. (2012a) *CES-EduPack for Eco Design - A white paper*. Cambridge: Granta. Disponível em: <<https://grantadesign.com/education/ces-edupack/editions/>>. Acesso em: 19 ago. 2016.
- ASHBY, M.F.; COULTER, P.; BALL, N.; BREAM, C. (2012b) *The CES EduPack Eco Audit Tool - A white paper*. Cambridge: Granta. Disponível em: <<https://grantadesign.com/education/ces-edupack/editions/>>. Acesso em: 19 ago. 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DE REFRIGERANTES E DE BEBIDAS NÃO ALCOÓLICAS (ABIR). *Refrigerantes*. Disponível em: <<https://abir.org.br/o-setor/dados/refrigerantes/>>. Acesso em: 9 set. 2016.
- BAKHSI, A.A.; DEMONSABERT, S.M. (2012) Estimating the carbon footprint of the municipal water cycle. *Journal AWWA*, v. 104, n. 5, p. E337-E347. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5942/jawwa.2012.104.0064>>. Acesso em: 30 jan. 2017.
- BALDO, G.L.; MARINO, M.; MONTANI, M.; OLOF RYDING, S. (2009) The carbon footprint measurement toolkit for EU Ecolabel. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 14, n. 7, p. 591-596. <http://doi.org/10.1007/s11367-009-0115-3>
- BISWAS, W.K. (2014) Carbon footprint and embodied energy assessment of a civil works program in a residential estate of Western Austrália. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 4, p. 732-744. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0681-2>
- BORCHARDT, M.; POLTOSI, L.A.C.; SELMITTO, M.A.; PEREIRA, G.M. (2008) Considerações sobre EcoDesign: Um estudo de caso na indústria eletrônica automotiva. *Ambiente e Sociedade*, v. 11, n. 2, p. 341-353. <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2008000200009>
- CABEZA, L.F.; BARRENECHE, C.; MIRÓ, L.; MORERA, J.M.; BARTOLÍ, E.; FERNÁNDEZ, A.I. (2013) Low Carbon and Low Embodied Energy Materials in Buildings: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 23, p. 536-542. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2013.03.017>
- CAHILL, C.J.; GALLACHÓIR, B.P. (2010) Monitoring energy efficiency trends in european industry: which top-down methods hold be used? *Energy Policy*, v. 38, n. 11, p. 6910-6918. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.07.006>
- COCA-COLA BRASIL. *Relatório de sustentabilidade 2014-2015*. Coca-Cola Brasil. Disponível em: <<https://www.cocacolabrasil.com.br/content/dam/journey/br/pt/private/pdfs/relatorio-de-sustentabilidade-coca-cola-brasil-2014-15.pdf>>. Acesso em: 19 abr. 2017.
- COCA-COLA FEMSA. *Acelerando hacia la excelencia: Informe de Sostenibilidad Coca-Cola FEMSA 2016*. Disponível em: <<http://img.coca-colafemsa.com/assets/files/es/Sostenibilidad/Coca-Cola-FEMSA-Informe-de-Sostenibilidad-2016.pdf>>. Acesso em: 19 abr. 2017.
- COELHO, G. (2016) *Entrevista: Gilmar Coelho*. Entrevistador: Antonio A. Morini. São José (SC): VONPAR.
- CULÁKOVÁ, M.; VILCEKOVÁ, S.; BURDOVÁ, E.K.; KATUNSKÁ, J. (2012) Reduction of carbon footprint of building structures. *Chemical Engineering Transactions*, v. 29, p. 199-204. <https://doi.org/10.3303/CET1229034>
- DE BENEDETTI, B.; TOSO, D.; BALDO, G.L.; ROLLINO, S. (2010) EcoAudit: a renewed simplified procedure to facilitate the environmental informed material choice orienting the further Life Cycle Analysis for ecodesigners. *Materials Transactions*, v. 51, n. 5, p. 832-837. <http://doi.org/10.2320/matertrans.MH200918>
- DIXIT, M.K.; FERNÁNDEZ-SOLÍS, J.L.; LAVY, S.; CULP, C.H. (2010) Identification of parameters for embodied energy measurement: A literature review. *Energy and Buildings*, v. 42, n. 8, p. 1238-1247. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2010.02.016>
- DONG, H.; GENG, Y.; XI, F.; FUJITA, T. (2013) Carbon footprint evaluation at industrial park level: a hybrid life cycle assessment approach. *Energy Policy*, v. 57, p. 298-307. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.01.057>
- DRUCKMAN, A.; JACKSON, T. (2009) The carbon footprint of UK households 1990-2004: a socio-economically disaggregated, quasi-multi-regional input-output model. *Ecological Economics*, v. 68, n. 7, p. 2066-2077. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.01.013>
- GIANNETTI, B.F.; VILLAS BOAS DE ALMEIDA, C.M.; BONILLA, S.H. (2003) Implementação de Eco-Tecnologias rumo à ecologia industrial. *RAE-Eletrônica*, São Paulo, v. 2, n. 1. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-56482003000100011>
- GRANTA DESIGN. (2014) *Software CES-Selector*. Granta Design.
- GRANTA DESIGN. (2017) *Granta's Eco Audit methodology*. Granta Design. Disponível em: <<http://www.grantadesign.com/eco/audit.htm>>. Acesso em: 12 maio 2017.
- HAMMOND, G.P.; LI, B. (2016) Environmental and resource burdens associated with world biofuel production out to 2050: footprint components from carbon emissions and land use to waste arisings and warer consumption. *GCB Bioenergy*, v. 8, n. 5, p. 894-908. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12300>
- HASSARD, H.A.; COUCH, M.H.; TECHA-ERAWAN, T.; McLELLAN, B.C. (2014) Product carbon footprint and energy analysis of alternative coffee production in Japan. *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 310-321. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.02.006>

- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). (2015) *Relatório de indicadores de desenvolvimento sustentável (IDS)*. IBGE. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv94254.pdf>>. Acesso em: 9 maio 2017.
- LIN, J.; LIU, Y.; MENG, F.; CUI, S.; XU, L. (2013) Using hybrid method to evaluate carbon footprint of Xiamen city, China. *Energy Policy*, v. 58, p. 220-227. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.03.007>
- LUCAS, D.; BENATTI, C.T. (2008) Utilização de resíduos industriais para a produção de artefatos cimentícios e argilosos empregados na construção civil. *Revista em Agronegócios e Meio Ambiente*, v. 1, n. 3, p. 405-418.
- MANZINI, E.; VEZZOLI, C. (2002) *O desenvolvimento de produtos sustentáveis*. São Paulo: EDUSP. 366 p.
- RYDH, C.J.; SUN, M. (2005) Life Cycle Inventory data for materials grouped according to environmental and material properties. *Journal of Cleaner Production*, v. 13, n. 13-14, p. 1258-1268. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.05.012>
- SINHA, R.; LENNARTSSON, M.; FROSTELL, B. (2016) Environmental footprint assessment of building structures: A comparative study. *Building and Environmental*, v.104, p.162-171. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.05.012>
- SOLINTANDER, N.; KOVACS, G. (2002) Corporate Environmental Management. *Corporate Geographi and Logistics*. 22 p. Disponível em: <<http://web.abo.fi/fak/esf/fei/csm/articles-published/sol-kov-env-mgmt.pdf>>. Acesso em: 30 jul. 2017.
- VERALLIA. *Catalog*. Verallia. Disponível em: <<http://br.verallia.com/catalog/list/12/1-cervejas/all/all/all/all>>. Acesso em: 18 fev. 2017.
- WEBER, C.L.; MATTHEWS, H.S. (2008) Quantifying the global and distributional aspects of american household carbon footprint. *Ecological Economics*, v. 66, n. 2-3, p. 379-391.
- WU, X.; HU, S.; MO, S. (2013) Carbon footprint model for evaluating the global warming impact of food transport refrigeration systems. *Journal of Cleaner Production*, v. 54, p. 115-124. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.045>

