

Como os stakeholders brasileiros julgam a significância das categorias de impacto?

Como los stakeholders brasileños consideran la importancia de categorías de impacto?

How does brazilian stakeholders judge the significance of impact categories?

Guilherme Zanghelini*
Edivan Cherubini*
Henrique Souza Junior**
Sebastião Soares**

*EnCiclo Soluções Sustentáveis Ltda.

guilherme@enciclo.com.br

** CICLOG, Grupo de Pesquisa em ACV. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

Resumo

A ponderação é um tópico controverso na comunidade de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) por conta da subjetividade que acompanha todo o processo de atribuição de significância para as categorias de impacto. Por outro lado, simplifica a interpretação e comunicação de resultados, frequentemente multidimensionais e com trade-off entre indicadores. Quando baseada no painel de especialistas, a ponderação é influenciada pelo julgamento de valor de cada indivíduo, de forma que cada grupo de stakeholders pode influenciar nos resultados. Neste contexto, a utilização da Análise de Decisão Multicritério (MCDA) no campo da ACV permite estruturar problemas complexos, incluir de forma ordenada o julgamento dos multistakeholders e preencher a lacuna da ponderação para o contexto brasileiro. O objetivo deste artigo foi quantificar a significância das categorias de impacto ambiental segundo os stakeholders nacionais. A metodologia embasou-se na aplicação de dois painéis de especialistas estruturados no modelo híbrido de MCDA AHP/PROMETHEE II, com valores calculados segundo algoritmo de agregação do PROMETHEE II. O primeiro painel ponderou 8 critérios relacionados às categorias de impacto segundo especialistas da ACV. O segundo painel elicitou os pesos para 8 categorias de impacto em nível midpoint de acordo com os critérios estabelecidos no primeiro painel segundo a Academia, Governo e Indústria.

O julgamento médio dos 76 participantes atribuiu maior significância para Mudanças Climáticas (18,5%), seguido pela Depleção da Camada de Ozônio (15,5%) enquanto que outras 6 categorias completam os 100% do conjunto de pesos.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida. Categoria de Impacto. Ponderação. Análise de Decisão Multicritério. Stakeholders

Resumen

La ponderación es un tema controvertido en la comunidad de Análisis del Ciclo de Vida (ACV) por la subjetividad que acompaña todo el proceso de atribución de significancia para las categorías de impacto. Por otro lado, simplifica la interpretación y comunicación de resultados, a menudo multidimensionales y con compensación entre indicadores. Cuando se basa en el panel de expertos, la ponderación es influenciada por el juicio de valor de cada individuo, de forma que cada grupo de stakeholders puede influir en los resultados. En este contexto, la utilización del Análisis de Decisión Multicriterio (MCDA) en el campo de la ACV permite estructurar problemas complejos, incluir de forma ordenada el juicio de los multistakeholders y llenar la brecha de la ponderación para el contexto brasileño. El objetivo de este trabajo fue cuantificar la significancia de las categorías de impacto ambiental según los stakeholders nacionales. La metodología se basó en la aplicación de dos paneles de especialistas estructurados en el modelo híbrido de MCDA AHP/PROMETHEE II, con valores calculados según algoritmo de agregación del PROMETHEE II. El primer panel ponderó 8 criterios relacionados con las categorías de impacto según expertos de la ACV. De acuerdo con los criterios establecidos en el primer panel el segundo panel elicitó los pesos para 8 categorías de impacto a nivel midpoint según la Academia, Gobierno e Industria. El juicio promedio de los 76 participantes atribuyó mayor significancia para el Cambio Climático (18,5%), seguido por la Depleción de la Capa de Ozono (15,5%) mientras que otras 6 categorías completan el 100% del conjunto de pesos.

Palabras clave: Análisis del Ciclo de Vida. Categoría de Impacto. Ponderación. Análisis de Decisión Multicriterio. Stakeholders

Abstract

The weighting step is a controversial topic in the Life Cycle Assessment (LCA) community due to the subjectivity of the entire process of assigning significance to impact categories. On the other hand, it simplifies the interpretation and communication of results. The results in LCA are often multidimensional and with trade-off between indicators. When based on the panel of experts, the weighting is influenced by the judgment of each individual value, therefore each group of stakeholders can influence the results. In this

context, the use of Multicriteria Decision Analysis (MCDA) in the LCA allows to structure complex problems, to set an orderly way the judgment from multistakeholders and fill the gap of the weighting for the Brazilian context. The objective of this paper was to quantify the significance of environmental impact categories according to national stakeholders. The methodology was based on the application of two expert panels structured in the hybrid model of MCDA AHP/PROMETHEE II, with values calculated according to the aggregation algorithm of PROMETHEE II. The first panel considered 8 criteria related to impact categories according to LCA experts. Based on the criteria established in the first panel the second panel elicited the weights for 8 impact categories at the midpoint level according to Academy, Government and Industry representatives. The average judgment of the 76 participants attributed greater significance to Climate Change (18.5%), followed by Ozone Layer Depletion (15.5%) while other 6 categories complete 100% of the set of weights.

Keywords: *Life Cycle Assessment. Impact Category. Weighting. Multicriteria Decision Analysis. Stakeholders*

1. Introdução

Apesar de a ponderação ser um tema recorrentemente discutido na comunidade de ACV (Bare e Gloria, 2006; Castellani et al., 2016; Geldermann e Rentz, 2005; Kalbar et al., 2016; Pizzol et al., 2017; Soares et al., 2006), em conjunto com a agregação, ela torna a interpretação menos complexa e a comunicação mais clara. Mesmo assim, a ponderação ainda é considerada um problema em aberto por Kägi et al. (2015) com defensores e não defensores do procedimento. Aqueles que a criticam, apontam a falta de base científica (Bare e Gloria, 2006; ISO, 2006; Pizzol et al., 2017), variação de julgamento sobre significância dos impactos (Baumann e Tillman, 2004; Finnveden, 1997; Hertwich et al., 2000; Huijbregts, 1998; Schmidt e Sullivan, 2002; Udo De Haes et al., 2002) e subjetividade (Baumann e Tillman, 2004; Powell et al., 1997; Rogers e Seager, 2009). No entanto, pode-se concordar com Hertwich et al. (2000) que nenhuma etapa da ACV é realmente livre de julgamento. Por exemplo, escolhas simples feitas para delinear o escopo da ACV (e.g. definição das fronteiras do sistema) também têm um pouco de julgamento. Esta é uma das questões defendidas por aqueles que veem na ponderação

um complemento importante para a interpretação da ACV. Este lado indica facilitar a interpretação, incluindo trade-offs (Castellani et al., 2016; Goedkoop e Spriensma, 1999; Pizzol et al., 2017; Soares et al., 2006) e, portanto, melhoria da tomada de decisão (Hellweg e Millà I Canals, 2014) como principais razões para a sua aplicação. Além disso, algumas fraquezas da etapa de ponderação foram exploradas e discutidas com mais profundidade na literatura. Por exemplo, relacionado à ‘não cientificidade’, Finnveden et al. (2009) afirmam que o desenvolvimento de métodos de ponderação está sendo beneficiado por evoluções nas áreas da economia ambiental e MCDA (por exemplo, ver Soares et al., 2006). Isso significa que a base científica é direcionada para criar pesos aos resultados da ACV (como demonstrado em Zanghelini et al., 2018), apesar dos valores que eles possam exigir.

Na verdade, o simples fato de que nenhum peso é aplicado às categorias de impacto é pior do que a adição do elemento subjetivo de julgamento que é inerente quando se atribui significância aos indicadores. Vários autores argumentam que este é o caso de assumir fatores de ponderação igualitários para as categorias (Geldermann e Rentz, 2005; Kagi et al., 2016). Situação que Johnsen e Lokke (2013) indicam que transforma elementos de tomada de decisão a serem tratados de forma arbitrária. Em última análise, a ponderação igualitária não é baseada na ciência e pode ser confundida com uma ponderação neutra enquanto não é (Pizzol et al., 2017). Assim, simplesmente evitar a ponderação não é uma solução real (Geldermann e Rentz, 2005). Apesar desta discussão, tornou-se um senso comum que a ACV enfrenta uma questão importante e desafiadora em relação à comunicação de resultados. De acordo com Hellweg e Milà i Canals (2014), essa condição foi impulsionada e influenciada pela demanda de formulação de políticas com base na ACV. Outro indicio desse comportamento foi observado por Kalbar et al. (2016) sobre uma tendência de divulgação de resultados em pontuação única em avaliações comparativas. Este também é um padrão muito claro no trabalho de Pizzol et al. (2017): embora os entrevistados tenham percebido negativamente quando

solicitado a realizar uma análise sobre os procedimentos de normalização e ponderação, eles responderam positivamente por sua relevância para a tomada de decisões. Em última análise, a dificuldade de comunicação em ACV foi motivo de preocupação para Kagi et al. (2016) que afirmou que “se a ACV não é capaz de fornecer respostas e apenas confunde os tomadores de decisão, isso levará a uma diminuição do interesse por eles a longo prazo”. Portanto, a normalização e a ponderação estão se tornando uma peça integral na comunicação (Rogers e Seager, 2009) e uma parte essencial da prática da ACV (Kagi et al., 2016, Kalbar et al., 2016).

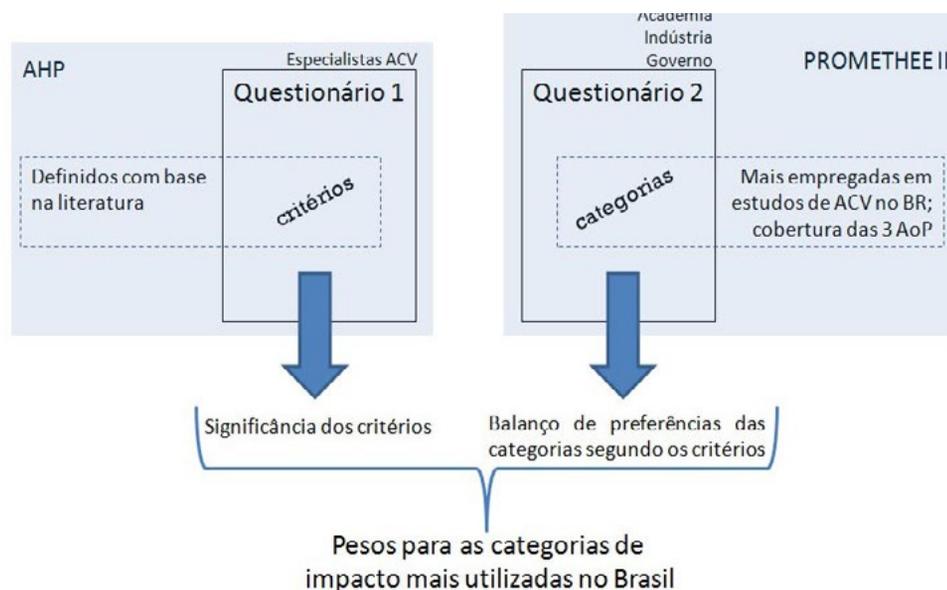
Encontrar pesos para as categorias de impacto não é simples porque o modo como julgamos a significância dos impactos varia de acordo com nossos preceitos (Huppel e Van Oers, 2011) sendo válido considerar que especialistas brasileiros podem ter um julgamento diferente daqueles de outros países. Neste sentido, há uma lacuna a ser preenchida no que diz respeito ao desenvolvimento da ponderação para a aplicação da ACV no Brasil. Desta forma o objetivo deste artigo foi elicitar a significância das categorias de impacto em nível midpoint segundo 3 grupos de stakeholders nacionais: Academia, Indústria e Governo.

2. Metodologia

A metodologia aplicada foi baseada em dois painéis estruturados em torno de uma abordagem de MCDA híbrida formada pelo Analytic Hierarchy Process (AHP) e pelo Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluation (PROMETHEE II). A lógica por trás desta definição levou em consideração diversos aspectos comparados sob a ótica dos métodos existentes de MCDA mais empregados e populares. O PROMETHEE II foi escolhido por ser considerado um método parcial/não compensatório, que permite um ranqueamento total das alternativas e mantém a simplicidade da aplicação com relação aos painelistas. Como o PROMETHEE assume que os critérios utilizados para comparar as alternativas já são ponderados, utilizou-se o AHP

para realizar esta tarefa, resultando na abordagem híbrida AHP-PROMETHEE II apresentado na Figura 1.

Figura 1. Estrutura geral do modelo híbrido para elicitar a significância das categorias de impacto segundo stakeholders brasileiros.

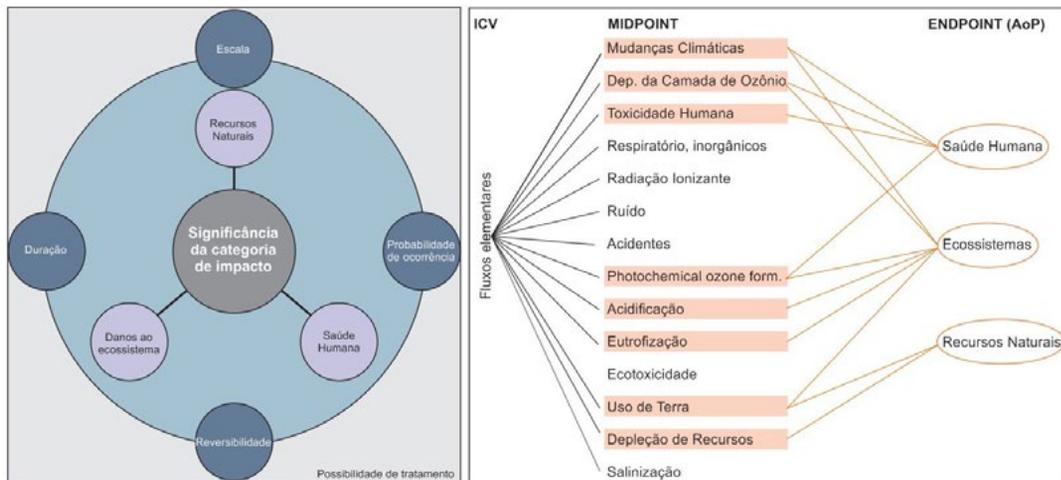


O primeiro painel foi dirigido aos especialistas em ACV da rede de pesquisadores do CICLOG para ponderar 8 critérios que influenciam no modo como julgamos a importância dos impactos ambientais (de acordo com a escala do AHP): abrangência espacial, duração, reversibilidade, probabilidade de ocorrência (critérios associados ao nível ambiental de consequências), danos à saúde humana, danos ao ecossistema, esgotamento de recursos (critérios que refletem as consequências ambientais) e possibilidade de tratamento (critério que considera a recuperação das consequências). Tais critérios foram definidos com base na comparação de elementos de julgamento de impactos ambientais de diversas fontes e buscaram ser o mais amplo possível na possibilidade de julgamento com o mínimo de sobreposição entre os mesmos.

O segundo painel foi formado por stakeholders brasileiros - representantes

da Academia, Governo e Indústria –definidos com base em Zanghelini et al. (2016), Cherubini e Ribeiro (2015), comitês científicos dos CBGCVs e BRACVs, Rede Empresarial Brasileira de ACV e rede de instituições ligadas ao CICLOG. Os participantes avaliaram as categorias de impacto ambiental mais comumente utilizadas (em publicações sobre ACV oriundas do Brasil) de acordo com uma escala específica para cada um dos critérios. A definição das categorias de impacto se baseou nos trabalhos analisados em Zanghelini et al. (2016) e representa as 8 categorias mais recorrentes nos estudos nacionais. Foram considerados: Mudanças Climáticas (AG), Eutrofização (EP), Acidificação (AP), Depleção Abiótica (DA), Depleção da Camada de Ozônio (DO), Toxicidade humana (TH), Formação de ozônio fotoquímico (SMOG) (FOF) e Uso de terra (UT). Este grupo de categorias está entre aquelas recomendadas pelo EC/JRC/IES (2010) e cobrem as 3 áreas de proteção ambiental (recomendação da ABNT ISO 14044).

Figura 2. Estrutura geral do modelo híbrido para elicitar a significância das categorias de impacto segundo stakeholders brasileiros.



A abordagem de agregação das opiniões foi baseada em um equilíbrio de preferências dos stakeholders pelo painel 2, normalizado e ponderado de acordo com a importância de cada critério elicitado pelo painel 1. Neste procedimento,

os resultados do AHP são dados pelo auto-vetor correspondente ao auto-valor mais alto com base na matriz de comparação em pares respondidas por cada painalista (SAATY, 1987). Enquanto que o PROMETHEE II (Brans et al., 1986) baseia-se numa escala de respostas para cada categoria de impacto sob determinado critério que é convertido em uma matriz triangular para cada critério onde as alternativas são confrontadas. Esta matriz representa o desvio entre as avaliações de duas categorias em um critério particular (e.g. duração) em um grau de preferência variando de 0 a 1 de acordo com uma função de preferência específica estabelecida como critério usual. Ao final calcula-se o balanço de preferências de cada participante através do índice de preferência, passando pelos fluxos de preferências e Balanço de preferência (onde o maior valor reflete a maior significância da categoria de impacto). Esta sequência de equações resulta em um ranking completo de alternativas, base para a conversão matemática das preferências para o valor positivo (respeitando a proporcionalidade do balanço de preferências) e normalização interna de alternativas onde sua soma é igual a 1.

3. Resultados e Discussões

16 especialistas de ACV responderam ao primeiro painel (64% de retorno), com índice de consistência de Saaty de 0,063, indicando como o critério mais significativo “Dano à saúde humana”, seguido de “Dano ao ecossistema”, com fatores de peso de 0,274 e 0,184, respectivamente. Conforme Figura 3, o terceiro e quarto critérios mais significativos foram Reversibilidade e Depleção de recursos, ambos com fator 0,142. Outros critérios, incluindo Escala, Duração, Probabilidade de ocorrência e Possibilidade de tratamento foram menos significativos de acordo com os participantes (apresentados no gráfico da Figura 3). Esse padrão indica que os participantes atribuíram mais peso aos critérios associados às consequências ambientais, do que critérios relacionados ao nível de consequências ambientais, ou mesmo a possibilidade de tratamento, padrão alinhado com Soares et al. (2006). De acordo com os

autores, as consequências ambientais foram mais fáceis de avaliar pelos especialistas, enquanto que o nível de avaliação das consequências requer mais conhecimento sobre as categorias de impacto.

Figura 3. Peso dos critérios para o julgamento das categorias de impacto ambiental.



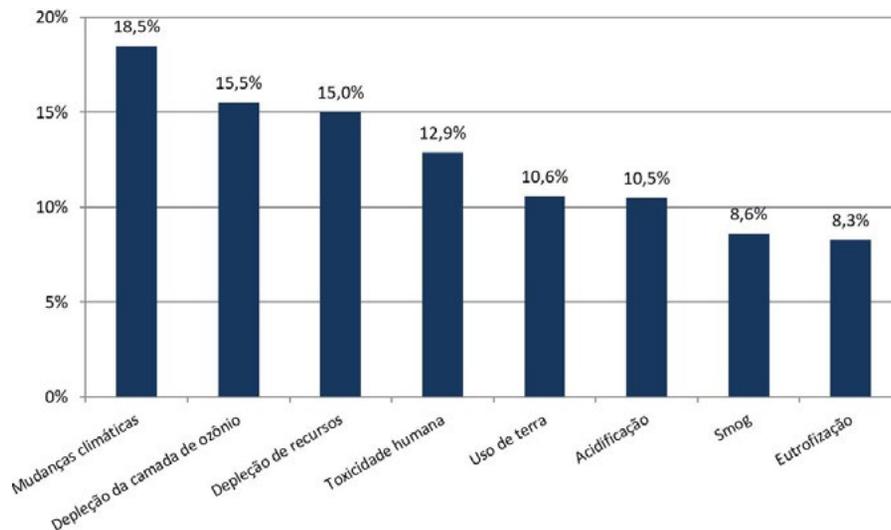
Com relação às categorias de impacto, 76 stakeholders participaram do painel (taxa de retorno de 40%), na constituição por grupos: (i) Academia: USP, UFSC, UNICAMP, UTFPR, UFRJ, UnB, UFRGS, UNIFEI, UNESP, UFSCar, UDESC, UFMS, UGHENT, UESB, UFMG, UEM, UFF, IFSC e IFSul. (ii) Governo: MMA, CETESB, IBICT, INMETRO, CETEA/ITAL, CTBE/CNPEM, EMBRAPA, EPAGRI, MPSC, FATMA, FLORAM e CASAN. (iii) Indústria: representantes dos setores alimentício, agropecuário, petroquímico, plásticos e resinas, cosméticos, mineração, aço, fundição, eletrodomésticos, eletroeletrônicos, compressores de ar, têxtil, logística, embalagem e rótulos, aviação; Confederação Nacional das Indústrias; Organização independente do programa de rotulagem ambiental, e consultorias em ACV que estão em contato próximo à indústria.

Este conjunto de stakeholders atribuiu à AG a maior significância (0,185). Este valor ocorre devido à sua Escala e Duração onde quase 100%

dos participantes consideram como um efeito global e uma longa duração, Probabilidade de ocorrência (88% atribuíram alta possibilidade que os gases do efeito estufa emitidos gerem AG) e danos ao ecossistema (88% julgam como tendo alta possibilidade de que AG cause danos ao ecossistema). No outro extremo da balança, encontra-se a categoria EP, com menor significância (0,083) dentre todas as categorias de impacto incluídas no modelo de MCDA. Em relação a esta categoria, apesar da alta probabilidade de ocorrência de acordo com os participantes (63% das respostas), a maioria dos panelistas considera a eutrofização como um impacto reversível, de efeito local, com alta possibilidade de tratamento, e de média/baixa duração. Cerca de 40% dos stakeholders entende que EP reflete em um baixo potencial de danos para a saúde ou recursos humanos. O dano ao ecossistema é um caso à parte no julgamento dos painelistas para EP, devido ao potencial de impacto sobre a vida aquática (o que aumentou a significância da EP). O ranking total das categorias é: AG (0,185), DO (0,155), DA (0,150), TH (0,129), UT (0,106), AP (0,105), FOF (0,086) e EP (0,083) e estão apresentados no ranking da Figura 4.

Figura 4. Pesos para as categorias de impacto em nível midpoint para o Brasil.

Uma análise comparativa sobre os outros conjuntos de pesos existentes



na literatura indica que todos os conjuntos têm uma ordem de grandeza similar, onde Mudanças Climáticas se apresenta como a categoria de impacto mais importante. Especificamente, este estudo apresenta uma semelhança notável com Soares et al. (2006), Bengtsson et al. (2010) e também o SAB de Lippiat (2007). Por outro lado, Huppés et al. (2007) e o BEES Lippiat (2007) apresentam valores diferentes, mas proporcionais, e Hermann et al. (2007) divergem mais em comparação com a ponderação global. Esta condição é exatamente semelhante à relatada por Huppés et al. (2007) ao comparar diferentes propostas. De acordo com esses autores, as prioridades resultantes do conjunto de ponderação se desviam fortemente com as de outros métodos de ponderação existentes, que também se desviam substancialmente entre si.

4. Conclusões

Em relação aos participantes, mesmo que o grupo quantitativo seja relativamente restritivo dos stakeholders (qualitativamente, este painel abrangeu instituições/grupos de várias naturezas (o que se configura em resultados sob diferentes perspectivas). Assim, este conjunto de pesos para as categorias de impacto pode ser considerado como realidade brasileira. A comparação deste conjunto de pesos com outras experiências (e.g., BEES e NOGEPa), indica que a ponderação brasileira é semelhante em termos de magnitude e classificação das categorias de impacto, o que traz robustez para o resultado. Por outro lado, a diferença para conjunto de pesos existentes demonstra a importância da variação de julgamento ou métodos nos resultados, o que reforça a necessidade da elaboração de ponderações específicas para cada condição, como no caso, para o Brasil.

O uso de abordagens de MCDA para auxiliar os tomadores de decisão na tarefa de atribuir significância a diferentes categorias de impacto foi considerado fácil de implementar em relação à complexidade e carga de informações e

permitiu considerar o julgamento de valor de diversos tomadores de decisão.

Em última análise, o conjunto de pesos apresentados neste artigo é representativo e deve ser utilizado para estudos no Brasil, sobretudo no âmbito da Avaliação do Ciclo de Vida em complemento à resultados caracterizados, de forma a expandir as possibilidades de interpretação para a comunidade brasileira de ACV, mesmo que as normas não recomendam a etapa de ponderação na ACV.

Referências

BARE, Jane C. and GLORIA, Thomas P., 2006. Critical analysis of the mathematical relationships and comprehensiveness of life cycle impact assessment approaches. *Environmental Science & Technology*, December 2006, vol. 40, no. 4, pp. 1104-1113. Available from: <<https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es051639b>>.

BAUMANN, Henrikke and TILLMAN, Anne-Marie, 2004. *The hitch hiker's guide to LCA: an orientation in life cycle assessment methodology and application*. Lund: Studentlitteratur, 2004.

BENGTSSON, Jonas, HOWARD, Nigel and KNEPPERS, Ben, 2010. *Weighting environmental impacts in Australia*. Engadine, NSW : Building Products Innovation Council (BPIC), 2010.

BRANS, J. P., VINCKE P. H. and MARESCHAL, B., 1986. How to select and how to rank projects: the PROMETHEE method. *European Journal of Operational Research*, February 1986, vol. 24, no. 2, pp. 228-238.

CASTELLANI, Valentina, BENINI, Lorenzo, SALA, Serenella and PANT, Rana, 2016. A distance-to-target weighting method for Europe 2020. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, March 2016, vol. 21, no. 8, pp. 1159-1169. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1007/s11367-016-1079-8>>.

CHERUBINI, Edivan and RIBEIRO, Paulo. Trigo, 2015. *Diálogos setoriais Brasil e União Europeia: desafios e soluções para o fortalecimento da ACV no Brasil*. Brasília: Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), 2015.

FINNVEDEN, Göran, 1997. Valuation methods within LCA: where are the values?. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, September

1997, vol. 2, pp. 163–169. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1007/BF02978812>>.

FINNVEDEN, Göran, 1999. A critical review of operational valuation/weighting methods for life cycle assessment. *AFR-Report*, June 1999, issue 253. Available from: <<https://naturvardsverket.se/Documents/publikationer/afr-r-253-se.pdf>>.

GELDERMANN, Jutta and RENTZ, Otto, 2005. Multi-criteria analysis for technique assessment: case study from industrial coating. *Journal of Industrial Ecology*, July 2005, vol. 9, issue 3, pp. 127-142. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1162/1088198054821591>>.

GOEDKOOP, Mark and SPRIENSMA, Renilde, 1999. *The eco-indicator 99: a damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*. Ministry VROM Report, 1999.

HELLWEG, Stefanie and MILÀ I CANALS, Llorenç, 2014. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, June 2014, vol. 344, issue 6188, pp. 1109-1113. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1126/science.1248361>>.

HERMANN, B, KROEZE, C. and JAWJIT, W., 2007. Assessing environmental performance by combining life cycle assessment, multi-criteria analysis and environmental performance indicators. *Journal of Cleaner Production*, December 2007, vol. 15, no. 18, pp. 1787-1796. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.04.004>>.

HUIJBREGTS, Mark A. J., 1998. Application of uncertainty and variability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, September 1998, vol. 3, no. 5, pp. 273-280. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1007/BF02979835>>.

HUPPES, G., et al., 2007. Eco-efficient environmental policy in oil and gas production in the Netherlands. *Ecological Economics*, February 2007, vol. 61, issue 1, pp. 43-51. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.06.011>>.

HUPPES, Gjalt and VAN OERS, Laurant, 2011. *Background review of existing weighting approaches in life cycle impact assessment (LCIA)*. Luxembourg: JCR European Commission, 2011. Available from: <http://www.avnir.org/documentation/e_book/BackgroundReviewExistingWeightingApprochesInLCIA.pdf>.

ISO (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION), 2006.

14044: environmental management: life cycle assessment: requirements and guidelines. Genebra: ISO, 2006.

JOHNSEN, Fredrik Moltu and LØKKE, Søren, 2013. Review of criteria for evaluating lca weighting methods. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, May 2013, vol. 18, issue. 4, pp. 840-849. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1007/s11367-012-0491-y>>.

KALBAR, Pradip. P., BIRKVED, Morten, NYGAARD, Simon E. and HAUSCHILD, Michael, 2017. Weighting and aggregation in life cycle assessment do present aggregated single scores provide correct decision support? *Journal of Industrial Ecology*, December 2017, vol. 21, issue 6, pp. 1591-1600. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1111/jiec.12520>>.

KÄGI, Thomas, et al., 2016. Session “Midpoint, endpoint or single score for decision-making?”: SETAC Europe 25th annual meeting, May 5th, 2015. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, January 2016, vol. 21, issue 1, pp. 129-132. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1007/s11367-015-0998-0>>. LIPPIATT, Barbara. C., 2007. BEES 4.0: building for environmental and economic sustainability technical manual and user guide. USA: NIST, 2007. Available from: <https://ws680.nist.gov/publication/get_pdf.cfm?pub_id=860108>.

PIZZOL, Massimo, et al., 2017. Normalisation and weighting in life cycle assessment: quo vadis? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, June 2017, vol. 22, issue 6, pp. 853-866. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1007/s11367-016-1199-1>>.

POWELL, Jane. C, PEARCE, David W. and CRAIGHILL, Amelia L., 1997. Approaches to valuation in LCA impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, March 1997, vol. 2, issue 1, pp. 11-15. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1007/BF02978709>>.

ROGERS, Kristen and SEAGER, Thomas P., 2009. Environmental decision-making using life cycle impact assessment and stochastic multiattribute decision analysis: a case study on alternative transportation fuels. *Environmental Science & Technology*, 2009, vol. 43, no. 6, pp. 1718-1723. Available from: <<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es801123h>>.

SAATY, R. W., 1987. The analytic hierarchy process: what it is and how it is used. *Mathematical Modelling*, 1987, vol. 9, issues 3-5, pp. 161-176. Available from: doi: <[https://doi.org/10.1016/0270-0255\(87\)90473-8](https://doi.org/10.1016/0270-0255(87)90473-8)>.

SCHMIDT, Wulf-Peter and SULLIVAN, John, 2002. Weighting in life cycle assessments in a global context. *The International Journal of Life Cycle*

Assessment, January 2002, vol. 7, issue 1, pp. 5-10. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1007/BF02978904>>.

SOARES, Sebastião Roberto, TOFFOLETTO, Laurence and DESCHÊNES, Louise, 2006. Development of weighting factors in the context of lcia. *Journal of Cleaner Production*, 2006, vol. 14, issues 6-7, pp. 649-660. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.07.018>>.

UDO DE HAES, H. A., et al., 2002. Life cycle impact assessment: Striving towards best practice. Pensacola, Florida: SETAC Press, 2002.

ZANGHELINI, Guilherme Marcelo, et al., 2016. A bibliometric overview of brazilian lca research. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, December 2016, vol. 21, issue 12, pp. 1759-1775. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1007/s11367-016-1132-7>>.

ZANGHELINI, Guilherme Marcelo, CHERUBINI, Edivan and SOARES, Sebastião Roberto, 2018. How multi-criteria decision analysis (mcda) is aiding life cycle assessment (lca) in results interpretation. *Journal of Cleaner Production*, January 2018, vol.172, pp. 609-622. Available from: doi: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.230>>.