

Avaliação do ciclo de vida do Sistema Municipal de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil da Região Metropolitana de Campinas

Life cycle assessment of Municipal Construction and Demolition Waste Management System of Campinas Metropolitan Region

Lais Peixoto Rosado^{1*} , Carmenlucia Santos Giordano Penteado¹ 

RESUMO

A ausência ou ineficiência de Sistemas Municipais de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil (SMGRCCs) pode ocasionar impactos ambientais, os quais precisam ser avaliados sistematicamente, levando em consideração a realidade local. Existem poucos estudos sobre a quantificação dos impactos ambientais relacionados ao gerenciamento de resíduos da construção civil (RCCs) e, portanto, neste trabalho foi avaliado o desempenho ambiental dos SMGRCCs dos municípios da Região Metropolitana de Campinas (RMC), a partir da metodologia de avaliação do ciclo de vida (ACV). O estudo de ACV foi modelado no *software* SimaPro 8.2.0; para a avaliação dos impactos ambientais, foi utilizado o método CML *baseline* 2000, considerando as categorias aquecimento global, toxicidade humana, oxidação fotoquímica, acidificação e eutrofização. Ao comparar o desempenho ambiental atual com o cenário que inclui 70% de reciclagem dos RCCs classe A (meta prevista no Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo), verificou-se redução de 22% dos impactos ambientais. Entretanto, ao analisar os cenários individualmente, por causa das distâncias de transporte, alguns municípios não apresentaram benefícios ambientais resultantes da reciclagem. Esses resultados evidenciam que a reciclagem não deve ser vista como a primeira opção nos SMGRCCs, e que é premente a necessidade de adoção de práticas de redução na fonte e reutilização de resíduos no gerenciamento de RCCs. Esses resultados podem dar suporte ao processo de tomada de decisão, visto que muitos municípios brasileiros estão planejando a implantação de usinas de reciclagem de RCCs.

Palavras-chave: gerenciamento de resíduos; resíduos da construção civil; avaliação do ciclo de vida; Região Metropolitana de Campinas.

ABSTRACT

The absence or inefficiency of Municipal Construction and Demolition Waste Management Systems (MCDWMS) may cause environmental impacts, which need a systematic evaluation, considering the local reality. There are few studies on the environmental impacts' quantification of construction and demolition waste (CDW) management. Thus, in this work, MCDWMS' environmental performance of the municipalities in the metropolitan region of Campinas was evaluated based on the life cycle assessment (LCA) methodology. The LCA study was modeled using the SimaPro 8.2.0, and the environmental impacts were evaluated by the CML *baseline* 2000 method, considering the categories of global warming, human toxicity, photochemical oxidation, acidification and eutrophication. When comparing the current environmental performance with the scenario that includes a recycling rate of 70% of CDW Class A (goal established in the Solid Waste Plan of São Paulo State), the environmental impacts were reduced in 22%. However, when analyzing the scenarios individually for each municipality, it was verified that due to the transport distances, some municipalities did not present environmental benefits resulting from recycling. These results demonstrate that recycling should not be the first option in the MCDWMS, and that the adoption of source reduction and reuse of waste within the scope of CDW management is urgent. These results may support the decision-making process in CDW management systems, as currently many Brazilian municipalities are planning the implementation of recycling facilities.

Keywords: waste management; construction and demolition wastes; life cycle assessment; Campinas Metropolitan Region.

¹Universidade Estadual de Campinas - Campinas (SP), Brasil.

*Autor correspondente: laispr@gmail.com

Recebido: 05/06/2017 - Aceito: 26/09/2017 - Reg. ABES: 179604

INTRODUÇÃO

Os resíduos da construção civil (RCCs) resultam de construções, reformas, reparos, demolições e da preparação e escavação de terrenos (BRASIL, 2010), e têm como principais características a composição heterogênea e a elevada geração. Estima-se que, em 2015, foram geradas no Brasil mais de 45 milhões de t (ABRELPE, 2016). A Resolução nº 307, de 2002, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e suas atualizações (BRASIL, 2002; 2004; 2011; 2012; 2015) classificam os RCCs em quatro classes para fins de gerenciamento e incentivo à reutilização e à reciclagem:

- A: reutilizáveis ou recicláveis como agregados;
- B: recicláveis para outras destinações;
- C: resíduos para os quais não foram desenvolvidas tecnologias ou aplicações economicamente viáveis para reciclagem ou recuperação;
- D: resíduos perigosos.

No Brasil, desde 2002 o gerador é o responsável pelo gerenciamento dos RCCs, porém os municípios devem possuir áreas cadastradas e licenciadas para o recebimento, triagem e armazenamento temporário de pequenos volumes (BRASIL, 2002). Na maioria dos casos, isso é feito por meio da implantação de Ecopontos, os quais recebem gratuitamente de 1 a 2 m³ de RCC.hab⁻¹.dia⁻¹, entretanto cabe ao poder público incentivar a operação de outras opções de gerenciamento, como áreas de transbordo e triagem (ATTs), usinas de reciclagem de RCCs e aterros de RCCs classe A e de inertes.

Apesar de existirem diretrizes sobre o correto gerenciamento dos RCCs, a triagem é frequentemente negligenciada, inviabilizando a reutilização e a reciclagem, e fazendo com que os resíduos contendo frações minerais e não inertes misturadas sejam destinados a aterros de RCCs classe A e de inertes. Esses aterros não contam com sistemas de impermeabilização, coleta e tratamento dos lixiviados, o que potencializa o risco de contaminação ambiental (CÓRDOBA & SCHALCH, 2015). Além disso, a disposição irregular é uma prática relatada pelas administrações públicas, onerando os sistemas de limpeza. Nesse sentido, a inexistência de um Sistema Municipal de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil (SMGRCC) pode ocasionar impactos ambientais, econômicos, bem como os relacionados à saúde e ao bem-estar social (MARZOUK & AZAB, 2014).

As principais causas da ineficiência dos SMGRCCs são a escassez de recursos (técnicos e financeiros) e a falta de fiscalização por parte dos órgãos responsáveis (SCREMIN; CASTILHOS JUNIOR; ROCHA, 2014). Nesse sentido, os consórcios intermunicipais representam uma alternativa para a redução de custos e a otimização de recursos relacionados ao transporte dos resíduos e à produção de agregados reciclados (SÃO PAULO, 2014).

Nesse contexto, este trabalho avaliou o SMGRCC da Região Metropolitana de Campinas (RMC), formada por 20 municípios em

uma área de 3.630 km² e população de aproximadamente 3,1 milhões de habitantes (FUNDAÇÃO SEADE, 2017). A Tabela 1 mostra os dados gerais dos municípios, obtidos junto aos Planos Municipais de Gerenciamento de Resíduos Sólidos e de Resíduos da Construção Civil e às bases de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) — 2013, 2014 e 2015 (SNIS, 2015; 2016a; 2016b) — e da Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (SEADE) — 2017. Em 2009, foi publicado o Plano Diretor de Gestão dos Resíduos Sólidos da Região Metropolitana de Campinas, com metas para a redução da geração de resíduos e reciclagem, integração das alternativas para tratamento e destinação final dos resíduos sólidos e apoio à formação de consórcios intermunicipais (AGEMCAMP, 2009). No entanto, tais diretrizes e metas não estão sendo cumpridas (SÃO PAULO, 2014).

Tabela 1 – Dados sobre os municípios integrantes da Região Metropolitana de Campinas.

Município	Área (km ²)	Habitantes	Geração de RCC (t.dia ⁻¹) ²	Geração per capita (kg/hab./ano) ²	Consórcio
Americana	134	225.183	700	1119	-
Artur Nogueira	17	49.620	50	362	CONSAB
Campinas	795	1.142.620	2.027	638	-
Cosmópolis	155	66.478	73	396	CONSAB
Engenheiro Coelho	110	18.761	5	102	CONSAB
Holambra	66	13.335	54	1457	CONSAB
Hortolândia	62	215.281	166	277	CONSIMARES
Indaiatuba	312	229.256	252	396	-
Itatiba	322	111.835	276	772	-
Jaguariúna	141	51.248	37	257	CONSAB
Monte Mor	241	55.313	145	9	CONSIMARES
Morungaba	147	12.674	17	481	CISBRA
Nova Odessa	74	55.523	67	434	CONSIMARES
Paulínia	139	96.955	185	688	-
Pedreira	109	44.707	10	84	-
Sta. Bárbara D'Oeste	271	185.487	355	690	CONSIMARES
Sto. Antônio de Posse	154	22.006	17	278	CISBRA
Sumaré	154	267.313	245	330	CONSIMARES
Valinhos	145	118.947	65	196	-
Vinhedo	82	72.287	59	292	-
Total	3.630	3.054.829	4.661	-	-

RCC: resíduo da construção civil; hab.: habitantes; CONSAB: Consórcio Intermunicipal de Saneamento Ambiental; CONSIMARES: Consórcio Intermunicipal de Manejo de Resíduos Sólidos da Região Metropolitana de Campinas; CISBRA: Consórcio Intermunicipal de Saneamento Básico da Região do Circuito das Águas.

Por isso, é importante um estudo sistemático sobre os impactos ambientais destes SMGRCCs, visando propor melhorias considerando as tecnologias disponíveis.

O estudo sobre os impactos ambientais decorrentes de práticas de gerenciamento de resíduos sólidos requer sistematização de dados e métodos de levantamento e comparação das informações, para que os resultados possam ser interpretados de forma adequada e possam, assim, servir como ferramenta para a tomada de decisão. Para isso, a metodologia de avaliação do ciclo de vida (ACV) é indicada para prever os impactos ambientais de um produto e/ou serviço, como os sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos (CLIFT; DOIG; FINNVEDEN, 2000; MCDOUGALL *et al.*, 2001; LAURENT *et al.*, 2014). A partir da quantidade de resíduos coletada e sua composição média estimada, é possível conhecer o perfil ambiental do sistema de gestão em prática, simular situações de divisão dos fluxos para os diversos tratamentos, justificar investimentos, selecionar os materiais que devem ser separados e destinados à reutilização ou à reciclagem, além de contabilizar os ganhos dessas práticas (COLTRO, 2007).

Ao analisar os principais estudos sobre ACV aplicados ao gerenciamento dos RCCs (ORTIZ; PASQUALINO; CASTELLS, 2010; MERCANTE *et al.*, 2012; VOSSBERG; MASON-JONES; COHEN, 2014; BUTERA; CHRISTENSEN; ASTRUP, 2015; WU *et al.*, 2015; PENTEADO & ROSADO, 2016), verificou-se que, apesar de não existir uma uniformidade sobre os aspectos metodológicos, a maioria dos estudos considera como unidade funcional o gerenciamento de 1 t de RCCs, e como alternativas de gerenciamento a disposição em aterro e a reciclagem. A base de dados mais empregada é a Ecoinvent e o *software* SimaPro é utilizado pela maioria dos estudos. Os métodos de avaliação de impacto e as categorias de impacto variam entre os estudos de caso.

No cenário nacional, de acordo com uma revisão de 222 artigos publicados sobre o uso da ACV no estudo de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos (LAURENT *et al.*, 2014), dois artigos representam o Brasil (MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2003; 2004) e três eram direcionados aos RCCs. Em uma revisão sobre o uso da ACV na avaliação de impactos dos RCCs, a qual analisou 80 artigos publicados até 2014 (BOVEA & POWELL, 2016), apenas um trabalho representava o Brasil (Condeixa; Haddad; Boer, 2014). Diante da ausência de estudos nacionais sobre o tema em questão, este trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho ambiental do atual SMGRCC dos municípios integrantes da RMC, a partir da metodologia de ACV.

METODOLOGIA

Este estudo de ACV seguiu as orientações e os requisitos das normas ISO 14040 e 14044 (ABNT, 2009a; 2009b); de acordo com as quatro etapas: definição do objetivo e escopo, análise de inventário do ciclo de vida (ICV), avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) e interpretação.

Definição do objetivo e escopo

O objetivo geral deste estudo de ACV atribucional foi avaliar o perfil ambiental do atual SMGRCC da RMC e avaliar o cenário futuro baseado na meta de 70% de reutilização e reciclagem para 2019, do Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo. O público-alvo são os órgãos públicos responsáveis pelos SMGRCCs. Se forem feitas adaptações referentes à cobertura geográfica, temporal e tecnológica, este estudo poderá ser utilizado por outras administrações públicas e profissionais envolvidas no gerenciamento de RCC em municípios brasileiros.

O sistema de produto compreende as operações envolvidas no gerenciamento dos RCCs sob responsabilidade do poder público municipal. A unidade funcional considera o gerenciamento de 1 t de RCC, cuja composição provém da média entre as caracterizações realizadas pelos municípios de Itatiba, Nova Odessa e Santa Bárbara D'Oeste (89,9% classe A; 7,4% classe B; 1,4% classe C; e 1,4% classe D). Os RCCs classes C e D dificilmente são segregados e tratados. Na prática, são destinados para o aterro sanitário ou de inertes e considerados como rejeitos; portanto, a caracterização foi adaptada para 90% classe A; 7% classe B; e 3% rejeitos. A ACV permite a exclusão dos estágios antes de o produto tornar-se resíduo (FINNVEDEN, 1999). Desse modo, os encargos ambientais relacionados no ICV referem-se aos processos ocorridos após a geração do RCC. O SMGRCC inicia-se após o recebimento do RCC proveniente dos pequenos geradores, nas infraestruturas públicas ou privadas dos municípios (Figura 1). Todas as etapas de transporte foram incluídas, uma vez que a logística pode representar parte significativa dos impactos ambientais globais.

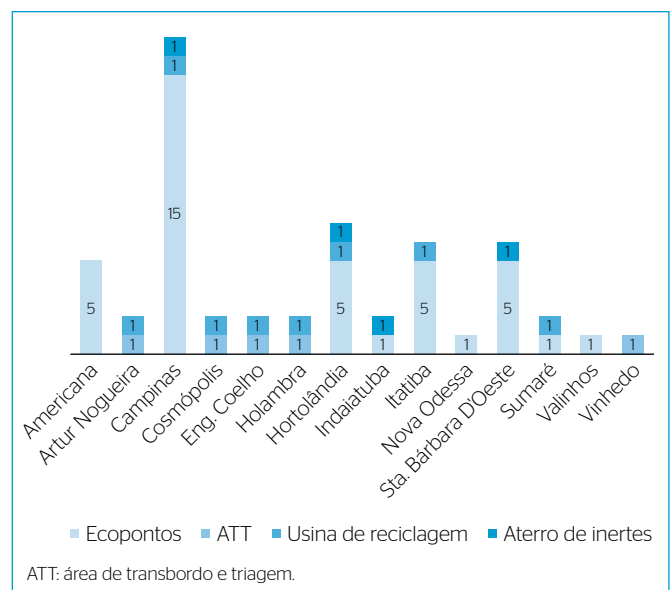


Figura 1 - Número e tipo de infraestruturas públicas e privadas utilizadas no gerenciamento municipal dos resíduos da construção civil existentes na Região Metropolitana de Campinas.

A elaboração do ICV foi baseada nos encargos ambientais relacionados ao consumo de eletricidade, combustível e outros materiais em cada etapa dos SMGRCCs. Dados locais obtidos a partir de consultas em documentos oficiais foram utilizados sempre que possível, para garantir a representatividade do ICV. O estudo sobre ACV foi modelado com o auxílio do *software* SimaPro 8.2.0, e dados complementares foram obtidos nas bases de dados Ecoinvent v.3.01 (2014), EU & DK Input Output (2010) e US LCI (2003). A Figura 2 apresenta a fronteira do sistema, com a indicação dos principais encargos ambientais envolvidos. Bens de capital, como infraestruturas das instalações utilizadas no SMGRCC, construções, equipamentos, veículos e suas manutenções foram excluídos, devido à inexistência de dados confiáveis.

Para a avaliação dos impactos ambientais foi utilizado o método CML *baseline* 2000 de acordo com os elementos mandatórios (seleção das categorias, classificação e caracterização) e normalização. As categorias de impacto foram selecionadas de acordo com a representatividade para o estudo; para tanto, foi realizada a avaliação dos impactos do ciclo de vida considerando todas as categorias de impacto do método CML *baseline* 2000 (depleção abiótica, depleção abiótica-combustíveis fósseis, aquecimento global, depleção da camada de ozônio, toxicidade humana, ecotoxicidade terrestre, oxidação fotoquímica, acidificação e eutrofização), exceto as categorias ecotoxicidade aquática para água doce e para água marinha, visto que não possuem relação com o estudo em questão. A Tabela 2 apresenta as categorias de impacto selecionadas, as quais representam 85% dos impactos totais, e os respectivos fatores de normalização.

Análise de inventário do ciclo de vida

A compilação e a quantificação das entradas e saídas de cada processo incluído na fronteira do sistema foram realizadas mediante a

proporcionalidade de geração de RCC de cada município em relação à unidade funcional. Foram elaborados dois ICVs, um considerando os dados dos atuais SMGRCCs e outro considerando a meta de reutilização e reciclagem proposta pelo Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo. A Tabela 3 apresenta as quantidades de RCC geradas de acordo com a unidade funcional, as distâncias de transporte e as infraestruturas utilizadas na área de estudo.

Os encargos relacionados à operação dos Ecopontos e das ATTs referem-se principalmente ao consumo de combustível pelos caminhões utilizados no transporte das caçambas e a outros dispositivos de armazenamento de resíduos para outras infraestruturas, como aterros e usinas de reciclagem. Em relação aos RCCs classe B, foi considerado apenas o transporte dessa fração para as cooperativas de reciclagem, desse modo, os encargos ambientais do processo de triagem realizado nas cooperativas e o envio para recicladoras não foram incluídos, devido à ausência de dados dessas etapas.

O inventário das usinas fixas de reciclagem de RCC foi baseado no estudo de Rosado *et al.* (2017), o qual foi elaborado a partir de dados

Tabela 2 - Categorias de impacto selecionadas e fatores de normalização utilizados.

Categoria de impacto	Unidade	Fator de normalização ¹
Aquecimento global	kg CO ₂ eq	2,39E-14
Toxicidade humana	kg 1,4-diclorobenzeno eq	3,88E-13
Oxidação fotoquímica	kg C ₂ H ₄ eq	2,72E-11
Acidificação	kg SO ₂ eq	4,19E-12
Eutrofização	kg PO ₄ ²⁻ eq	6,32E-12

CO₂: dióxido de carbono; C₂H₄: etileno; SO₂: dióxido de enxofre; PO₄²⁻: sulfato; ¹situação de referência: mundo em 2000.

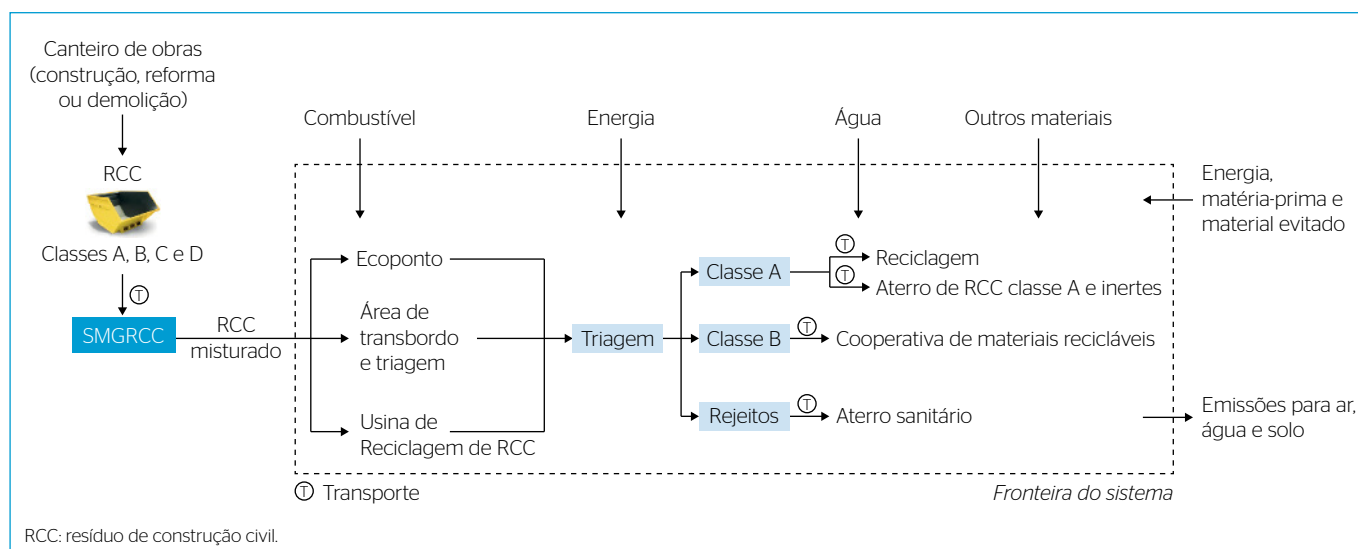


Figura 2 - Fronteira do sistema.

Tabela 3 - Fluxos de entrada, distâncias de transporte e locais de destinação dos resíduos da construção civil de acordo com o atual Sistema Municipal de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil da Região Metropolitana de Campinas.

Município	RCC	Quantidade (t)	Destino 1	Transporte (km)	Destino 2
Americana	Classe A	1,35E-01	Ecoponto	22	Aterro de inertes
	Classe B	1,05E-02	Ecoponto	3,5	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	3,45E-02	Ecoponto	22	Aterro sanitário
Artur Nogueira	Classe A	9,70E-03	ATT	-	35% usina móvel de reciclagem
				-	65% armazenamento temporário
	Classe B	8,00E-04	ATT	-	Não informado
	Rejeitos	3,00E-04	ATT	35,4	Aterro sanitário
Campinas	Classe A	3,91E-01	Ecoponto	13,6	9% usina de reciclagem
				13,6	91% aterro de inertes
	Classe B	3,04E-02	Ecoponto	13,6	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	1,31E-02	Ecoponto	14,6	Aterro sanitário
Cosmópolis	Classe A	1,41E-02	ATT	-	33% usina móvel de reciclagem
				-	67% armazenamento temporário
	Classe B	1,10E-03	ATT	-	Não informado
	Rejeitos	5,00E-04	ATT	30,7	Aterro sanitário
Engenheiro Coelho	Classe A	1,00E-03	ATT	-	72% usina móvel de reciclagem
				-	28% armazenamento temporário
	Classe B	8,00E-05	ATT	-	Não informado
	Rejeitos	3,00E-05	ATT	50,8	Aterro sanitário
Holambra	Classe A	1,04E-02	ATT	-	39% usina móvel de reciclagem
				-	61% armazenamento temporário
	Classe B	8,00E-04	ATT	-	Não informado.
	Rejeitos	3,00E-04	ATT	52,2	Aterro sanitário
Hortolândia	Classe A	3,21E-02	Ecoponto	7	21% usina de reciclagem*
				4,2	79% aterro de inertes
	Classe B	2,50E-03	Ecoponto	7	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	1,10E-03	Ecoponto	27,4	Aterro sanitário
Indaiatuba	Classe A	4,87E-02	Ecoponto	6,4	Aterro de inertes
	Classe B	3,80E-03	Ecoponto	11,7	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	1,60E-03	Ecoponto	11,7	Aterro sanitário
Itatiba	Classe A	5,33E-02	Ecoponto	11,3	21% usina de reciclagem*
				11,3	79% aterro de inertes
	Classe B	4,10E-03	Ecoponto	7,2	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	1,80E-03	Ecoponto	73,3	Aterro sanitário
Jaguariúna	Classe A	7,10E-03	ATT	-	26% Usina móvel de reciclagem
				-	74% Armazenamento temporário
	Classe B	6,00E-04	ATT	-	Não informado.
	Rejeitos	2,00E-04	ATT	45,5	Aterro sanitário

Continua..

Tabela 3 - Continuação.

Município	RCC	Quantidade (t)	Destino 1	Transporte (km)	Destino 2
Monte Mor	Classe A	3,00E-04	-	20,4	21% Usina de reciclagem*
				19,3	79% Aterro de inertes
	Classe B	2,00E-05	-	20,4	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	1,00E-06	-	296	Aterro sanitário
Morungaba	Classe A	3,30E-03	-	72	Aterro de inertes
	Classe B	2,60E-04	-	6,2	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	1,10E-04	-	72	Aterro sanitário
Nova Odessa	Classe A	1,29E-02	Ecoponto	14,4	21% usina de reciclagem*
				14,3	79% aterro de inertes
	Classe B	1,00E-03	Ecoponto	5,7	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	4,00E-04	Ecoponto	18,5	Aterro sanitário
Paulínia	Classe A	3,57E-02	-	9,1	21% usina de reciclagem*
				9,1	79% aterro de inertes
	Classe B	2,30E-03	-	9,3	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	1,20E-03	-	9,1	Aterro sanitário
Pedreira	Classe A	1,90E-03	-	2,9	21% usina de reciclagem*
				7,3	79% aterro de inertes
	Classe B	1,50E-04	-	4,8	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	6,00E-05	-	7,3	Aterro sanitário
Santa Bárbara D'Oeste	Classe A	6,85E-02	Ecoponto	7	Aterro de inertes
	Classe B	5,30E-03	Ecoponto	3,2	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	2,30E-03	Ecoponto	7,1	Aterro sanitário
Sto. Antônio de Posse	Classe A	3,30E-03	-	20,9	Aterro de inertes
	Classe B	3,00E-04	-	3,4	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	1,00E-04	-	60,7	Aterro sanitário
Sumaré	Classe A	4,73E-02	-	34,9	21% usina de reciclagem*
				15,1	79% aterro de inertes
	Classe B	3,70E-03	-	18,6	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	1,60E-03	-	15,1	Aterro sanitário
Valinhos	Classe A	1,25E-02	-	31,5	21% usina de reciclagem*
				31,5	79% aterro de inertes
	Classe B	1,00E-03	-	6,1	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	4,00E-04	-	38	Aterro sanitário
Vinhedo	Classe A	1,14E-02	ATT	60	21% usina de reciclagem*
				60	79% aterro de inertes
	Classe B	9,00E-04	ATT	10	Cooperativa de reciclagem
	Rejeitos	4,00E-04	ATT	30	Aterro sanitário

*Taxa de reciclagem baseada na pesquisa setorial divulgada pela ABRECON (2015); ATT: área de transbordo e triagem.

obtidos em uma usina de reciclagem de RCC localizada no Estado de São Paulo, o que garante a representatividade quanto à cobertura geográfica, temporal e tecnológica; os dados secundários foram obtidos das bases Ecoinvent v. 3.01, EU & DK Input Output e US LCI. O inventário da usina móvel foi elaborado com base nos dados de consumo de diesel, óleos lubrificantes e água no processo de britagem do equipamento móvel do Consórcio Intermunicipal de Saneamento Ambiental (CONSAB). Para os municípios que não possuem taxas de reciclagem divulgadas nos materiais consultados, foi adotada a taxa de 21% estabelecida pela Associação Brasileira para Reciclagem de Resíduos da Construção Civil (ABRECON) como uma média entre as cidades brasileiras (ABRECON, 2015).

Os encargos da disposição dos RCCs classe A em aterro de inertes e dos rejeitos no aterro sanitário são provenientes do Ecoinvent. Para os aterros de inertes, a base de dados considera apenas os fluxos de entradas e saídas necessários para a operação do aterro. De acordo com Doka (2009), os resíduos depositados nesses aterros têm baixos teores de poluentes e, por isso, nos inventários não são incluídas as emissões do lixiviado para ar, água e solo. No aterro sanitário, os lixiviados foram considerados.

Para o cálculo dos impactos do transporte, as distâncias entre os Ecopontos ou ATTs e as cooperativas de materiais recicláveis, aterros sanitários e de inertes e usinas de reciclagem de RCC classe A foram determinadas com o auxílio do Google Maps. Para os municípios que não têm Ecopontos ou ATT, a região central foi considerada como ponto de partida para as demais infraestruturas; para os municípios que tinham mais que um Ecoponto ou ATT, foi realizada uma média entre as distâncias de cada Ecoponto ou ATT até as demais infraestruturas de gerenciamento. Alguns municípios não realizam a reciclagem dos RCCs classe A; então, no cenário onde foi simulada a reciclagem de 70% dos RCCs, considerou-se a distância até a usina mais próxima.

Os encargos evitados da reciclagem dos RCCs classe A também foram calculados de acordo com o estudo de Rosado *et al.* (2017), pois o ICV da produção de agregados naturais contém dados da extração e britagem de rocha basáltica no Estado de São Paulo. Considerou-se que a fração de RCC classe A reciclada evita a produção da mesma quantidade de agregado natural para uso em base e sub-base de pavimentação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 3 apresenta o perfil ambiental dos SMGRCCs dos municípios da RMC, obtido após a normalização dos resultados. A categoria de impacto mais representativa é a toxicidade humana (85%), seguida por aquecimento global (7%), acidificação (5%), eutrofização (2%) e oxidação fotoquímica (2%). A Tabela 4 apresenta as principais emissões atmosféricas dos atuais SMGRCCs dos municípios da RMC.

Os SMGRCCs de Campinas e Americana apresentam a maior contribuição para os impactos totais (44 e 17%, respectivamente). Isso se deve às altas taxas de geração de RCC e também pelo fato de Campinas ter uma taxa de reciclagem de apenas 9% e Americana, até o momento, não realizar reciclagem dos RCCs classe A.

Dos 18 municípios restantes, 10 deles têm contribuição entre 1,3 e 6,7% para os impactos totais (em ordem crescente de contribuição: Nova Odessa, Valinhos, Vinhedo, Hortolândia, Sumaré, Pedreira, Paulínia, Itatiba, Indaiatuba, Santa Bárbara D'Oeste) e oito deles contribuem com menos de 1%. Os municípios integrantes do CONSAB (Artur Nogueira, Cosmópolis, Engenheiro Coelho, Holambra e Jaguariúna) apresentam impactos negativos para todas as categorias, com exceção da toxicidade humana. Os valores negativos apresentados na Figura 3 correspondem aos impactos evitados por causa da reciclagem dos RCCs classe A em uma usina móvel de britagem, visto que essa atividade evita a extração e produção de agregados naturais.

A disposição final dos rejeitos no aterro sanitário e o transporte dos RCCs classe A para o aterro de inertes contribuem com 68 e 20%, respectivamente, para a categoria toxicidade humana (Figura 4). As emissões em longo prazo de vanádio, tálio e níquel, provenientes dos lixiviados gerados nos aterros sanitários, para a água e de antimônio e cobre, devido ao desgaste dos freios dos veículos utilizados no transporte dos RCCs classe A para o aterro de inertes, para o ar são as principais responsáveis pelos impactos. Em menor proporção, a reciclagem dos RCCs classe A nas usinas fixas representa 6% dos impactos, por conta das emissões de bário para a água no processo de produção do diesel utilizado na pá carregadeira. A reciclagem dos RCCs classe A nas usinas fixas e móveis representa redução de 4% para os impactos,

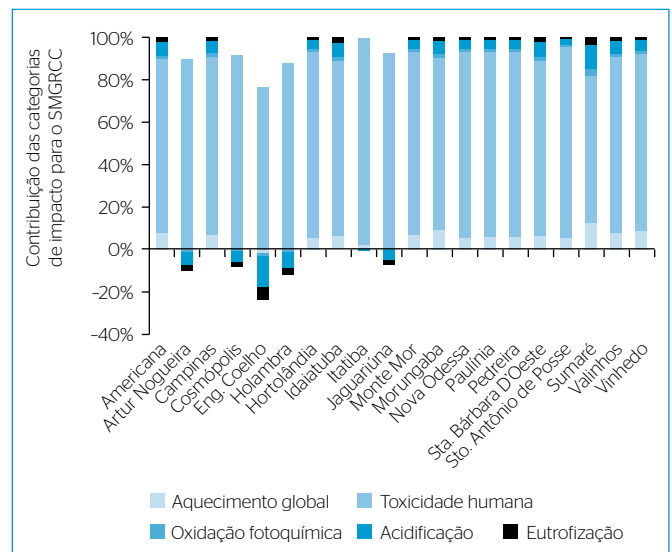


Figura 3 - Perfil ambiental dos Sistemas Municipais de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil da Região Metropolitana de Campinas.

por evitar o consumo de diesel, que seria necessário no processo de fabricação do agregado natural.

A Figura 5 mostra a influência das etapas do SMGRCC para a categoria aquecimento global. As principais contribuições são do transporte (38%) e da disposição final dos RCCs classe A no aterro de inertes (47%). A reciclagem dos RCCs classe A representa 7%, no entanto os impactos evitados da reciclagem reduzem os impactos em 6%. O gerenciamento de 1 t de RCC emite cerca de 4 kg de CO₂ eq, principalmente em função do consumo de diesel para o transporte dos RCCs classe A para o aterro de inertes e a operação deste. A reciclagem na usina móvel reduz em 0,004 kg a emissão de CO₂ eq, pois evita o consumo de diesel na produção dos agregados naturais.

Em relação às demais categorias de impacto, todas são influenciadas em maior escala pelas etapas de transporte e disposição final dos RCCs classe A no aterro de inertes. Para a categoria de oxidação fotoquímica, as principais emissões para o ar são dióxido de carbono e dióxido de enxofre; para a categoria acidificação, óxidos de nitrogênio e dióxido de enxofre; e para a categoria eutrofização, óxidos de nitrogênio.

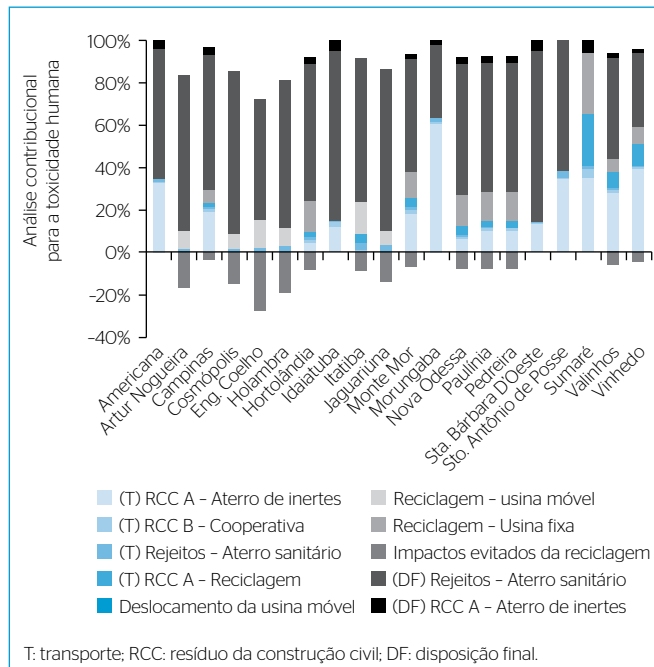


Figura 4 - Contribuição das etapas do Sistema Municipal de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil para a categoria toxicidade humana.

Tabela 4 - Principais emissões atmosféricas dos Sistemas Municipais de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil da Região Metropolitana de Campinas.

	CO ₂	CO	CH ₄	NO _x	COVNM	MP<2,5 µm	SO ₂
Americana	3,11E+00	3,38E+00	5,84E-01	5,39E+00	7,35E-01	5,65E-01	1,06E+00
Artur Nogueira	-9,98E-01	-3,95E-02	-1,72E-03	-1,55E-01	-2,57E-02	-1,65E-03	-6,36E-03
Campinas	2,29E+00	8,57E+00	1,32E+00	1,28E+01	1,56E+00	1,32E+00	2,37E+00
Cosmópolis	-1,37E+00	-5,23E-02	-1,78E-03	-2,10E-01	-3,49E-02	-1,79E-03	-7,76E-03
Engenheiro Coelho	-2,14E-01	-9,44E-03	-6,42E-04	-3,50E-02	-5,73E-03	-5,71E-04	-1,84E-03
Holambra	-1,20E+00	-4,82E-02	-2,24E-03	-1,88E-01	-3,10E-02	-2,13E-03	-7,94E-03
Hortolândia	-5,27E-01	5,80E-01	7,27E-02	7,58E-01	6,92E-02	7,64E-02	1,28E-01
Indaiatuba	9,40E-01	1,06E+00	1,50E-01	1,64E+00	2,31E-01	1,61E-01	2,64E-01
Itatiba	-1,53E+00	1,44E-01	2,22E-02	9,78E-02	-5,85E-02	1,33E-02	4,20E-02
Jaguariúna	-5,25E-01	-1,87E-02	-2,14E-04	-7,81E-02	-1,31E-02	-3,48E-04	-2,08E-03
Monte Mor	-4,04E-03	5,49E-03	9,03E-04	7,56E-03	6,92E-04	8,34E-04	1,64E-03
Morungaba	1,17E-01	1,19E-01	2,82E-02	2,00E-01	2,58E-02	2,37E-02	5,28E-02
Nova Odessa	-2,08E-01	2,40E-01	3,17E-02	3,17E-01	2,91E-02	3,25E-02	5,60E-02
Paulínia	-5,62E-01	6,75E-01	9,20E-02	8,98E-01	8,30E-02	9,28E-02	1,63E-01
Pedreira	-5,62E-01	6,75E-01	9,20E-02	8,98E-01	8,30E-02	9,28E-02	1,63E-01
Santa Bárbara D'Oeste	1,32E+00	1,49E+00	2,11E-01	2,31E+00	3,24E-01	2,26E-01	3,70E-01
Sto. Antônio de Posse	2,57E-02	1,90E-02	6,88E-03	3,61E-02	4,24E-03	4,96E-03	1,32E-02
Sumaré	2,28E+00	1,20E+00	1,74E-01	2,03E+00	2,21E-01	1,63E-01	3,31E-01
Valinhos	2,79E-01	2,89E-01	5,84E-02	4,74E-01	6,29E-02	5,25E-02	1,08E-01
Vinhedo	-3,95E-02	3,40E-01	7,68E-02	5,21E-01	5,31E-02	6,33E-02	1,44E-01

CO₂: dióxido de carbono; CO: monóxido de carbono; CH₄: metano; NO_x: óxidos de nitrogênio; COVNM: compostos orgânicos voláteis não metânicos; MP: material particulado; SO₂: dióxido de enxofre.

A Figura 6 apresenta o perfil ambiental dos sistemas municipais de gerenciamento de RCC dos municípios da RMC, considerando a meta de reciclagem de 70% dos RCCs classe A, prevista no Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo. O município de Engenheiro Coelho não foi incluído nesta análise, pois atualmente

tem uma taxa de reciclagem de 72%. Ao comparar os resultados com o cenário atual, verifica-se que alguns municípios apresentam impactos evitados para todas as categorias, com exceção da toxicidade humana, por esta relacionar-se à disposição final dos rejeitos no aterro sanitário. No geral, a redução dos impactos ambientais para as categorias avaliadas foi de 22% em relação ao cenário atual. Os resultados mostram que apenas o aumento nas taxas de reciclagem não traz benefícios ambientais significativos. Blengini e Garbarino (2010) também concluíram, a partir de um estudo de ACV, que as longas distâncias de transporte ou a ineficiência no sistema de triagem podem comprometer o desempenho ambiental da reciclagem. Entretanto, estudos apontam que a reciclagem dos RCCs tem o potencial de evitar o uso de aterros e a extração de recursos naturais (BLENGINI, 2009; MARZOUK & AZAB, 2014; DUAN; WANG; HUANG, 2015; VITALE *et al.*, 2017).

Nesse sentido, o incentivo às práticas de triagem na fonte geradora, a fim de evitar a geração de rejeitos e disposição final em aterros sanitários, é um dos pontos críticos para a melhoria dos SMGRCCs. Além disso, os resultados apontam que a reciclagem não deve ser vista como a primeira opção para a melhoria dos SMGRCCs; a hierarquia dos resíduos sólidos prevista na Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) deve ser seguida, a começar pela não geração dos resíduos.

A análise individual dos cenários para cada município (Figura 7) mostra que os municípios que têm distâncias maiores entre a coleta dos RCCs e a usina de reciclagem em relação à distância ao aterro de inertes não apresentam redução dos impactos (Americana, Hortolândia, Indaiatuba, Itatiba, Paulínia, Pedreira, Santa Bárbara D'Oeste e Sumaré). Uma solução seria o uso de usinas móveis em municípios de pequeno porte, ou a instalação de usinas fixas em pontos estratégicos entre dois ou mais municípios de médio e grande porte. Essas alternativas já são

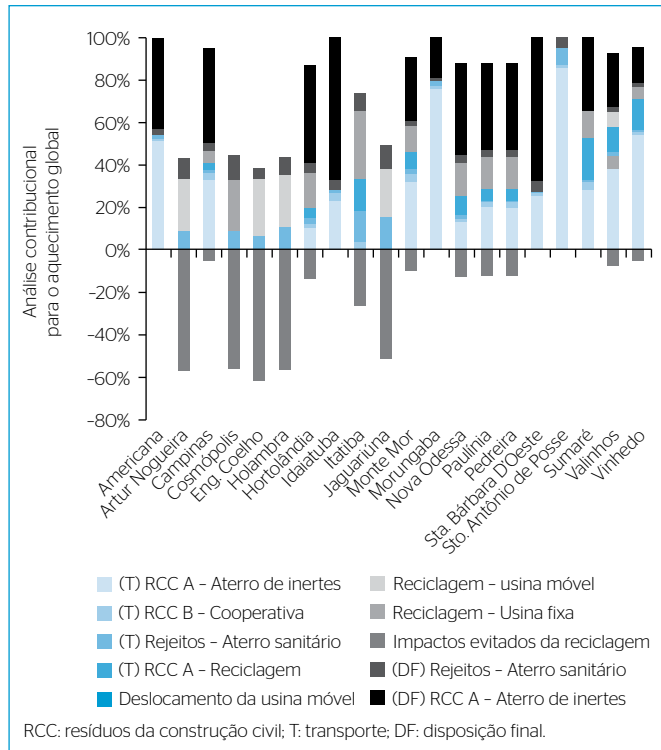


Figura 5 - Contribuição das etapas do Sistema Municipal de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil para a categoria aquecimento global.

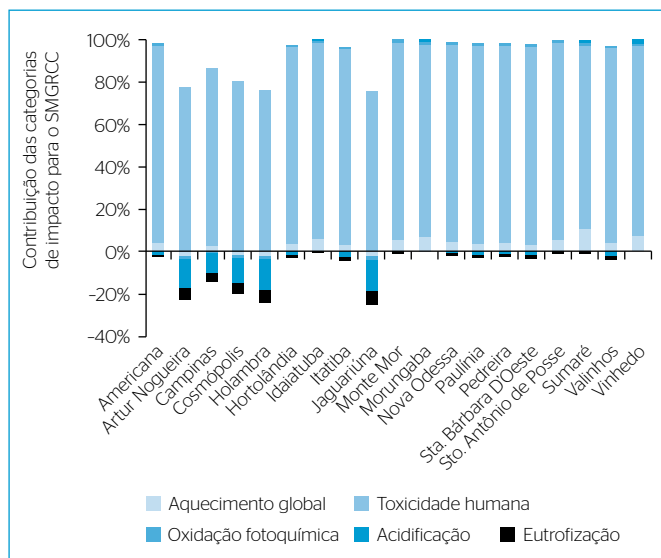


Figura 6 - Perfil ambiental do Sistema Municipal de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil da Região Metropolitana de Campinas considerando a meta de reciclagem de 70% dos resíduos da construção civil classe A.

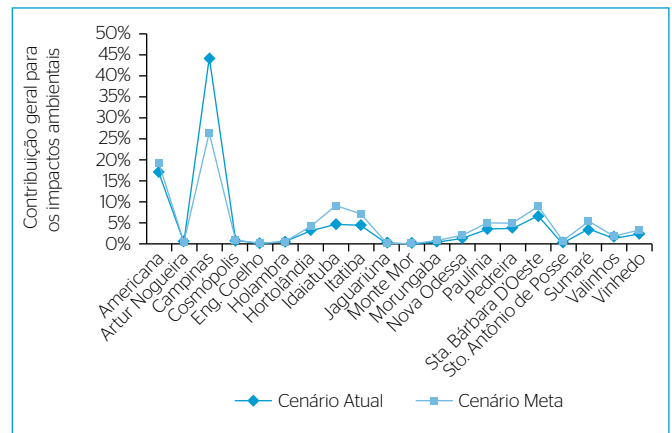


Figura 7 - Contribuição dos impactos ambientais dos sistemas municipais de gerenciamento de resíduos da construção civil da Região Metropolitana de Campinas, para o cenário atual e para a meta de 70% de reciclagem dos resíduos da construção civil classe A.

conhecidas pelas prefeituras; no entanto, a ausência de planejamento e/ou dificuldade de pôr em prática as soluções compartilhadas resulta nesse cenário de ineficiência dos SMGRCCs.

Silva, Brito e Dhir (2017) confirmam que uma das principais vantagens das usinas móveis consiste na redução das distâncias de transporte; entretanto, ressaltam que os agregados reciclados produzidos têm qualidade inferior em relação aos fabricados em usinas fixas. Desse modo, cabe aos municípios considerar esse aspecto na escolha dos equipamentos. Caso a demanda local seja a manutenção de estradas rurais, por exemplo, o agregado produzido pela usina móvel será adequado.

CONCLUSÕES

O desempenho ambiental atual dos SMGRCCs da RMC foi avaliado por meio da ACV. De acordo com as categorias de impacto analisadas (toxicidade humana, aquecimento global, oxidação fotoquímica, acidificação e eutrofização), foi possível concluir:

- a categoria de impacto mais representativa foi a toxicidade humana, influenciada pela disposição final dos rejeitos no aterro sanitário e pelo transporte dos RCCs classe A para o aterro de inertes. As demais categorias de impacto são influenciadas em maior escala pelas etapas de transporte e disposição final dos RCCs classe A no aterro de inertes;

- os SMGRCCs de Campinas e Americana são os principais contribuintes para os impactos ambientais totais;
- os municípios do CONSAB apresentam impactos negativos para todas as categorias, exceto toxicidade humana, devido à reciclagem dos RCCs classe A em usina móvel.

Ao comparar o desempenho ambiental atual com o cenário, que inclui 70% de reciclagem dos RCCs classe A (meta prevista no Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo), há redução de 22% para os impactos ambientais segundo as categorias avaliadas. Ao analisar os cenários individualmente, verifica-se que, devido às distâncias de transporte, alguns municípios não apresentam benefícios ambientais resultantes da reciclagem dos RCCs.

Os resultados obtidos nesta pesquisa enfatizam para a necessidade de uma análise detalhada dos fluxos de resíduos na elaboração dos PMGRCCs, com a devida atenção aos deslocamentos entre as infraestruturas disponíveis. Por fim, considerando este estudo de caso, vale destacar que a reciclagem não deve ser considerada como a primeira opção para a melhoria dos SMGRCCs, tendo em vista a hierarquia proposta pela Política Nacional de Resíduos Sólidos para o gerenciamento dos resíduos.

FONTE DE FINANCIAMENTO

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA METROPOLITANA DE CAMPINAS (AGEMCAMP). (2009) *Plano Diretor de Gestão dos Resíduos Sólidos da Região Metropolitana de Campinas - RMC*. Campinas: AGEMCAMP.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). (2016) *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2016*. Brasil: ABRELPE. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br>>. Acesso em: 5 out. 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). (2009a) *NBR 14.040 - Gestão ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Princípios e estrutura*. Rio de Janeiro: ABNT.

_____. (2009b) *NBR 14.044 - Gestão ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Requisitos e orientações*. Rio de Janeiro: ABNT.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA PARA RECICLAGEM DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL E DEMOLIÇÃO (ABRECON). (2015) *Relatório - Pesquisa Setorial 2014/2015*. Brasil: ABRECON.

BLENGINI, G.A. (2009) Life cycle of buildings, demolition and recycling potential: A case study in Turin, Italy. *Building and*

Environment, v. 44, n. 2, p. 319-330. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2008.03.007>

BLENGINI, G.A.; GARBARINO, E. (2010) Resources and waste management in Turin (Italy): the role of recycled aggregates in the sustainable supply mix. *Journal of Cleaner Production*, v. 18, n. 10, p. 1021-1030. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.01.027>

BOVEA, M.; POWELL, J. (2016) Developments in life cycle assessment applied to evaluate the environmental performance of construction and demolition wastes. *Waste Management*, v. 50, p. 151-172. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.036>

BRASIL. (2002) Ministério do Meio Ambiente. *Resolução nº 307 - Dispõe sobre a gestão dos resíduos da construção civil*. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente.

_____. (2004) Ministério do Meio Ambiente. *Resolução nº 348 - Altera a Resolução CONAMA nº 307*. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente.

_____. (2010) *Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília.

- _____. (2011) Ministério do Meio Ambiente. *Resolução nº 431* - Altera a Resolução CONAMA nº 307, de 5 de julho de 2002, estabelecendo nova classificação para o gesso. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente.
- _____. (2012) Ministério do Meio Ambiente. *Resolução nº 448* - Altera os arts. 2º, 4º, 5º, 6º, 8º, 9º, 10, 11 da Resolução CONAMA nº 307, de 5 de julho de 2002. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente.
- _____. (2015) Ministério do Meio Ambiente. *Resolução nº 469* - Altera art. 3º da Resolução CONAMA nº 307/2002. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente.
- BUTERA, S.; CHRISTENSEN, T.H.; ASTRUP, T.F. (2015) Life cycle assessment of construction and demolition waste management. *Waste Management*, v. 44, p. 196-205. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.011>
- CLIFT, R.; DOIG, A.; FINNVEDEN, G. (2000) The application of life cycle assessment to integrated solid waste management Part 1 - Methodology. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 78, n. 4, p. 279-287. <https://doi.org/10.1205/095758200530790>
- COLTRO, L. (2007) *Avaliação do Ciclo de Vida como Instrumento de Gestão*. Campinas: CETEA/ITAL.
- CONDEIXA, K.; HADDAD, A.; BOER, D. (2014) Life cycle impact assessment of masonry system as inner walls: a case study in Brazil. *Construction and Building Materials*, v. 70, p. 141-147. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.07.113>
- CÓRDOBA, R.E.; SCHALCH, V. (2015) Estudo do potencial de contaminação de lixiviados gerados em aterros de resíduos da construção civil por meio de simulações em colunas de lixiviação. *Engenharia Civil UM*, n. 51, p. 23-36.
- DOKA, G. (2009) *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services*. Part II - Landfills - Underground deposits - Landfarming. Ecoinvent report nº 13. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- DUAN, H.; WANG, J.; HUANG, Q. (2015) Encouraging the environmentally sound management of C&D waste in China: an integrative review and research agenda. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 43, p. 611-620. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.11.069>
- Ecoinvent. (2014). The Life Cycle Inventory Data Version 3.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. <https://www.ecoinvent.org/>.
- EU, DK Input Output Database. (2010) 2-0 LCA Consultants. <http://lca-net.com/services-and-solutions/input-output-databases-life-cycle-assessment/>.
- FINNVEDEN, G. (1999) Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 26, n. 3-4, p. 173-187. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(99\)00005-1](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(99)00005-1)
- FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS (FUNDAÇÃO SEADE). (2017) *Portal de Estatísticas do Estado de São Paulo - Projeções Populacionais*. São Paulo: Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados.
- LAURENT, A.; BAKAS, I.; CLAVREUL, J.; BERNSTAD, A.; NIERO, M.; GENTIL, E.; HAUSCHILD, M.Z.; CHRISTENSEN, T.H. (2014) Review of LCA studies of solid waste management systems - Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management*, v. 34, n. 3, p. 573-588. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>
- MARZOUK, M.; AZAB, S. (2014) Environmental and economic impact assessment of construction and demolition waste disposal using system dynamics. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 82, p. 41-49. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.015>
- MCDUGALL, F.; WHITE, P.; FRANKE, M.; HINDLE, P. (2001) *Integrated Solid Waste Management: a Life Cycle Inventory*. 2a. ed. Iowa, Victória e Berlim: Blackwell Science.
- MENDES, M.R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. (2003) Assessment of the environmental impact of management measures for the biodegradable fraction of municipal solid waste in Sao Paulo City. *Waste Management*, v. 23, n. 5, p. 403-409. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00058-8](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00058-8)
- MENDES, M.R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. (2004) Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in Sao Paulo City as determined by LCA. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 41, n. 1, p. 47-63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.08.003>
- MERCANTE, I.T.; BOVEA, M.; IBÁÑEZ-FORÉS, V.; ARENA, A.P. (2012) Life cycle assessment of construction and demolition waste management systems: a Spanish case study. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v.17, n. 2, p. 232-241. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0350-2>
- ORTIZ, O.; PASQUALINO, J.C.; CASTELLS, F. (2010) Environmental performance of construction waste: Comparing three scenarios from a case study in Catalonia, Spain. *Waste Management*, v. 30, n. 4, p. 646-654. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.11.013>
- PENTEADO, C.S.G.; ROSADO, L.P. (2016) Comparison of scenarios for the integrated management of construction and demolition waste by life cycle assessment: A case study in Brazil. *Waste Management & Research*, v. 34, n. 10, p. 1026-1035. <https://doi.org/10.1177/0734242X16657605>
- ROSADO, L.P.; VITALE, P.; PENTEADO, C.S.G.; ARENA, U. (2017) Life cycle assessment of natural and mixed recycled aggregate production in Brazil. *Journal of Cleaner Production*, v. 151, p. 634-642. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.068>
- SÃO PAULO. (2014) Secretaria do Estado do Meio Ambiente. *Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Estado do Meio Ambiente.
- SCREMIN, L.B.; CASTILHOS JUNIOR, A.B.; ROCHA, J.C. (2014) Sistema de apoio ao gerenciamento de resíduos de construção e demolição para municípios de pequeno porte. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 19, n. 2, p. 203-206.

SILVA, R.V.; BRITO, J.; DHIR, R.K. (2017) Availability and processing of recycled aggregates within the construction and demolition supply chain: A review. *Journal of Cleaner Production*, v. 143, p. 598-614. <http://dx.doi.org/10.1016/j.clepro.2016.12.070>

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). (2015) *Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos - 2013*. Brasília: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento.

_____. (2016a) *Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos - 2014*. Brasília: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento.

_____. (2016b) *Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos - 2015*. Brasília: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento.

USLCI Database. (2003) U.S. Life Cycle Inventory Database. National Renewable Energy Laboratory. <http://www.nrel.gov/lci/>.

VITALE, P.; ARENA, N.; GREGORIO, F.; ARENA, U. (2017) Life cycle assessment of the end-of-life phase of a residential building. *Waste Management*, v.60, p.311-321. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.002>

VOSSBERG, C.; MASON-JONES, K.; COHEN, B. (2014) An energetic life cycle assessment of C&D waste and container glass recycling in Cape Town, South Africa. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 88, p. 39-49. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.04.009>

WU, H.; DUAN, H.; WANG, J.; WANG, T.; WANG, X. (2015) Quantification of carbon emission of construction waste by using streamlined LCA: a case study of Shenzhen, China. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v.17, n. 4, p. 637-645. <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0404-9>

