



Avaliação ambiental e econômica de concretos fabricados com agregados de resíduos de louças sanitárias

Environmental and economic assessment of concrete manufactured with sanitary ware waste aggregates

Resumo

O uso de materiais reciclados tem se destacado como estratégia para mitigação dos impactos ambientais decorrentes da produção de cimento e da extração de agregados naturais. Este estudo avalia o desempenho ambiental e econômico de concretos autoadensáveis produzidos com agregados provenientes de resíduos de louças sanitárias em quatro diferentes dosagens, com teores de 20% a 80% de substituição parcial da areia fina pelo agregado reciclado. O agregado foi obtido por meio de moagem controlada, visando adequação granulométrica. Aplicou-se a Avaliação do Ciclo de Vida para estimar emissões de CO₂ equivalente e energia incorporada. Os custos foram determinados com base nos preços unitários dos materiais. Os resultados foram normalizados pela resistência à compressão, permitindo a comparação entre os traços. Os concretos avaliados não foram produzidos pelos autores, mas, sim, estimados com base em dados e metodologias de estudos anteriores. Os resultados apontaram que o traço com 40% de substituição demonstrou o melhor equilíbrio entre os indicadores ambientais, econômicos e mecânicos. Embora a moagem tenha apresentado elevado consumo energético (747,21 kWh/t), os impactos foram atenuados pelo fator de emissão adotado. Conclui-se que a viabilidade do uso do resíduo depende das condições de processamento e da matriz energética, evidenciando seu potencial como alternativa sustentável.

Palavras-chave: Concreto autoadensável. Resíduos cerâmicos. Avaliação do ciclo de vida. Sustentabilidade. Agregados reciclados. Energia incorporada.

Abstract

Cement production as well as natural aggregates extraction are responsible for significant environmental impacts. In this context, the use of recycled materials has emerged as a strategy to mitigate these impacts. This study evaluates the environmental and economic performance of self-compacting concrete produced with aggregates derived from sanitary ware waste in four different mixes, with partial replacement of fine sand by recycled aggregate ranging from 20% to 80%. The aggregate was obtained through a controlled grinding process to achieve an appropriate granulometric distribution. Life Cycle Assessment was applied to estimate CO₂ equivalent emissions and embodied energy. Costs were determined based on unit prices of the materials. The results were normalized by compressive strength, enabling comparison among mixtures. The concretes were estimated based on data and methodologies from previous studies. The results indicated that the mixture with 40% replacement showed the most favorable balance among environmental, economic, and mechanical indicators. Although the grinding process presented high specific energy consumption (747.21 kWh/t), the impacts were mitigated by the adopted emission factor. It is concluded that the viability of using sanitary ceramic waste depends on processing conditions and the energy matrix, highlighting its potential as a sustainable alternative.

¹Yuri Vilas Boas Ortigara 
¹Instituto Federal de Educação,
 Ciência e Tecnologia do Sul de
 Minas Gerais
 Pouso Alegre - MG - Brasil
 Autor correspondente:
 yuri.ortigara@ifsuldeminas.edu.br

²João Victor de Souza
 Martins 
²Instituto Federal de Educação,
 Ciência e Tecnologia do Sul de
 Minas Gerais
 Pouso Alegre - MG - Brasil

Recebido em 07/04/26
 Revisado em 17/05/26
 Aceito em 12/06/26

Keywords: Self-compacting concrete. Ceramic waste. Life cycle assessment. Sustainability. Recycled aggregates. Embodied energy.

1 Introdução

Os impactos ambientais associados às atividades antrópicas manifestam-se de forma significativa ao longo das cadeias produtivas dos materiais de construção civil. No caso do concreto, destacam-se as elevadas emissões atmosféricas e os impactos decorrentes da produção de cimento e da extração de agregados naturais, além da elevada demanda por recursos hídricos e energéticos e da geração expressiva de resíduos sólidos ao longo de seu ciclo de vida (Tavares, 2006; Lima, 2010). Estudos recentes de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) indicam que esses impactos estão distribuídos ao longo de todo o sistema produtivo, sendo fortemente influenciados pelo consumo energético e pelas emissões associadas à produção dos materiais constituintes (Barbhuiya; Das, 2023).

Diante desse cenário, a busca por soluções mais sustentáveis tem impulsionado o desenvolvimento de alternativas que reduzam a exploração de recursos naturais e mitiguem os impactos ambientais associados à disposição final de resíduos. Nesse contexto, a utilização de agregados reciclados na produção de concretos tem se destacado como uma estratégia promissora, contribuindo tanto para a redução da demanda por agregados naturais quanto para o reaproveitamento de resíduos sólidos. Estudos recentes indicam que essa abordagem pode reduzir significativamente o consumo energético e as emissões de CO₂ associadas à produção de materiais convencionais (Linares *et al.*, 2024).

Entre os materiais com potencial para essa aplicação, destacam-se os resíduos provenientes da indústria de louças sanitárias, constituídos por materiais cerâmicos inertes que podem ser processados por britagem e moagem para obtenção de granulometria adequada à incorporação em concretos. Diversos estudos apontam que a substituição parcial de agregados naturais por resíduos cerâmicos pode preservar ou até melhorar propriedades mecânicas e de durabilidade do concreto (López *et al.*, 2007; Medina *et al.*, 2012; Almeida *et al.*, 2019; Alsaman *et al.*, 2021; Ortigara *et al.*, 2022; Magbool, 2022).

Entretanto, a produção de agregados reciclados a partir desses resíduos depende de processos de cominuição, especialmente moagem, que podem apresentar elevado consumo energético. Esse fator pode comprometer parcialmente os benefícios ambientais associados ao uso desses materiais, uma vez que o processamento implica consumo de energia elétrica e emissões indiretas. Nesse sentido, o consumo energético constitui um dos principais parâmetros em estudos de ACV, influenciando diretamente os resultados ambientais (Barbhuiya; Das, 2023).

Apesar dos avanços na área, observa-se que a maioria dos estudos se concentra na avaliação do desempenho mecânico dos concretos, sendo ainda limitadas as investigações que integram, de forma sistemática, as condições operacionais de processamento aos impactos ambientais e aos custos de produção, especialmente no contexto de concretos autoadensáveis. Essa lacuna evidencia a necessidade de abordagens que relacionem simultaneamente desempenho mecânico, consumo energético e indicadores ambientais, de modo a permitir uma avaliação mais consistente da viabilidade técnica, ambiental e econômica desses materiais (Rodríguez-Robles; Van Den Heede; De Belie, 2019).

Diante disso, o presente trabalho tem como objetivo avaliar, de forma integrada, o desempenho ambiental e econômico de concretos autoadensáveis produzidos com agregados provenientes de resíduos de louças sanitárias, considerando diferentes teores de substituição da areia fina. Para tanto, empregou-se a metodologia de ACV, associando emissões de CO₂ equivalente, energia incorporada e custos de produção à resistência mecânica à compressão, visando identificar a dosagem de maior viabilidade.

2 Referencial teórico

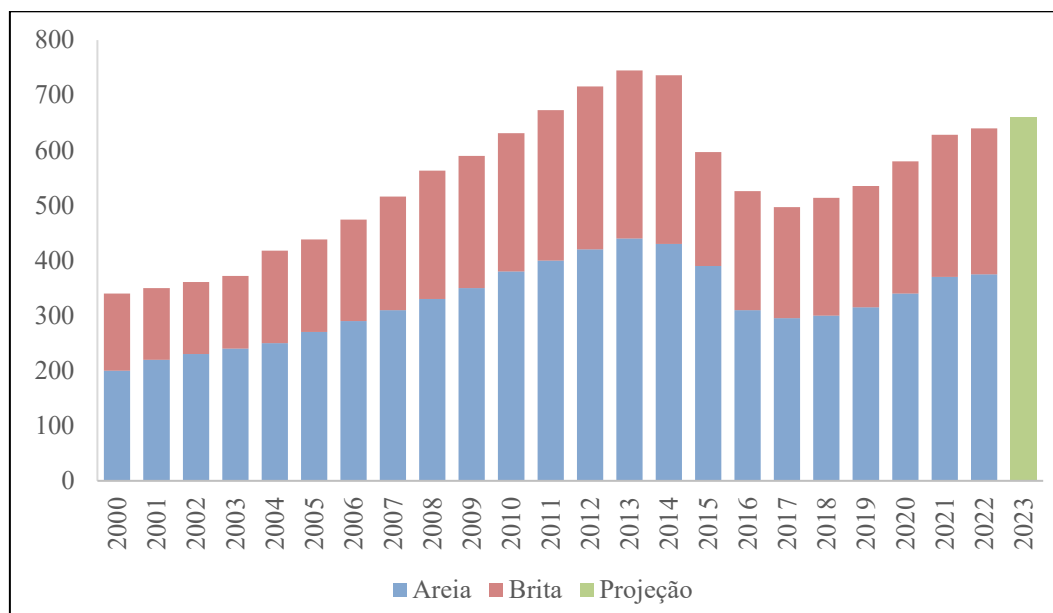
2.1 Consumo de agregados naturais e demanda por alternativas recicladas

O concreto é o material manufaturado mais utilizado no mundo (Hamsashree *et al.*, 2024). Esse cenário é acompanhado por aumentos expressivos no consumo de seus principais constituintes, especialmente cimento e agregados. Segundo Nielsen (2008) e Souza *et al.* (2022), o cimento exerce papel predominante nos impactos ambientais do concreto. No entanto, os agregados representam a maior parcela volumétrica das misturas, o que torna seu consumo em larga escala um aspecto relevante para a sustentabilidade do setor.

Ao longo do século XX, a produção mundial de cimento apresentou crescimento significativo, passando de cerca de 20 kg per capita, em 1910, para aproximadamente 435 kg, em 2010 (Isaia, 2011; Mehta; Monteiro, 2014), refletindo a intensificação dos processos de urbanização e industrialização. De forma complementar, a demanda por agregados também apresenta crescimento expressivo, especialmente em razão de sua ampla utilização na produção de concretos e argamassas.

Segundo a Associação Nacional das Entidades de Produtores de Agregados para Construção (ANEPAC), em 2022, o consumo nacional atingiu 640 milhões de toneladas, sendo 374 milhões de toneladas de areia e 266 milhões de toneladas de brita, conforme ilustrado na Figura 1. A magnitude desse consumo justifica a investigação de materiais alternativos capazes de substituir parcialmente agregados naturais, especialmente a areia, cuja extração está associada a impactos ambientais e pressões econômicas crescentes.

Figura 1 - Demanda nacional por agregados em milhões de toneladas



Fonte: ANEPAC (2023).

Em termos globais, estima-se que o consumo de agregados seja de seis a sete vezes superior ao de cimento (Gavriletea, 2017), totalizando entre 40 e 50 bilhões de toneladas extraídas anualmente, com projeções de atingir 60 bilhões de toneladas até 2030 (UNEP, 2019). A extração desses materiais, especialmente areia, possui elevada relevância econômica, dada sua ampla aplicabilidade na construção civil (Leal Filho *et al.*, 2021).

Esse crescimento ocorre em meio à expansão urbana e ao aumento da demanda por infraestrutura, o que intensifica o consumo de materiais de construção e reforça a necessidade de estratégias voltadas à redução da dependência de agregados naturais. Nesse contexto, a análise dos impactos ambientais e econômicos associados à extração, ao transporte e ao processamento de agregados torna-se necessária para fundamentar a adoção de resíduos processados como materiais alternativos.

2.2 Impactos ambientais e econômicos da extração e do processamento de agregados

O uso contínuo de agregados naturais tem gerado problemas relacionados à sua disponibilidade, ao aumento de custos e aos impactos ambientais associados à atividade extrativista, evidenciando a necessidade de alternativas (Mithun, 2017). Nesse contexto, o setor minerário destaca-se como um dos maiores consumidores de energia, contribuindo para a poluição atmosférica, o aquecimento global e a degradação ambiental (Roth; Garcias, 2009).

A extração de agregados está diretamente associada à degradação da vegetação, à alteração dos ciclos hidrológicos locais e à destruição de áreas de interesse espeleológico, arqueológico e indígena (Ávila; Becker, 2018). Além dos impactos ambientais, há também implicações econômicas relevantes, uma vez que atividades como pesca, turismo e agricultura podem ser prejudicadas pela degradação ambiental, incluindo erosão costeira e rebaixamento do lençol freático.

Outro fator relevante é o aumento das distâncias entre os locais de extração e os centros urbanos, o que eleva o consumo de combustíveis no transporte, impactando diretamente os custos e as emissões de poluentes (Roth;

Garcias, 2009; UNEP, 2019). Paralelamente, a construção civil é um dos setores que mais geram resíduos sólidos, sendo que entre 41% e 70% dos resíduos urbanos nos municípios brasileiros são oriundos de atividades de construção e demolição (Pinto, 1999; Tavares, 2006).

Nesse cenário, a utilização de resíduos como substitutos de agregados naturais apresenta-se como alternativa viável (UNEP, 2019). Entretanto, a produção de agregados reciclados requer processos de fragmentação, como britagem e moagem, até que sejam atingidas granulometrias adequadas para aplicação em concretos e argamassas. Esses processos são, em geral, intensivos em energia elétrica.

Conforme Gomide (1983), as operações de fragmentação apresentam baixo rendimento energético, sendo significativamente mais dispendiosas para a produção de partículas finas. De forma complementar, Chaves e Peres (2012) e Rosa (2019) destacam que a moagem representa uma parcela relevante dos custos operacionais em plantas industriais.

Dessa forma, o desempenho da moagem depende de parâmetros operacionais como velocidade de rotação, tempo de processamento, características do material, dimensões dos corpos moedores, grau de enchimento e presença de carga circulante, os quais devem ser cuidadosamente controlados. Nesse contexto, torna-se essencial avaliar de forma integrada os impactos energéticos e econômicos associados ao processamento de resíduos, de modo a assegurar a viabilidade de sua aplicação como substitutos de agregados naturais.

Assim, a avaliação ambiental de agregados reciclados não deve considerar apenas o benefício associado à substituição do agregado natural, mas também os impactos decorrentes do processamento necessário para sua adequação granulométrica.

2.3 Resíduos de louças sanitárias como agregado reciclado

Um dos resíduos sólidos passíveis de aplicação na fabricação de concretos é aquele proveniente da indústria de louças sanitárias e de outros materiais cerâmicos. Esses resíduos são constituídos, em sua maioria, por materiais inertes, que podem ser processados por britagem e moagem, permitindo sua reincorporação em novos produtos ou, alternativamente, sua destinação a aterros. O Brasil figura entre os principais produtores e consumidores desse tipo de material em escala global (Cabral Junior *et al.*, 2010).

Segundo a Associação Nacional dos Fabricantes de Cerâmica para Revestimentos, Louças Sanitárias e Congêneres (ANFACER), em 2019 o país ocupou a terceira posição no ranking mundial de produção de revestimentos cerâmicos (ANFACER, 2023), evidenciando a relevância do setor e, consequentemente, o potencial de geração de resíduos.

Diversos estudos têm investigado a aplicação de resíduos cerâmicos como substitutos de agregados naturais em concretos. López *et al.* (2007), Guerra *et al.* (2009) e Medina *et al.* (2012) demonstraram que a substituição parcial por resíduos cerâmicos pode manter, e em alguns casos melhorar, propriedades mecânicas como resistência à compressão e durabilidade. Em particular, estudos conduzidos por Medina, Sánchez de Rojas e Frías (2013) e Medina *et al.* (2015) evidenciam que resíduos cerâmicos podem apresentar desempenho mecânico comparável ao de agregados naturais, desde que adequadamente processados, destacando a influência da granulometria e da qualidade do material reciclado.

De forma complementar, Almeida *et al.* (2019), Alsalman *et al.* (2021) e Ortigara *et al.* (2022) observaram que o desempenho do concreto com agregados cerâmicos está diretamente relacionado às condições de processamento do resíduo, especialmente à granulometria obtida e à eficiência das etapas de britagem e moagem. Em consonância, estudos internacionais indicam que o aproveitamento de resíduos cerâmicos depende não apenas de sua composição, mas também das condições de processamento e do controle tecnológico empregado (Awoyera; Akinmusuru; Ndambuki, 2016; Pacheco-Torgal; Jalali, 2010; Vieira *et al.*, 2016).

Em especial, Ortigara *et al.* (2022) investigaram a substituição da areia fina por resíduos de louça sanitária (RLS) em concretos autoadensáveis. O material foi obtido a partir de uma indústria do setor e submetido à britagem em britador de martelos, seguida de moagem em moinho de bolas. A granulometria obtida concentrou-se, predominantemente, por entre as frações de 80 μm e 5 μm , com a maior parte do material passando na peneira de 74 μm .

Os concretos foram dosados com base no método de Gomes e Barros (2009 *apud* Ortigara *et al.*, 2022). Foram definidas quatro dosagens com substituição parcial do volume de areia fina por RLS nos teores de 20% (SCC20), 40% (SCC40), 60% (SCC60) e 80% (SCC80), mantendo-se inalterados os demais componentes. Os concretos foram ensaiados à compressão axial aos 7 e 28 dias de cura. Os autores constataram que os teores

intermediários de substituição apresentaram desempenho mecânico superior e propriedades no estado fresco mais adequadas em comparação aos teores extremos avaliados.

As dosagens dos concretos e os resultados de resistência à compressão obtidos por Ortigara *et al.* (2022) foram adotados como referência metodológica para o presente estudo. Assim, o presente artigo parte dos resultados tecnológicos previamente obtidos por Ortigara *et al.* (2022) e avança na avaliação dos impactos ambientais e econômicos associados ao processamento do RLS e à sua incorporação como agregado reciclado em concretos autoadensáveis.

2.4 Avaliação do Ciclo de Vida aplicada a concretos com agregados reciclados

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é amplamente reconhecida como uma ferramenta eficaz para quantificar os impactos ambientais associados à cadeia produtiva de materiais. Trata-se de um método de gestão ambiental que permite avaliar os potenciais impactos de um produto ao longo de seu ciclo de vida, desde a extração de matérias-primas até as etapas finais do sistema analisado (Medeiros; Durante; Callejas, 2018).

Sua aplicação é particularmente relevante por possibilitar a quantificação de impactos em termos de indicadores como energia incorporada, usualmente expressa em megajoule (MJ), e emissões de gases de efeito estufa, representadas em kg de CO₂ equivalente (Passuello *et al.*, 2014).

Em estudos envolvendo agregados reciclados, a ACV é particularmente relevante porque permite contabilizar tanto os potenciais benefícios ambientais associados à substituição de matérias-primas naturais quanto os impactos adicionais decorrentes das etapas de processamento do resíduo, como britagem, moagem e transporte. Assim, materiais reciclados não devem ser considerados ambientalmente vantajosos apenas por sua origem residual, sendo necessário quantificar os fluxos de energia e emissões associados à sua transformação em agregado utilizável.

No contexto da construção civil, a norma europeia EN 15804 (CEN, 2019) estabelece diretrizes específicas para declarações ambientais de produtos, indicando que a unidade funcional pode ser expressa em termos de massa, área, volume ou número de unidades, conforme a aplicação do material. A representação do sistema de produtos por meio de fluxogramas contribui para a compreensão das interações entre processos elementares.

Os processos elementares incluem atividades como produção de materiais, transporte e processamento, sendo conectados por fluxos de materiais e energia que atravessam o sistema. A delimitação da fronteira do estudo define quais dessas etapas são consideradas na análise.

Para aplicações na construção civil, Ortiz, Castells e Sonnemann (2009) classificam a ACV em duas abordagens principais: Building Material and Component Combination (BMCC) e Whole Process of the Construction (WPC). Apesar de sua ampla utilização, observa-se que a aplicação da ACV em estudos de engenharia civil ainda apresenta limitações, especialmente quanto à integração entre dados experimentais e variáveis operacionais específicas, como aquelas associadas ao processamento de materiais (Passer; Kreiner; Maydl, 2012).

3 Materiais

Para a condução do estudo, foram utilizados resíduos de louças sanitárias (RLS) provenientes de uma indústria de louças sanitárias localizada em Jundiaí-SP. Os resíduos encontravam-se em estado bruto, anteriormente à etapa de moagem, apresentando distribuição granulométrica heterogênea, com presença de partículas de diferentes dimensões e predominância de frações grosseiras, conforme se pode visualizar na Figura 2.

Esse material foi adotado como resíduo de referência para a reprodução laboratorial da etapa de cominuição, com o objetivo de obter agregado reciclado com granulometria compatível com aquela empregada nos concretos autoadensáveis avaliados por Ortigara *et al.* (2022). Desse modo, os resíduos de louças sanitárias constituíram o principal material experimental deste estudo, uma vez que a etapa de moagem foi o único processo reproduzido em laboratório para fins de determinação do consumo energético específico e posterior estimativa dos indicadores ambientais e econômicos.

Ressalta-se que os concretos autoadensáveis analisados neste trabalho não foram produzidos experimentalmente pelos autores. Foram adotados os traços, os teores de substituição e os valores de resistência à compressão apresentados por Ortigara *et al.* (2022), cujo estudo avaliou concretos com substituição parcial, em volume, da areia fina por resíduos de louças sanitárias nos teores de 20%, 40%, 60% e 80%. Portanto, no presente artigo, os materiais constituintes dos concretos, como cimento Portland, água,

agregados naturais, aditivo superplastificante e agregado de resíduo de louça sanitária, foram considerados a partir das proporções reportadas por Ortigara *et al.* (2022), sendo utilizados como dados de entrada para os cálculos da Avaliação do Ciclo de Vida e das estimativas de custos.

Figura 2 - Amostras de RLS na etapa pré-moagem



4 Método

4.1 Preparação das amostras de resíduos de louças sanitárias

Inicialmente, observando a distribuição granulométrica heterogênea dos RLS pré-moagem, considerou-se realizar a estratificação preliminar do material por agitação manual, utilizando duas peneiras de garimpo, conforme ilustrado na Figura 3.

Figura 3 - Estratificação granular inicial do resíduo em estado bruto



Considerando o escopo do estudo, as frações mais grosseiras foram desconsideradas, concentrando a moagem nas partículas finas e intermediárias, que foram coletadas e destinadas aos ensaios.

Para analisar o efeito do enchimento do moinho, as amostras foram separadas em massas de aproximadamente 2,0 kg e 3,5 kg e quarteadas com auxílio de balança de precisão e quarteador, conforme a Figura 4, de acordo com a NBR 16915 (ABNT, 2021).

Figura 4 - Quarteamento das amostras



4.2 Ensaios de moagem

Nesta etapa, avaliou-se a influência dos parâmetros operacionais da moagem no desempenho do processo, com variação isolada das condições de operação para identificação do conjunto mais adequado.

Os ensaios objetivaram replicar a granulometria dos resíduos de louças sanitárias pós-moagem utilizados nos experimentos de Ortigara *et al.* (2022). As condições operacionais foram otimizadas visando balancear o rendimento granulométrico e o gasto energético da moagem. O processo pretendeu maximizar a fragmentação do RLS em estado bruto até as frações abaixo de 74 μm , sendo essa a abertura nominal mais próxima ao tamanho máximo de referência.

Os ensaios foram realizados em escala de bancada nos laboratórios do IFSULDEMINAS – Campus Pouso Alegre. A moagem foi realizada com o moinho de bolas, modelo MA701, conforme apresentado na Figura 5.

Figura 5 - Moinho de bolas modelo MA701



As variáveis investigadas incluíram o tempo de moagem, o grau de enchimento do moinho e o tipo de corpo moedor, além da análise do efeito da carga circulante em circuito fechado. A velocidade de operação foi fixada em aproximadamente 70% da velocidade crítica. Segundo Luz, Sampaio e França (2010), a velocidade crítica

corresponde à condição de centrifugação da carga, na qual não ocorre moagem. Em condições usuais, moinhos tubulares operam entre 60% e 85% da velocidade crítica (Beraldo, 1987). A velocidade crítica foi determinada por meio da Equação 1:

$$n_c = \frac{42,3}{\sqrt{D - D_b}} \quad \text{Eq. 1}$$

Onde:

n_c é a velocidade crítica em número de rotações por minuto (rpm);

D é o diâmetro interno do moinho em metros; e

D_b é o diâmetro médio das esferas em metros.

O diâmetro médio das esferas foi determinado por média aritmética simples, com base nas medições realizadas com paquímetro digital. A massa foi obtida em balança analítica, permitindo posteriormente a determinação das densidades, discutidas em seção específica.

O diâmetro interno do moinho foi obtido a partir do manual do fabricante e confirmado por medição direta com trena.

Inicialmente, avaliou-se a influência do tempo de moagem, com ensaios conduzidos por 3, 10, 20, 30 e 60 minutos. Os ensaios subsequentes avaliaram a influência da carga moedora, mantendo constantes as variáveis previamente otimizadas, tempo de operação e massa da amostra, e variando apenas o tipo e a quantidade de esferas. O desempenho da moagem foi analisado por meio da comparação das curvas granulométricas antes e após cada ensaio.

Após a análise das variáveis operacionais, investigou-se o efeito da carga circulante em circuito fechado. Para tal, separou-se a fração com granulometria igual ou inferior a 0,074 mm (200 mesh), enquanto o material retido nas peneiras superiores foi retornado ao moinho para nova moagem.

A redução da massa de alimentação foi compensada pela adição de material equivalente ao retirado, mantendo constante a carga no interior do moinho, configurando um sistema de alimentação composta com carga circulante.

4.3 Determinação da composição granulométrica

Os procedimentos para determinação da composição granulométrica seguiram a NBR 17054 (ABNT, 2022). Utilizou-se um agitador eletromecânico e um conjunto de oito peneiras com aberturas nominais de 4,76 mm; 2,83 mm; 1,00 mm; 0,595 mm; 0,354 mm; 0,125 mm; 0,074 mm e 0,037 mm.

Dada a não uniformidade dos grãos do resíduo, buscou-se empregar um conjunto de peneiras cujas aberturas permitissem avaliar adequadamente o efeito da moagem sobre ampla faixa granulométrica, desde as frações grosseiras até as frações finas e intermediárias.

O desempenho do processo foi avaliado por meio da comparação entre as curvas granulométricas obtidas antes e após cada condição de ensaio. Para a separação da fração fina de interesse, adotou-se a peneira de 0,074 mm como referência operacional, uma vez que essa abertura já havia sido definida, na etapa de moagem, como o limite granulométrico mais próximo ao tamanho máximo utilizado como parâmetro de referência.

4.4 Determinação do consumo energético da moagem

A energia elétrica consumida pela moagem foi calculada a partir da potência consumida pelo equipamento, de acordo com as Equações 2 e 3:

$$\text{Potência consumida [W]} = \text{Tensão elétrica [V]} \times \text{Corrente elétrica [A]} \times \text{Rendimento} \times \text{Fator de potência} \quad \text{Eq. 2}$$

$$\text{Eletricidade consumida [kWh]} = (\text{Potência consumida}/1000) [\text{kW}] \times \text{Tempo [horas]} \quad \text{Eq. 3}$$

A corrente elétrica foi aferida com o auxílio de um equipamento amperímetro. O rendimento e o fator de potência utilizados foram obtidos a partir de informações compartilhadas pela fabricante do equipamento, cujos valores correspondem a 0,70 e 0,64.

A partir desses dados, foi determinado o consumo específico de energia elétrica da moagem, em kWh/kg, posteriormente utilizado como dado de entrada para a estimativa dos coeficientes ambientais do agregado de RLS.

4.5 Avaliação do Ciclo de Vida

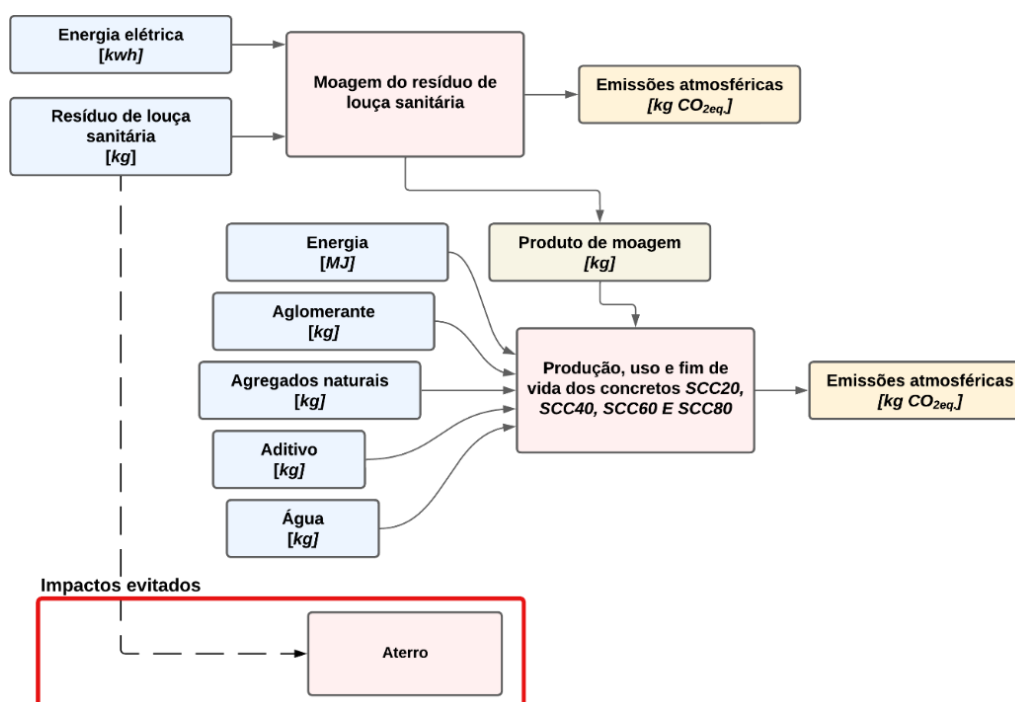
Os objetivos da ACV deste estudo incluíram a avaliação da pegada de carbono, expressa em kg CO_{2eq.}, e da energia incorporada, em MJ, das quatro dosagens de concretos autoadensáveis produzidos no trabalho de Ortigara *et al.* (2022).

Adicionalmente, buscou-se relacionar os impactos ambientais à resistência mecânica à compressão (f_c), de modo a identificar o traço de maior viabilidade ambiental. Para isso, considerou-se como mais viável aquele que apresentou a menor razão entre as emissões estimadas e o f_c . Os resultados foram analisados com base na unidade funcional de 1 m³ de concreto.

A ACV foi conduzida no escopo *cradle-to-gate*, considerando como único processo elementar avaliado experimentalmente o processamento do RLS por moagem. Os demais processos, referentes à produção dos materiais constituintes do concreto, foram considerados com base em dados secundários da literatura, conforme as diretrizes da EN 15804 (CEN, 2019). Assim, a análise abrange as etapas até a saída do produto da fábrica, excluindo as fases de uso e fim de vida.

O fluxograma da Figura 6 apresenta as entradas e saídas do sistema, bem como os potenciais impactos evitados pelo uso do resíduo. Segundo Paula *et al.* (2018), o aproveitamento de resíduos cerâmicos na produção de argamassas e concretos contribui para a redução dos impactos ambientais associados ao seu descarte.

Figura 6 - Fluxograma de processos elementares



Os requisitos de qualidade dos dados consideraram, principalmente, a confiabilidade e a relevância das fontes, sendo utilizados dados e metodologias provenientes de organizações governamentais, intergovernamentais e da literatura científica. Como limitações, não foram considerados os impactos associados ao transporte dos resíduos, à vida útil dos equipamentos, incluindo montagem, instalação e manutenção, nem aqueles relacionados ao uso de mão de obra.

Na etapa de ICV, a energia incorporada e as emissões de CO_{2eq.} foram estimadas para cada componente e traço com base em suas proporções e coeficientes associados à unidade funcional, conforme as Equações 4 e 5:

$$\frac{\text{Proporção de material [kg/m}^3\text{]} \times \text{Coeficiente de emissão [kgCO}_{2\text{eq.}}/\text{kg}]}{\text{Emissões produzidas [kgCO}_{2\text{eq.}}/\text{m}^3\text{]}} = \text{Eq. 4}$$

$$\frac{\text{Proporção de material [kg/m}^3\text{]} \times \text{Coeficiente de energia incorporada [MJ/kg]}}{\text{Energia Incorporada [MJ/m}^3\text{]}} = \text{Eq. 5}$$

Para os coeficientes dos demais componentes, utilizou-se a base de dados adotada por Souza *et al.* (2021), também empregada por Mithun (2017), conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 - Coeficientes de emissão de CO₂ e de energia incorporada

Componentes	Emissões (kgCO _{2eq.} /kg)	Energia Incorporada (MJ/kg)
Cimento Portland	0,9300	4,800
Agregado miúdo	0,0051	0,080
Agregado graúdo	0,0048	0,083
Água	0,0008	0,200
Aditivo superplastificante	0,6000	11,500

Fonte: adaptado de Souza *et al.* (2022).

Segundo Mithun (2017), esses dados correspondem à energia consumida e às emissões totais de CO_{2eq.} por quilograma ao longo do ciclo de vida dos constituintes do concreto, incluindo aglomerante, água, agregados naturais e aditivos.

No caso do agregado de RLS, os coeficientes foram obtidos a partir do consumo específico de energia elétrica do moinho e dos fatores de emissão de CO₂ publicados nas planilhas de inventários corporativos do Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI), de acordo com as Equações 6 e 7:

$$\frac{\text{Consumo específico de energia elétrica [kWh/kg]} \times \text{Fator de emissão [kgCO}_{2\text{eq.}}/\text{kWh]}}{\text{Coeficiente de emissão [kgCO}_{2\text{eq.}}/\text{kg}]} = \text{Eq. 6}$$

$$\frac{\text{Consumo específico de energia elétrica [kWh/kg]} \times 3,6}{\text{Coeficiente de energia incorporada [MJ/kg]}} = \text{Eq. 7}$$

Adotou-se o fator de emissão médio anual parcial referente aos valores divulgados à época da realização dos ensaios, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Fatores de emissão de CO₂

Fatores Mensais (tCO ₂ /MWh)									Fator Médio Anual (tCO ₂ /MWh)
MÊS									ANO
Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	2023
0,0292	0,0238	0,0296	0,0340	0,0295	0,0528	0,0495	0,0419	0,0343	0,0361

Fonte: MCTI (2023).

Foram utilizados como referência os traços de concreto autoadensável de Ortigara *et al.* (2022), cujas proporções de materiais apresentam-se na Tabela 3.

Por fim, as emissões de CO_{2eq.} e a energia incorporada foram relacionadas ao f_c , originando os indicadores mecânico-ambiental e mecânico-energético, conforme as Equações 8 e 9:

$$\text{Energia incorporada}/f_c = \text{MJ}/(\text{m}^3 \cdot \text{MPa}) \quad \text{Eq. 8}$$

$$\text{Emissões produzidas}/f_c = \text{kgCO}_{2\text{eq.}}/(\text{m}^3 \cdot \text{MPa}) \quad \text{Eq. 9}$$

Os indicadores foram utilizados na comparação do desempenho energético e ambiental das diferentes dosagens. Por sua vez, as medidas de resistência à compressão associadas a cada traço são apresentadas na Tabela 4 e também foram trazidas do trabalho experimental realizado por Ortigara *et al.* (2022).

Tabela 3 - Proporção de materiais nos diferentes traços

Componente	SCC20 (kg/m ³)	SCC40 (kg/m ³)	SCC60 (kg/m ³)	SCC80 (kg/m ³)
Cimento <i>Portland</i>	418,00	418,00	418,00	418,00
RLS	56,38	112,75	169,13	225,50
Água	259,16	259,16	259,16	259,16
Areia fina	215,82	161,87	107,91	53,96
Areia média	599,04	599,04	599,04	599,04
Brita (9,5 mm)	524,16	524,16	524,16	524,16
Brita (19 mm)	224,64	224,64	224,64	224,64
Aditivo superplastificante	5,10	5,10	5,10	5,10

Fonte: adaptado de Ortigara *et al.* (2022).

Tabela 4 - Resistência à compressão dos concretos avaliados

Traço	f_c (MPa)
SCC20	30,1
SCC40	35,3
SCC60	32,6
SCC80	32,9

Fonte: Ortigara *et al.* (2022).

4.6 Estimativa de custos e indicadores de viabilidade econômica

Os custos por m³ para cada componente e traço foram calculados a partir do preço unitário médio, em R\$/kg, e das proporções, já apresentadas na Tabela 3, de acordo com a Equação 10:

$$\text{Custo [R\$/m}^3] = \text{Preço unitário [R\$/kg]} \times \text{Proporção [kg/m}^3] \quad \text{Eq. 10}$$

Os preços unitários do cimento e dos agregados foram obtidos por meio de consultas a fornecedores locais do município de Pouso Alegre-MG. Para o aditivo, utilizou-se o índice de preço desonerado do estado de Minas Gerais, conforme a tabela mais recente do Sistema Nacional de Preços e Índices para Construção Civil (SINAPI) publicada à época.

Para a água, adotou-se a tarifa média desonerada praticada pela concessionária, a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), conforme regulamentação da Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário de Minas Gerais (ARSAE).

O custo do resíduo foi estimado a partir do consumo específico de energia elétrica da moagem (kWh/kg) e da tarifa da Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), conforme diretrizes da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), considerando tarifa convencional do subgrupo B3, desonerada, referente a 2023.

Do ponto de vista econômico, considerou-se como mais viável o traço que apresentou menor relação entre custo e resistência. Assim, os custos totais foram relacionados ao f_c , originando o indicador mecânico-econômico, conforme a Equação 11:

$$\text{Custo}/f_c = \text{R\$/ (m}^3 \cdot \text{MPa)} \quad \text{Eq. 11}$$

Esse indicador foi utilizado na comparação do desempenho econômico das diferentes dosagens, permitindo avaliar os custos estimados em função da resistência à compressão obtida por Ortigara *et al.* (2022).

5 Resultados e discussões

Após a determinação dos diâmetros e massas dos corpos moedores, calcularam-se o volume e a densidade média de cada modelo (Tabela 5). Esses parâmetros são fundamentais para o comportamento cinético no moinho, pois influenciam a energia de impacto e, consequentemente, a eficiência da fragmentação.

A partir dos diâmetros obtidos, calcularam-se as velocidades crítica e de operação para cada corpo moedor, conforme a Equação 1. As condições dos ensaios com esferas de aço inox estão apresentadas na Tabela 6:

Tabela 5 - Dimensões, massa e densidade dos corpos moedores

Material	Diâmetro médio (mm)	Massa média (g)	Volume (cm ³)	Densidade (g/cm ³)
Inox	28,58	111,44	12,22	9,12
Alumina	23,96	20,91	7,20	2,90
Alumina	18,22	9,65	3,17	3,05

Tabela 6 - Condições dos ensaios

Variável/Parâmetro	Valor
Dimensões do equipamento	0,305 x 0,305 m
Volume interno	21 litros
Corpo moedor	Inox – 28,58 mm (diâmetro)
Fator de enchimento	3,5%
Quantidade de bolas	60
Volume de bolas	0,74 litros
Velocidade crítica	80,46 rpm
Porcentagem da velocidade crítica	70%
Velocidade de operação	56 rpm

As distribuições granulométricas resultantes, apresentadas nos gráficos das Figuras 7 e 8, permitem comparar o efeito do tempo de moagem, variando entre 3, 10, 20, 30 e 60 minutos, sobre a eficiência do processo de fragmentação, evidenciando a evolução do material ao longo das diferentes condições operacionais.

Os resultados indicam que o aumento do tempo de moagem eleva a eficiência da fragmentação do resíduo, evidenciada pelo crescimento da fração de partículas finas nas distribuições granulométricas. Esse comportamento está associado ao aumento do número de colisões efetivas entre partículas e corpos moedores (Luz; Sampaio; França, 2010).

Entretanto, observa-se a ocorrência de rendimentos marginais decrescentes para tempos superiores a 20 minutos. As curvas granulométricas obtidas para 30 e 60 minutos apresentam diferenças pouco significativas, limitadas a melhorias discretas nas faixas entre 1,0 mm e 0,354 mm. Nesse contexto, a adoção de tempos mais elevados torna-se tecnicamente questionável, uma vez que o aumento de 50% no tempo de operação implica elevação proporcional do consumo energético, sem ganhos equivalentes na redução do tamanho das partículas.

Figura 7 - Curvas granulométricas: 3, 10, 30 e 60 minutos de moagem

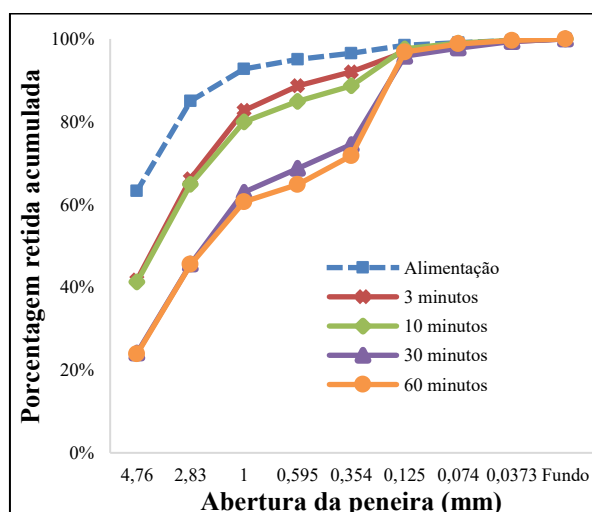
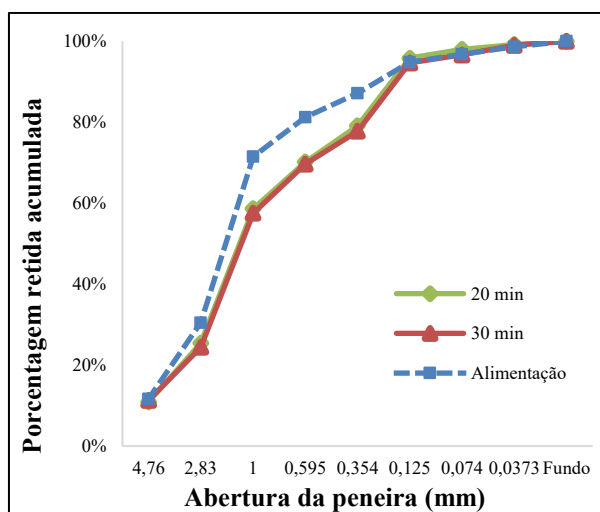


Figura 8 - Curvas granulométricas: 20 e 30 minutos de moagem

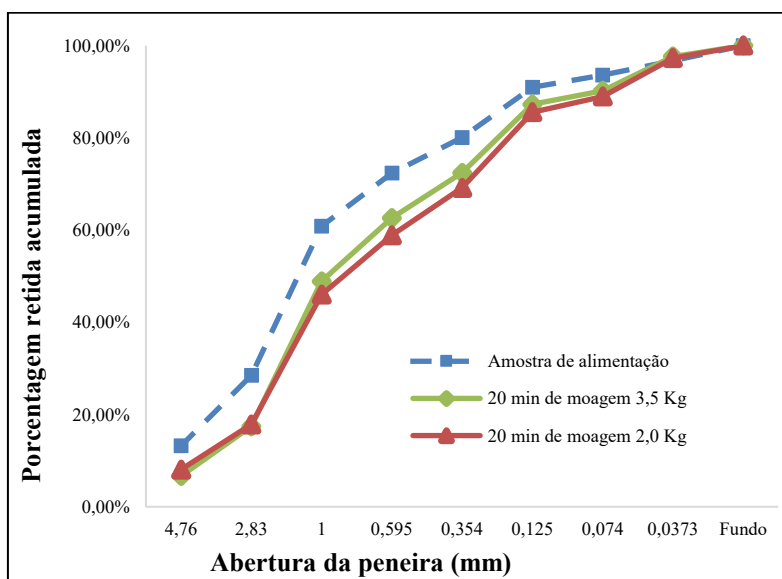


Esse comportamento indica que o sistema passa a operar, após determinado estágio, em regime de baixa eficiência energética, no qual o incremento de energia não resulta em fragmentação efetiva. Além disso, tempos prolongados podem favorecer a aglomeração de partículas finas, dificultando sua quebra subsequente e reduzindo a eficiência global do processo (Flores *et al.*, 2011; Tino; Guzzo, 2017).

Sob as perspectivas ambiental e econômica, esse resultado é relevante, pois o aumento do tempo de moagem eleva o consumo energético, as emissões de CO₂ e os custos operacionais. Dessa forma, a adoção de aproximadamente 20 minutos representa um equilíbrio entre eficiência de fragmentação e redução de impactos.

O gráfico da Figura 9 compara as curvas granulométricas para amostras de 2,0 kg e 3,5 kg. Observa-se que a menor massa promove desempenho ligeiramente superior na moagem, com maior geração de finos e de produto nas frações propriamente requeridas, possivelmente devido à maior frequência de colisões em sistemas com menor grau de enchimento.

Figura 9 - Curvas granulométricas para diferentes enchimentos



De acordo com Francioli, Carvalho e Tavares (2015), a redução do preenchimento do moinho aumenta a mobilidade das partículas, elevando a frequência e a intensidade das interações mecânicas responsáveis pela

fragmentação. Como resultado, sistemas menos carregados tendem a apresentar maior eficiência na geração de partículas finas.

Do ponto de vista energético, esse comportamento é relevante, pois maior eficiência de moagem implica menor consumo específico de energia por unidade de massa, contribuindo para a redução dos impactos ambientais.

As curvas granulométricas apresentadas referem-se aos ensaios com sessenta corpos moedores de aço inox. Em contraste, os testes com esferas de alumina apresentaram desempenho significativamente inferior. Mesmo com aproximadamente duzentas esferas, não houve fragmentação efetiva nas frações inferiores a 1,0 mm, conforme evidenciado na Figura 10. O gráfico da Figura 11 compara as curvas obtidas com ambos os modelos de esfera e evidencia a superioridade das bolas de inox frente às de alumina na fragmentação dos RLS.

Figura 10 - Curvas granulométricas bolas de alumina

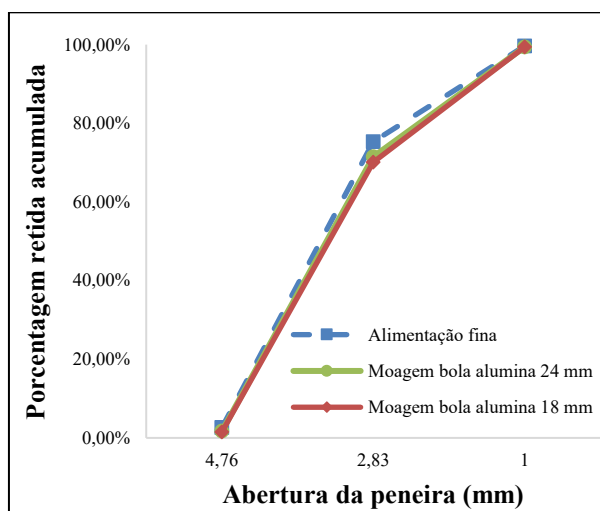
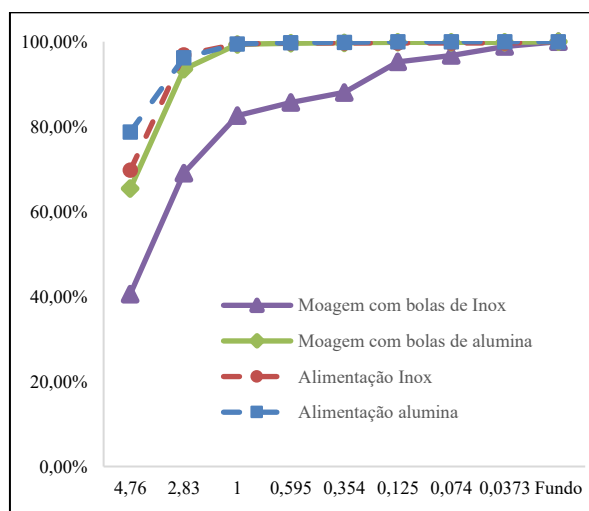


Figura 11 - Comparação Inox x Alumina (24 mm)



As imagens das Figuras 12 e 13 foram capturadas imediatamente após a descarga do moinho. Na Figura 12, presenciamos um número consideravelmente maior de partículas grosseiras, mesmo após a moagem. Por outro lado, constata-se maior presença de finos na Figura 13, incluindo as frações objetivadas. As imagens demonstram o baixo desempenho apresentado pelas esferas de alumina na cominuição dos RLS, em comparação às esferas de inox.

Figura 12 - Pós-moagem com esferas de alumina (24 mm)



Figura 13 - Pós-moagem com esferas de inox



Esse comportamento, quando comparado ao desempenho obtido com as esferas de aço inox, pode ser atribuído à menor densidade da alumina, que resulta em menor energia de impacto durante as colisões. Como consequência, a eficiência do processo de moagem é reduzida, especialmente na geração de partículas finas.

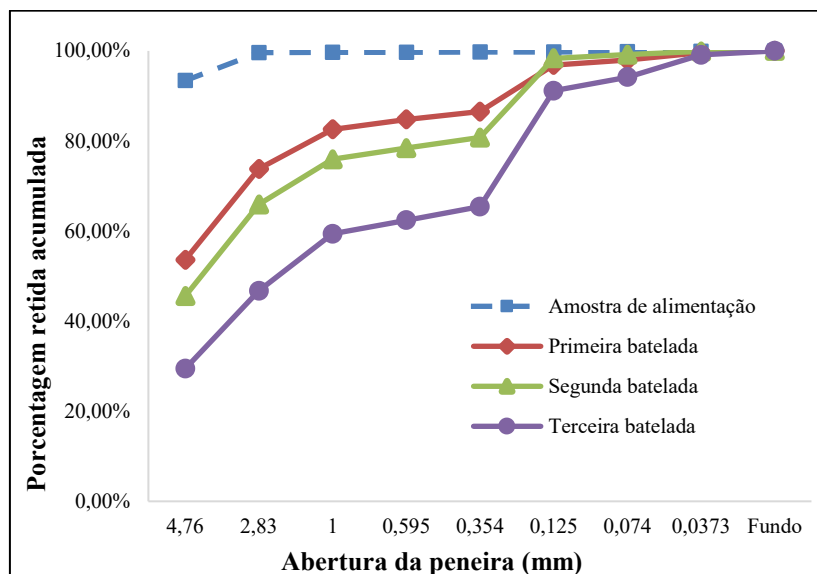
Conforme relatado por Flores *et al.* (2011) e Barros *et al.* (2019), a eficiência da moagem está diretamente relacionada à energia cinética transferida às partículas, a qual depende da massa dos corpos moedores. Dessa

forma, materiais de maior densidade, como o aço inox, tendem a promover maior fragmentação, particularmente em operações de curta duração.

Esse resultado reforça a importância da seleção adequada dos corpos moedores como variável crítica no desempenho energético do processo, com implicações diretas nos custos operacionais e nos impactos ambientais associados à moagem.

Após a otimização das variáveis operacionais, avaliou-se a influência da introdução da carga circulante no circuito de moagem. As curvas granulométricas apresentadas na Figura 14 evidenciam ganhos significativos na fragmentação das partículas a cada nova batelada, com destaque para a terceira, na qual se observam reduções expressivas ao longo de praticamente todas as faixas granulométricas.

Figura 14 - Curvas granulométricas dos ensaios em circuito fechado



Esse comportamento pode ser explicado pela remoção das frações finas e ultrafinas do sistema, o que reduz a formação de aglomerados e aumenta a eficiência da fragmentação das partículas remanescentes. Além disso, a presença da carga circulante promove a redução progressiva da granulometria a cada ciclo de alimentação. Conforme Luz, Sampaio e França (2010), a moagem em circuito fechado aumenta a disponibilidade de energia para a fragmentação de partículas mais grossas.

Apesar desses avanços, a massa total de material produzido com granulometria igual ou inferior a 0,074 mm (200 mesh) foi relativamente baixa, aproximadamente 277,00 g, evidenciando limitações operacionais do sistema em escala laboratorial.

Sob tais condições, mediu-se uma corrente elétrica de aproximadamente 2,10 A. Com base nas Equações 2 e 3, considerando-se uma tensão de 220,0 V, estimou-se um consumo de energia de 0,207 kWh após uma hora de moagem em circuito fechado, resultando em um consumo específico de energia de 0,747 kWh/kg.

A partir desses resultados, foram determinados os coeficientes de energia incorporada e de emissão de CO_{2eq} dos agregados de RLS por meio das Equações 6 e 7, conforme apresentado na Tabela 7.

Tabela 7 - Coeficientes de emissão de CO_{2eq} e de energia incorporada do resíduo de louça sanitária

Componente	Emissões (kg CO _{2eq} /kg)	Energia Incorporada (MJ/kg)
Agregado de RLS	0,027	2,690

A Tabela 8 apresenta os preços unitários dos materiais utilizados.

Com base nas Equações 4 e 5, calcularam-se as emissões de CO_{2eq} e a energia incorporada; e, com base na Equação 10, estimaram-se os custos para cada traço. Os resultados estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 8 - Preço unitário dos materiais componentes

Componentes	Preço (R\$/kg)	Fonte
Cimento <i>Portland</i> CP V	1,06	Preço de fornecedor
Agregado de RLS	0,56	Estimada a partir da tarifa ANEEL (2023)
Areia fina	0,21	Preço de fornecedor
Areia média	0,24	Preço de fornecedor
Brita (9,5 mm)	0,35	Preço de fornecedor
Brita (19 mm)	0,32	Preço de fornecedor
Aditivo superplastificante	15,78	Índice SINAPI
Água	0,01	Tarifa ARSAE (2023)

Tabela 9 - Emissões, energia e custos estimados para cada traço

Traço	Emissões (kg CO _{2eq} /m ³)	Energia Incorporada (MJ/m ³)	Custo (R\$/m ³)
SCC20	401,2782	2395,8801	998,71
SCC40	402,5235	2543,1960	1019,18
SCC60	403,7691	2690,5381	1039,67
SCC80	405,0145	2837,8540	1060,14

Posteriormente, aplicando-se as Equações 8, 9 e 11, determinaram-se os indicadores de viabilidade para cada dosagem, conforme apresentado na Tabela 10.

Tabela 10 - Resultados dos indicadores de viabilidade

Traço	kgCO _{2eq} /(m ³ .MPa)	MJ/(m ³ .MPa)	R\$/ (m ³ . MPa)
SCC20	13,3315	79,5973	33,18
SCC40	11,4029	72,0452	28,87
SCC60	12,3856	82,5318	31,89
SCC80	12,3105	86,2570	32,22

Esses resultados evidenciam que a análise baseada em indicadores normalizados permite uma avaliação mais consistente da viabilidade dos traços.

Em termos absolutos, as emissões, o consumo de energia e o custo aumentaram com o incremento do teor de RLS. No entanto, quando normalizados pela resistência mecânica à compressão (f_c), observa-se que o traço SCC20 apresentou o pior desempenho relativo, apesar de apresentar menores valores absolutos.

Por outro lado, o traço SCC40 apresentou os melhores resultados para os três indicadores de viabilidade, conforme evidenciado nos gráficos das Figuras 15 a 20, indicando que níveis intermediários de substituição promovem melhor equilíbrio entre desempenho mecânico, impacto ambiental e custo.

Figura 15 - Emissões absolutas

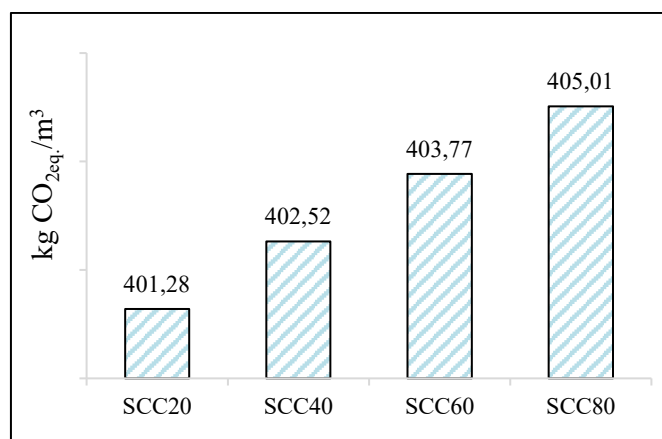


Figura 16 - Emissões relativas

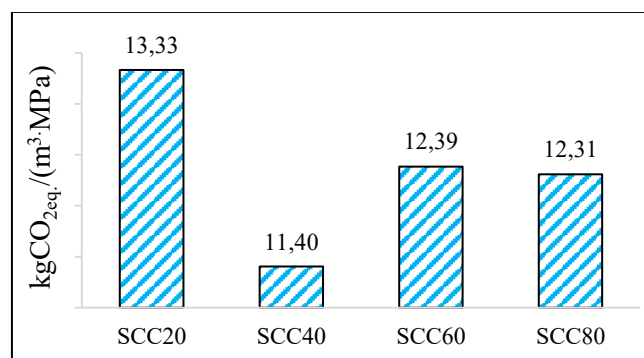


Figura 17 - Energia Incorporada absoluta

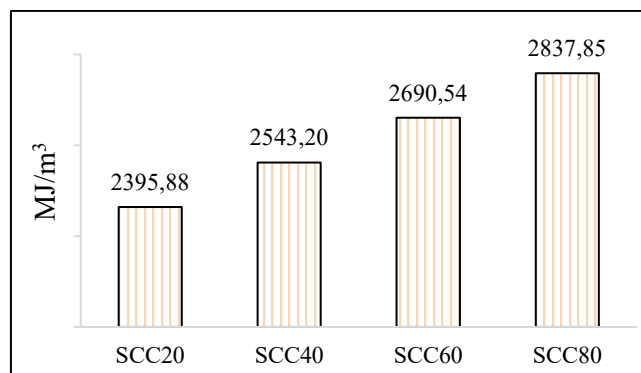


Figura 18 - Energia Incorporada relativa

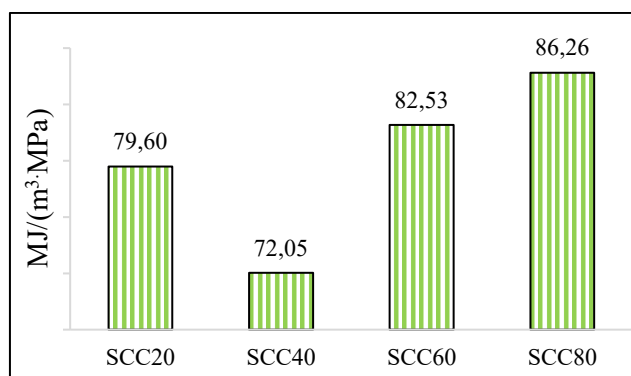


Figura 19 - Custos absolutos

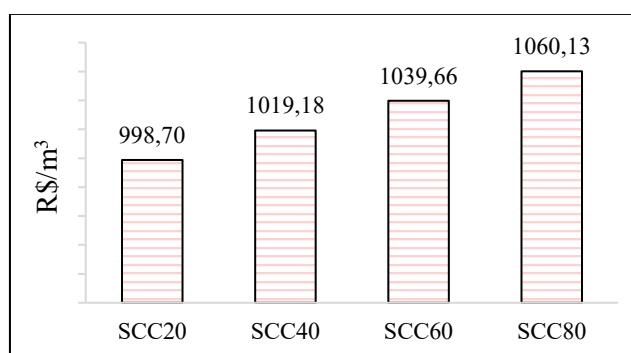
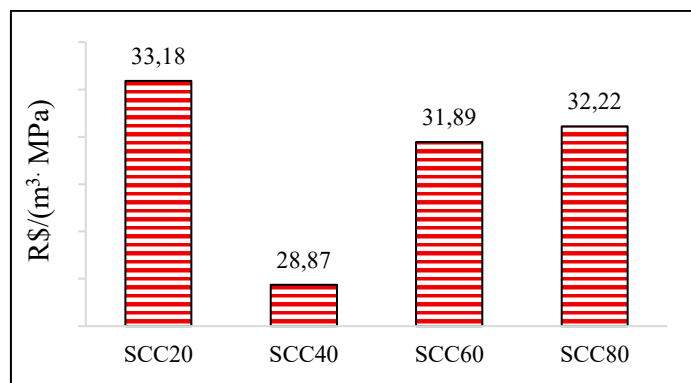


Figura 20 - Custos relativos



As Figuras 21 e 22 mostram que o cimento continua sendo o principal responsável pelas emissões de CO₂eq. e pela energia incorporada, o que está em consonância com Nielsen (2008), que indica que a contribuição dos agregados é inferior a 10% nas emissões totais do concreto.

Figura 21 - Proporção das emissões por material e por traço

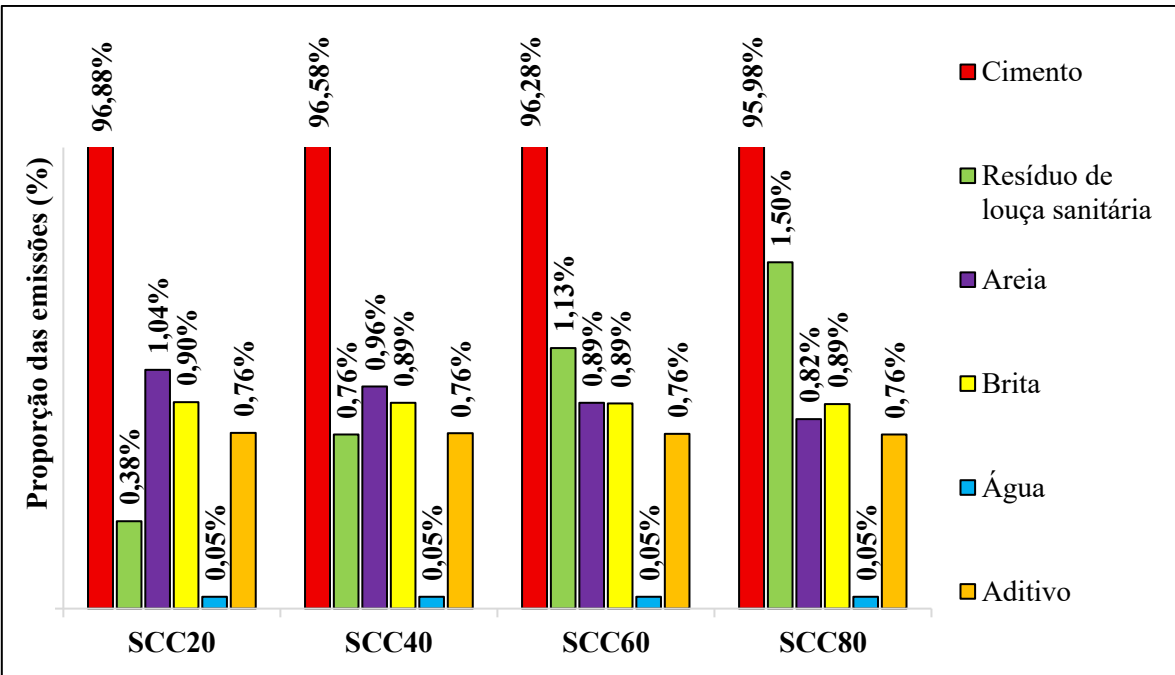
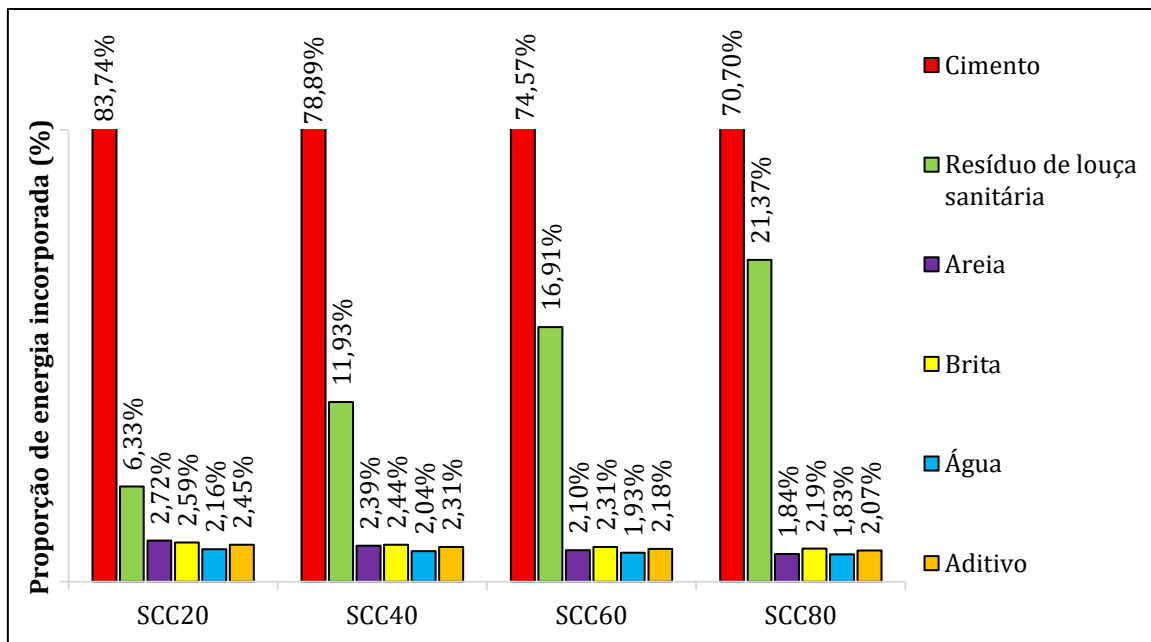


Figura 22 - Proporção da energia incorporada por material e por traço



As emissões relativas ao agregado de RLS mantiveram-se razoavelmente próximas as da areia. No entanto, como um reflexo do gasto energético acentuado da moagem, os níveis de energia incorporada ao resíduo de louça mostraram-se consideravelmente elevados.

O aumento do consumo energético pode compensar parcialmente os benefícios ambientais da substituição de materiais, evidenciando a necessidade de avaliação integrada dos processos (Yuan *et al.*, 2024).

O consumo energético constitui um dos principais parâmetros na avaliação ambiental de materiais, sendo diretamente responsável pelo aumento das emissões e impactos ao longo do ciclo de vida (Barbhuiya; Das, 2023).

Todavia, os resultados demonstraram, que, independentemente dos níveis consideravelmente elevados de energia incorporada, as emissões de CO_{2eq} por Megajoule de energia foram atenuadas pelo fator de emissão empregado.

A matriz energética exerce influência decisiva nos resultados de ACV, podendo alterar significativamente as emissões associadas a processos intensivos em energia (Silvestri *et al.*, 2020). Os resultados das estimativas acerca das emissões produzidas por concretos dependem da matriz energética de cada localidade (Lima, 2010).

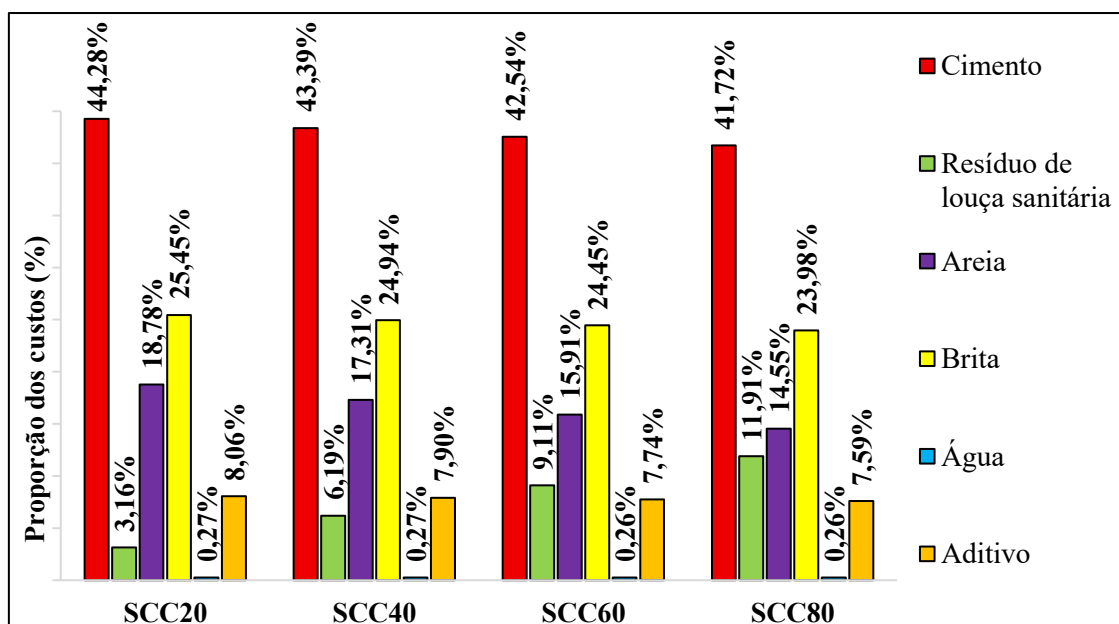
Para Hammond e Jones (2011), a manufatura de um mesmo produto por duas fontes distintas pode incorporar a mesma quantidade de energia, e, no entanto, liberar emissões atmosféricas em quantidades drasticamente diferentes.

Nessa linha, Tavares (2006) explica que a matriz energética brasileira apresenta uma situação privilegiada em termos de utilização de fontes renováveis de energia. Essa vantagem faz com que o país apresente um fator de emissão consideravelmente menor em comparação à média mundial, especialmente em países cuja matriz energética é caracterizada pela forte presença de fontes fósseis.

Dessa forma, a viabilidade ambiental do uso de RLS depende não apenas do consumo energético da moagem, mas também das características da matriz energética local.

A Figura 23 apresenta a distribuição dos custos por material, evidenciando que o agregado de RLS se manteve entre os insumos de menor custo na maioria dos traços.

Figura 23 - Proporção dos custos por material e por traço



Os resultados indicam que o agregado de RLS se posicionou, de modo geral, como um dos componentes de menor custo na composição dos concretos. Em todas as proporções avaliadas, sua participação percentual permaneceu inferior a do aglomerante e dos agregados naturais, sendo superior apenas a da água e do aditivo nos traços SCC60 e SCC80.

Cabe ressaltar que os ensaios foram conduzidos em escala de bancada, em uma instalação de baixa tensão, o que limita a representatividade direta dos resultados em relação a condições industriais. Nesse contexto, é razoável supor que o consumo específico de energia elétrica possa apresentar variações significativas quando considerados equipamentos em escala industrial, com diferentes níveis de eficiência operacional.

Adicionalmente, fatores externos relacionados à dinâmica do setor elétrico, como a aplicação de bandeiras tarifárias decorrentes de cenários de escassez hídrica, que implicam maior acionamento de usinas termelétricas, tendem a elevar o custo do kWh. Soma-se a isso a variabilidade regional das tarifas de energia elétrica, influenciada pela classe de consumo e pela concessionária responsável pelo fornecimento.

Dessa forma, destaca-se que a adoção de diferentes estruturas tarifárias pode impactar diretamente os resultados obtidos, sobretudo no que se refere à análise econômica do processo. Por fim, ressalta-se que as interpretações apresentadas neste estudo estão intrinsecamente condicionadas ao critério de viabilidade adotado, o qual orientou a análise integrada dos indicadores considerados.

6 Conclusões

A análise integrada dos indicadores mecânico-ambiental, mecânico-energético e mecânico-econômico evidenciou que o traço SCC40 apresentou o melhor desempenho global entre as dosagens avaliadas, indicando que níveis intermediários de substituição do agregado natural por RLS promovem um equilíbrio mais adequado entre desempenho mecânico, impactos ambientais e custos de produção.

No que se refere ao processo de moagem, verificou-se que os corpos moedores de aço inox proporcionaram maior eficiência na fragmentação do resíduo, enquanto a adoção de carga circulante contribuiu para a redução progressiva da granulometria ao longo das bateladas. Contudo, a carga de moagem empregada mostrou-se inferior aos valores usualmente recomendados na literatura, o que, aliado às limitações da escala experimental, pode ter influenciado a eficiência global do processo.

Apesar dos esforços de otimização, o consumo específico de energia elétrica atingiu 747,21 kWh/t, valor considerado elevado em função da granulometria fina objetivada, confirmando o caráter energeticamente intensivo da cominuição de resíduos cerâmicos. Ainda assim, sob a perspectiva ambiental, a contribuição do RLS nas emissões de CO₂eq. mostrou-se significativamente inferior à do cimento e, em média, próxima à dos agregados naturais, evidenciando que o impacto ambiental do resíduo está mais associado ao seu processamento do que à sua natureza material.

Do ponto de vista econômico, o agregado de RLS apresentou participação inferior à dos agregados naturais em todas as dosagens avaliadas, destacando-se, no traço SCC40, como um dos insumos de menor custo. Esses resultados indicam que a viabilidade ambiental e econômica do uso de RLS está diretamente condicionada a fatores externos, como a tarifa de energia elétrica e o fator de emissão da matriz energética, os quais, no contexto analisado, contribuíram para atenuar os impactos associados ao elevado consumo energético da moagem.

Dessa forma, conclui-se que a viabilidade do aproveitamento de resíduos de louça sanitária na produção de concretos depende da interação entre condições operacionais da moagem, características da matriz energética e estrutura tarifária adotada. Por fim, destaca-se que, embora não quantificados diretamente, os benefícios associados à redução dos passivos ambientais decorrentes da destinação final desses resíduos reforçam o potencial da solução, sendo recomendada a ampliação de estudos em escala industrial, com inclusão de variáveis operacionais, logísticas e de desempenho em longo prazo.

Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Base de dados das tarifas das distribuidoras de energia elétrica**. Brasília, 2023. Disponível em: <https://portalrelatorios.aneel.gov.br/luznatarifa/basestarifas>. Acesso em: 4 dez. 2023.
- AGÊNCIA REGULADORA DE SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE MINAS GERAIS. **Tarifas COPASA**. Belo Horizonte, 2023. Disponível em: <https://www.arsae.mg.gov.br/copasa/#doc>. Acesso em: 4 dez. 2023.
- ALMEIDA, D. H. *et al.* Properties of concrete manufactured with use of ceramic sanitary ware waste as aggregate. **Matéria**, v. 24, n. 2, jun. 2019.
- ALSALMAN, A. *et al.* Energy and CO₂ emission assessments of alkali-activated concrete and Ordinary Portland Cement concrete: a comparative analysis of different grades of concrete. **Cleaner Environmental Systems**, v. 3, p. 100047, dez. 2021.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16915**: agregados: amostragem. Rio de Janeiro, 2021.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 17054**: agregados: determinação da composição granulométrica: método de ensaio. Rio de Janeiro, 2022.
- ASSOCIAÇÃO NACIONAL DAS ENTIDADES DE PRODUTORES DE AGREGADOS PARA CONSTRUÇÃO. **Mercado**. Disponível em: <https://anepac.org.br/mercado/>. Acesso em: 10 out. 2023.

ANFACER. Louças sanitárias e congêneres: números do setor. 2023. Disponível em: <https://www.anfacer.org.br/sobre/numeros-do-setor>. Acesso em: 2 jun. 2023.

ÁVILA, S. G. D.; BECKER, M. **Mineralogia e cristalografia**. Londrina: Educacional, 2018.

AWOYERA, P. O.; AKINMUSURU, J. O.; NDAMBUKI, J. M. Green concrete production with ceramic wastes and laterite. **Construction and Building Materials**, v. 117, p. 29–36, ago. 2016.

BARBHUIYA, S.; DAS, B. B. Life Cycle Assessment of construction materials: methodologies, applications and future directions for sustainable decision-making. **Case Studies in Construction Materials**, v. 19, p. e02326, dez. 2023.

BARROS, F. B. M. *et al.* Efeito da natureza dos corpos moedores no produto da moagem de calcário em moinho planetário de bolas. In: ENCONTRO NACIONAL DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E METALURGIA EXTRATIVA, 28., Belo Horizonte, 2019. **Anais [...]** Belo Horizonte, 2019.

BERALDO, J. L. **Moagem de minérios em moinhos tubulares**. São Paulo: Edgard Blucher, 1987.

CABRAL JUNIOR, M. *et al.* Panorama da indústria cerâmica de sanitários no Brasil. **Cerâmica Industrial**, v. 15, n. 5/6, 2010.

CHAVES, A. P.; PERES, A. E. C. **Teoria e prática de tratamento de minérios**: britagem, peneiramento e moagem. São Paulo. Oficina do texto, 2012. v. 3.

EUROPEAN COMMITTEE FOR STANDARDIZATION. **EN 15804:2012 +A2:2019: Sustainability of construction works – Environmental product declarations – Core rules for the product category of construction products**. Brussels: CEN, 2019. Disponível em: <https://nmfv.dk/wp-content/uploads/2024/01/EN-15804-A2.pdf>. Acesso em: 27 out. 2023.

FLORES, Y. C. *et al.* Investigação da moagem ultrafina de quartzo. In: ENCONTRO NACIONAL DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E METALURGIA EXTRATIVA, 24., Salvador, 2011. **Anais [...]** Salvador, 2011.

FRANCIOLI, D. M.; CARVALHO, R. M.; TAVARES, L. M. M. Efeito das variáveis operacionais na moagem descontínua. In: ENCONTRO NACIONAL DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E METALURGIA EXTRATIVA, 26., Poços de Caldas, 2015. **Anais [...]** Poços de Caldas, 2015.

GAVRILETEA, M. D. Environmental impacts of sand exploitation: analysis of sand market. **Sustainability**, v. 9, n. 7, 1118, 2017.

GOMIDE, R. **Operações onitárias**. São Paulo: R. Gomide, 1983. v. 1.

GUERRA, I. *et al.* Eco-efficient concretes: the effects of using recycled ceramic material from sanitary installations on the mechanical properties of concrete. **Waste Management**, v. 29, n. 2, p. 634–646, 2009.

HAMMOND, G.; JONES, C. **Inventory of carbon and energy (ICE)**. Bath: University of Bath, 2011. Version 2.0.

HAMSASHREE *et al.* Durability of alkali-activated fly ash-slag concrete- state of art. **Innovative Infrastructure Solutions**, v. 9, n. 222, May 2024.

ISAIA, G. C. **A evolução do concreto estrutural**. In: ISAIA, G. C. (ed.). **Concreto: ciência e tecnologia**. São Paulo: IBRACON, 2011.

LEAL FILHO, W. *et al.* The unsustainable use of sand: reporting on a global problem. **Sustainability**, v. 13, n. 6, 3356, 2021.

LIMA, J. A. R. **Avaliação das consequências da produção de concreto no Brasil para as mudanças climáticas**. São Paulo, 2010. 151 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

LINARES, R. *et al.* LCA applied to comparative environmental evaluation of aggregate production from recycled waste materials and virgin sources. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, n. 31, p. 44023–44035, jul. 2024.

LÓPEZ, V. *et al.* Eco-efficient concretes: impact of the use of white ceramic powder on the mechanical properties of concrete. **Biosystems Engineering**, v. 96, n. 4, p. 559–564, 2007.

LUZ, A. B.; SAMPAIO, J. A.; FRANÇA, S. C. A. **Tratamento de minérios**. 5. ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010.

- MAGBOOL, H. M. Utilisation of ceramic waste aggregate and its effect on eco-friendly concrete: a review. **Journal of Building Engineering**, v. 47, p. 103815, abr. 2022.
- MEDEIROS, L. M.; DURANTE, L. C.; CALLEJAS, I. J. A. Contribuição para a avaliação de ciclo de vida na quantificação de impactos ambientais de sistemas construtivos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 18, n. 2, p. 365-385, abr./jun. 2018.
- MEDINA, C. *et al.* Gas permeability in concrete containing recycled ceramic sanitary ware aggregate. **Construction and Building Materials**, v. 37, p. 597-605, dez. 2012.
- MEDINA, C. *et al.* Influence of interfacial transition zone on engineering properties of the concrete manufactured with recycled ceramic aggregate. **Journal of Civil Engineering and Management**, v. 21, n. 1, p. 83-93, 2015.
- MEDINA, C.; SÁNCHEZ DE ROJAS, M. I.; FRÍAS, M. Properties of recycled ceramic aggregate concretes: Water resistance. **Cement and Concrete Composites**, v. 40, p. 21-29, jul. 2013.
- MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. **Concreto: microestrutura, propriedades e materiais**. 2. ed. São Paulo: Ibracon, 2014.
- MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. **Fator médio: inventários corporativos**. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2023.
- MITHUN, B. M. **Performance of alkali activated slag concrete mixes incorporating copper slag as fine aggregate**. Surathkal, 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Department of Civil Engineering, National Institute of Technology Surathkal, Surathkal, 2017.
- NIELSEN, C. V. Carbon footprint of concrete buildings seen in the life cycle perspective. In: CONCRETE TECHNOLOGY FORUM: FOCUS ON SUSTAINABLE DEVELOPMENT, Denver, 2008. **Proceedings [...]** Silver Spring: National Ready Mixed Concrete Association, 2008.
- ORTIGARA, Y. V. B. *et al.* Influence of the use of sanitary ware waste in self-compacting concrete production. **Materials Today: Proceedings**, v. 65, p. 511-519, mar. 2022.
- ORTIZ, O.; CASTELLS, F.; SONNEMANN, G. Sustainability in the construction industry: a review of recent developments based on LCA. **Construction and Building Materials**, v. 23, n. 1, p. 28-39, 2009.
- PACHECO-TORGAL, F.; JALALI, S. Reusing ceramic wastes in concrete. **Construction and Building Materials**, v. 24, n. 5, p. 832-838, May 2010.
- PASSER, A.; KREINER, H.; MAYDL, P. Assessment of the environmental performance of buildings: a critical evaluation of the influence of technical building equipment on residential buildings. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, n. 9, p. 1116-1130, 2012.
- PASSUELLO, A. C. B. *et al.* Aplicação da avaliação do ciclo de vida na análise de impactos ambientais de materiais de construção inovadores: estudo de caso da pegada de carbono de clínqueres alternativos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 14, n. 4, p. 7-20, out./dez. 2014.
- PAULA, R. *et al.* Avaliação do ciclo de vida de argamassas com resíduos de cerâmica vermelha considerando um indicador de desempenho mecânico-durabilidade. In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA, 6., Brasília, 2018. **Anais [...]** Brasília, 2018.
- PINTO, T. P. **Metodologia para a gestão diferenciada de resíduos sólidos da construção urbana**. São Paulo, 1999. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- RODRÍGUEZ-ROBLES, D.; VAN DEN HEED, P.; DE BELIE, N. Life cycle assessment applied to recycled aggregate concrete. In: BRITO, J. de; AGRELA, F. (ed.). **New trends in eco-efficient and recycled concrete**. Duxford: Woodhead Publishing, 2019.
- ROSA, A. C. **Método para estimativa do consumo específico de energia de itabiritos em moinhos de remoagem a seco**. São Paulo, 2019. 126 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.
- ROTH, C. G.; GARCÍAS, C. M. Construção civil e a degradação ambiental. **Desenvolvimento em Questão**, v. 7, n. 13, p. 111-128, 2009.
- SILVESTRI, L. *et al.* Life cycle assessment of sanitaryware production: a case study in Italy. **Journal of Cleaner Production**, v. 251, p. 119708, abr. 2020.

SOUZA, R. M. *et al.* Modelo neuro-fuzzy para predição das emissões de CO₂ de dosagens de concreto para biodigestores na suinocultura. **Ambiente Construído**, v. 22, n. 4, p. 321–334, out./dez. 2022.

TAVARES, S. F. **Metodologia de análise do ciclo de vida energético de edificações residenciais brasileiras**. Florianópolis, 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

TINO, A. A. A.; GUZZO, P. L. Análise das alterações dimensionais e morfológicas da gipsita Johnson processada em moinho planetário. In: ENCONTRO NACIONAL DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E METALURGIA EXTRATIVA, 27., Belém, 2017. **Anais [...]** Belém, 2017.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Sand and sustainability: finding new solutions for environmental governance of global sand resources**. Geneva: United Nations Environment Programme, 2019. Disponível em: <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/28163>. Acesso em: 2 jun. 2023.

VIEIRA, T. *et al.* Durability-related performance of concrete containing fine recycled aggregates from crushed bricks and sanitary ware. **Materials & Design**, v. 90, p. 767–776, jan. 2016.

YUAN, Q. *et al.* Life cycle assessment of ceramic tiles manufactured using industrial waste fly ash. **Journal of Building Engineering**, v. 97, p. 110775, nov. 2024.

Declaração sobre IA Generativa e Tecnologias Assistidas por IA no Processo de Escrita

Durante a preparação deste trabalho, o(s) autor(es) utilizou(aram) o ChatGPT para verificar problemas gramaticais e melhorar a legibilidade e organização do artigo. Após a utilização desta ferramenta/serviço, o(s) autor(es) revisou(aram) e editou(aram) o conteúdo conforme necessário e assume(m) total responsabilidade pelo conteúdo da publicação.

Declaração de Disponibilidade de Dados

Dados de pesquisa somente disponíveis mediante solicitação ao autor correspondente.

Conflito de Interesse

Não há conflito de interesse.

Contribuição dos autores

Yuri V. B. Ortigara: Conceitualização; Metodologia; Análise de dados; Validação de dados e experimentos; Disponibilização de ferramentas; Administração do projeto; Supervisão; Redação - revisão e edição. **João V. de S. Martins:** Pesquisa; Curadoria de dados; Metodologia (etapa experimental); Análise de dados; Validação de dados e experimentos; Design da apresentação de dados; Redação do manuscrito original; Redação - revisão e edição.

Agradecimento

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais - IFSULDEMINAS.

Editor: **Marcelo Henrique Farias de Medeiros**

Ambiente Construído

Revista da Associação Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído

Av. Osvaldo Aranha, 99 - 3º andar, Centro

Porto Alegre - RS - Brasil

CEP 90035-190

Telefone: +55 (51) 3308-4084

www.seer.ufrgs.br/ambienteconstruido

www.scielo.br/ac

E-mail: ambienteconstruido@ufrgs.br



This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License.