

CAIO FELIPE DE PAULA SANTOS

**Eficiência energética-ecológica considerando análise de ciclo de vida em sistemas de
geração de energia renováveis e não-renováveis**

Caio Felipe de Paula Santos

**Eficiência energética-ecológica considerando análise de ciclo de vida em sistemas de
geração de energia renováveis e não-renováveis**

Tese apresentada à Faculdade de Engenharia do
Campus de Guaratinguetá, Universidade
Estadual Paulista, para a obtenção do título de
Doutor em Engenharia Mecânica na área de
Sustentabilidade e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Celso Eduardo Tuna
Co-Orientador: Prof. Dr. José Luz Silveira

Guaratinguetá/SP
2022

S237e	Santos, Caio Felipe de Paula Eficiência energética-ecológica considerando análise de ciclo de vida em sistemas de geração de energia renováveis e não-renováveis / Caio Felipe de Paula Santos – Guaratinguetá, 2022 72 f. : il. Bibliografia: f. 65-72 Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá, 2022. Orientador: Prof. Dr. Celso Eduardo Tuna Coorientador: Prof. Dr. José Luz Silveira 1. Energia - Fontes alternativas. 2. Energia elétrica - Consumo. 3. Efeito estufa (Atmosfera). I. Título. CDU 620.91(043)
-------	---

Luciana Máximo
Bibliotecária-CRB-8/3595

CAIO FELIPE DE PAULA SANTOS

**ESTA TESE FOI JULGADA ADEQUADA PARA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE
“DOUTOR EM ENGENHARIA MECÂNICA”**

**PROGRAMA: ENGENHARIA MECÂNICA
CURSO: DOUTORADO**

APROVADA EM SUA FORMA FINAL PELO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO


Prof. Dr. Manoel Cléber de Sampaio Alves
Coordenador

BANCA EXAMINADORA:


Prof. Dr. CELSO EDUARDO TUNA
Orientador - UNESP
participou por videoconferência


Prof. Dr. NESTOR PROENZA PÉREZ
CEFET/RJ
participou por videoconferência


Prof. Dr. THIAGO AVERALDO BIMESTRE
Unisal
participou por videoconferência


Prof^ª. Dr.^a. ELIANA VIEIRA CANETTIERI
UNESP
participou por videoconferência


Prof. Dr. RICARDO ALAN VERDÚ RAMOS
UNESP ILHA SOLTEIRA
participou por videoconferência

MARÇO de 2022

DADOS CURRICULARES

CAIO FELIPE DE PAULA SANTOS

NASCIMENTO: 04.08.1989 – Lorena/SP

FILIAÇÃO: Pedro dos Santos
Izilda de Paula Santos

2007/2012 Graduação em Engenharia Elétrica e Eletrônica
Universidade de Taubaté

2013/2015 Curso de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, nível de Mestrado
Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá
Universidade Estadual Paulista

Ao meu Senhor, que é Digno de toda honra,
toda glória e todo louvor.

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor Jesus por toda força e sabedoria concedidas para realização deste trabalho.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Celso Eduardo Tuna, e ao coorientador, Prof. Dr. José Luz Silveira, por sempre me apoiarem nos momentos de trabalho e, também, de descontração.

À minha amada esposa Jéssica Ribeiro, pessoa que amo e que sempre me apoia e me suporta, em todos os momentos, bons e ruins, não permitindo que eu desistisse do trabalho nos momentos difíceis que atravessamos nos últimos anos.

Aos meus pais, Pedro dos Santos e Izilda de Paula Santos, que sempre estiveram presentes em toda minha vida tanto como professores e como alunos, praticando uma grande sinergia comigo.

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - código de financiamento 001;

“Todas as coisas foram feitas por intermédio
dEle; e sem Ele, nada do que existe teria sido
feito.”

(João 1:3)

RESUMO

O consumo mundial de energia elétrica vem aumentando exponencialmente ao longo dos anos, consequentemente há um aumento nas emissões atmosféricas. Além disso, a diversidade de fontes de geração de eletricidade está aumentando e as fontes renováveis estão se tornando mais populares por serem consideradas fontes de energia renovável com baixas emissões atmosféricas. Este trabalho apresenta uma contribuição original a partir de uma revisão técnica abrangente do atual estado da arte do método de eficiência ecológica e da aplicação da análise do ciclo de vida em sistemas de geração de energia, tanto renováveis como não renováveis. Como contribuição original, este trabalho visa resolver a dificuldade ecológica em encontrar valores para sistemas de geração de energia renovável e, assim, poder comparar com sistemas convencionais ao investigar a influência dos resultados da análise do ciclo de vida. As contribuições desta tese podem tornar a tomada de decisão de políticas públicas nas escolhas dos sistemas de geração de energia simplificando o entendimento de leigos e especialistas durante o processo, ou seja, fazendo-os entender que as consequências das emissões indiretas de gases de efeito estufa são tão prejudiciais ou mais do que emissões diretas, uma vez que normalmente não são contabilizadas em plantas de geração de energia elétrica. Segundo a antiga metodologia, por exemplo, as eficiências ecológicas de plantas renováveis como fotovoltaicas e eólicas apresentavam valor de 100% ou próximos a 100%, porém através deste trabalho resultou-se em valores entre 26% e 85% para fotovoltaica e 68% e 96% para eólica. Já para tecnologias não-renováveis encontrou-se valores entre 18% e 26% para queima de carvão, 30% a 57% para óleo combustível e 30% a 50% para gás natural. Essa variação se deve ao fato de se ter considerado fator de carga das plantas.

PALAVRAS-CHAVE: Geração de energia. Efeito estufa. Poluição do ar. Eficiência ecológica. Energia renovável.

ABSTRACT

The world consumption of electric energy has been increasing exponentially over the years, consequently there is an increase in atmospheric emissions. In addition, the diversity of sources of electricity generation is increasing and renewable sources are becoming more popular as they are considered renewable energy sources with low atmospheric emissions. This work presents an original contribution from a comprehensive technical review of the current state of the art of the ecological efficiency method and the application of life cycle analysis in energy generation systems, both renewable and non-renewable. As an original contribution, this work aims to solve the ecological efficiency difficulty in finding values for renewable energy generation systems and, thus, be able to compare with conventional systems when investigating the influence of life cycle analysis results. The contributions of this thesis can make public policy decision-making in the choices of energy generation systems simplifying the understanding of laypeople and experts during the process, that is, making them understand that the consequences of indirect greenhouse gas emissions are as harmful or more harmful than direct emissions, as they are normally not accounted for in electric power generation plants. According to the old methodology, for example, the ecological efficiencies of renewable plants such as photovoltaic and wind power had a value of 100% or close to 100%, but this work resulted in values between 26% and 85% for photovoltaic and 68% and 96% for wind. For non-renewable technologies, values between 18% and 26% were found for burning coal, 30% to 57% for fuel oil and 30% to 50% for natural gas. This variation is due to the fact that the load factor of the plants was considered.

KEYWORDS: Power generation. Greenhouse effect. Air pollution. Ecological efficiency. Renewable energy.

SUMÁRIO

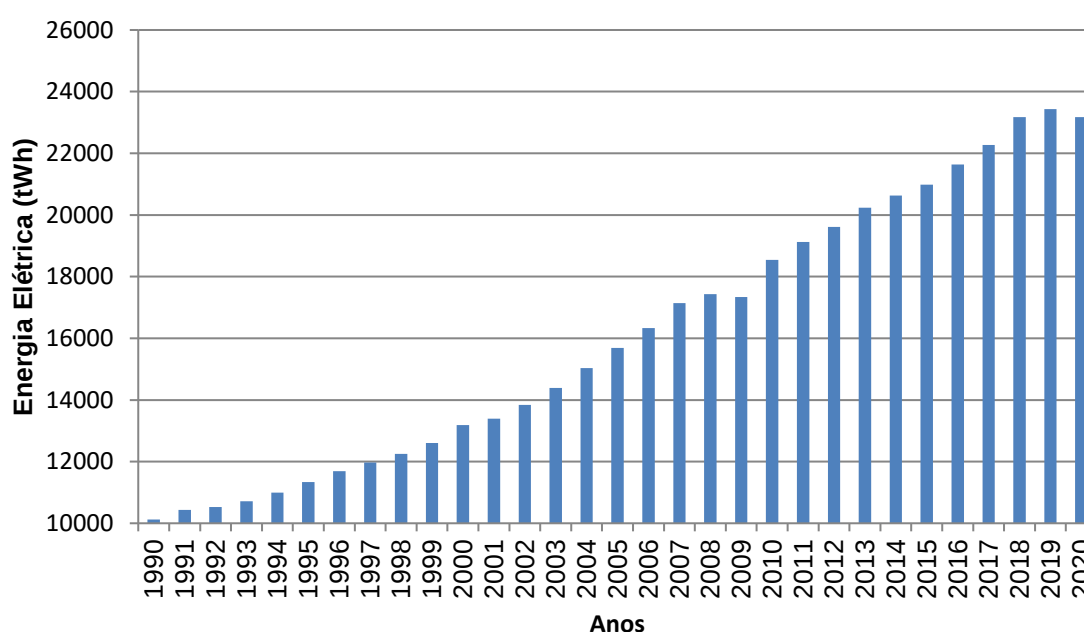
1	INTRODUÇÃO	12
1.1	JUSTIFICATIVA	13
1.2	OBJETIVOS	14
1.2.1	Objetivo geral	14
1.2.2	Objetivos específicos	14
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
2.1	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA.....	16
2.2	ASPECTOS DA METODOLOGIA DA ACV.....	19
2.2.1	Definição de meta e escopo.....	21
2.2.2	Análise de inventário de ciclo de vida.....	21
2.2.3	Avaliação do impacto do ciclo de vida.....	21
2.2.4	Interpretação.....	22
2.3	EFICIÊNCIA ECOLÓGICA.....	22
2.4	CICLO DE VIDA DE SISTEMAS DE GERAÇÃO DE ENERGIA.....	24
2.4.1	Ciclo de vida do carvão mineral.....	24
2.4.2	Ciclo de vida do gás natural.....	27
2.4.3	Ciclo de vida da energia nuclear.....	29
2.4.4	Ciclo de vida do solar fotovoltaica (FV).....	33
2.4.4.1	Células solares de silício.....	34
2.4.4.2	Células solares de filme fino.....	36
2.4.5	Ciclo de vida da energia eólica.....	37
2.4.6	Ciclo de vida da biomassa.....	38
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	40
3.1	Análise dos critérios e a abordagem de seleção.....	40
3.1.1	Emissões incluídas.....	40
3.1.2	Estudos de caso de ACV incluídos.....	40
3.1.2.1	Carvão mineral.....	42
3.1.2.2	Lignito.....	43
3.1.2.3	Gás natural.....	44
3.1.2.4	Óleo combustível.....	45
3.1.2.5	Nuclear.....	46
3.1.2.6	Hidrelétricas.....	47
3.1.2.7	Solar fotovoltaica (FV).....	48

3.1.2.8	Eólica.....	48
3.1.2.9	Biomassa.....	49
3.2	CONTRIBUIÇÕES DOS IMPACTOS A MONTANTE.....	50
3.2.1	Fornecimento de biomassa.....	51
3.3	UNIDADE FUNCIONAL E COMPARABILIDADE.....	51
3.4	SELEÇÃO DAS EMISSÕES.....	52
3.5	UMA NOVA PROPOSTA NA DETERMINAÇÃO DA EFICIÊNCIA ECOLÓGICA.....	53
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	56
5	CONCLUSÕES.....	63
	REFERÊNCIAS.....	65

1 INTRODUÇÃO

Entre 1990 e 2020, o consumo mundial de eletricidade aumentou em mais de 100%, conforme ilustrado na Figura 1. Em 2017, aproximadamente 67% da energia usada no mundo veio de combustíveis fósseis (ou seja, carvão, gás natural, óleo diesel), com a geração de eletricidade sendo responsável por aproximadamente 42% das emissões globais de CO₂ (IEA, 2018).

Figura 1 – Evolução do consumo de energia elétrica no mundo, 1990 – 2020



Fonte: Adaptado de ENERDATA (2021).

De acordo com Herbert et al. (2016), nas últimas duas décadas, a integração das preocupações ambientais na tomada de decisões vem ganhando destaque tanto em nível nacional quanto global. O desenvolvimento sustentável agora influencia o desenho de políticas, bem como as escolhas tecnológicas industriais. As emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE), como CO₂ e CH₄, provenientes da geração de energia têm sido abordadas em vários estudos (BERGERSON, LAVE, 2018; DONES, HECK, 2004; VARUN, PRALASH, 2009; SIMS et al., 2007; LUND, BISWAS, 2008; VAN DE VATE, 1997; WEISSER, 2007), que geralmente desempenham um papel fundamental no desenvolvimento de estratégias de mitigação de GEE para o setor de energia (TONINI, ASTRUP, 2012). No entanto, até que ponto esses estudos fornecem informações precisas, robustas e comparáveis pode ser questionado quanto à sua

utilidade para a tomada de decisões de longo prazo? A falta de uma ferramenta para avaliar e auxiliar na tomada de decisão, seja econômica, ecológica ou até mesmo política, traz à tona a necessidade deste trabalho.

1.1 JUSTIFICATIVA

Em 1999, Mircea Cardu e Malvina Baica apresentaram uma metodologia originalmente chamada de *energy-ecologic efficiency* ou eficiência energética-ecológica (CARDU e BAICA, 1999a). Em seguida, apresentaram a primeira variação dessa metodologia e aplicaram em vários tipos de usinas de energia a carvão e óleo combustível (CARDU e BAICA, 1999b).

No ano 2000, apresentaram uma segunda variação da metodologia original que contabiliza as emissões controladas de nitrogênio e óxidos de enxofre (CARDU e BAICA, 2000).

Um ano depois, apresentaram uma analogia entre a eficiência energético - ecológica e a atividade sísmica da crosta terrestre (CARDU e BAICA, 2001) e aplicaram a metodologia em caldeiras de leito fluidizado circulante, as comparando com as caldeiras a carvão convencionais (CARDU e BAICA, 2001).

Em 2003, esses mesmos autores, propuseram a primeira abordagem para usinas termelétricas de duplo combustível, avaliando as combinações de carvão com óleo combustível e metano com hidrogênio (CARDU e BAICA, 2003).

Villela e Silveira (1999) incluíram uma modificação no método original, aumentando o número de poluentes considerados na análise, batizando a variação de Eficiência Ecológica.

Silveira et al. (2007) aplicou a metodologia de Villela e Silveira (1999) pela primeira vez num estudo comparativo entre uma planta de 1000 MW em ciclo combinado e mil plantas de 1kW de termelétricas a Diesel. No mesmo ano Villela e Silveira (2007) avaliaram a eficiência ecológica da combustão de gás natural e do diesel em plantas de ciclo combinado.

Em 2010, Cardu e Baica introduziram um novo critério chamado de SONOX para que fossem consideradas as normas da União Europeia relativos aos seus limites de emissão para os gases SO₂ e NO_x.

A partir disso, Coronado et al. (2010), estudou a eficiência ecológica do biodiesel, diesel e misturas dos dois combustíveis considerando pela primeira vez considerando aplicação desse parâmetro para o setor de transporte.

Dois anos depois, Silveira et al. (2012) incrementaram a metodologia de Villela e aplicaram-na à queima de gás natural em um sistema de cogeração de um hospital.

No ano seguinte, Diniz Filho (2013) aplicou a metodologia na queima de bagaço de cana em um gaseificador de leito fluidizado circulante. Eles pesquisaram pela primeira vez como a Eficiência Ecológica pode ser influenciada pela captura de carbono biogênico no crescimento da cultura de cana-de-açúcar.

Recentemente, Carneiro e Gomes (2019) quantificaram a eficiência ecológica e a consideraram para estimar o custo do equipamento de redução de poluição em uma planta de ciclo combinado operando com resíduos sólidos urbanos e gás natural como combustíveis.

Até o presente momento, pôde-se apenas comparar eficiências ecológicas entre plantas que utilizam combustíveis fósseis como fonte de energia primária. Porém, a matriz energética mundial tem se diversificado cada vez mais e faz-se necessária uma metodologia que possa servir de gerador de parâmetro para que diferentes tecnologias sejam comparadas. Entretanto, tecnologias consideradas renováveis não possuem, majoritariamente, emissões de gases de efeito estufa na fase de operação.

Neste trabalho é considerada uma nova abordagem para determinar a Eficiência Ecológica (EE), considerando a ACV de uma usina de geração de energia. No entanto, existem várias metodologias de ACV que podem ser utilizadas para analisar as emissões de uma determinada fonte de energia. Em seguida, uma revisão dos artigos da ACV ajudará a fixar fatores de emissão específicos para vários tipos de sistemas de geração de energia. Antes disso, o Indicador de Poluente pode ser modificado para ter uma forma de comparar sistemas convencionais e sustentáveis de geração de energia por meio de equações de Eficiência Ecológica, de uma forma diferente de estudos anteriores, algo que até então não era possível.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Desenvolver uma nova versão da metodologia que determina a Eficiência Ecológica considerando o ciclo de vida da planta de geração de energia.

1.2.2 Objetivos específicos

- Realizar uma revisão em artigos sobre ACV para determinar fatores de emissões específicos para diversos tipos de sistemas de geração de energia;

- Modificar a equação do indicador de poluição e da eficiência ecológica a fim de que se possa comparar sistemas convencionais e sustentáveis de geração de energia elétrica.

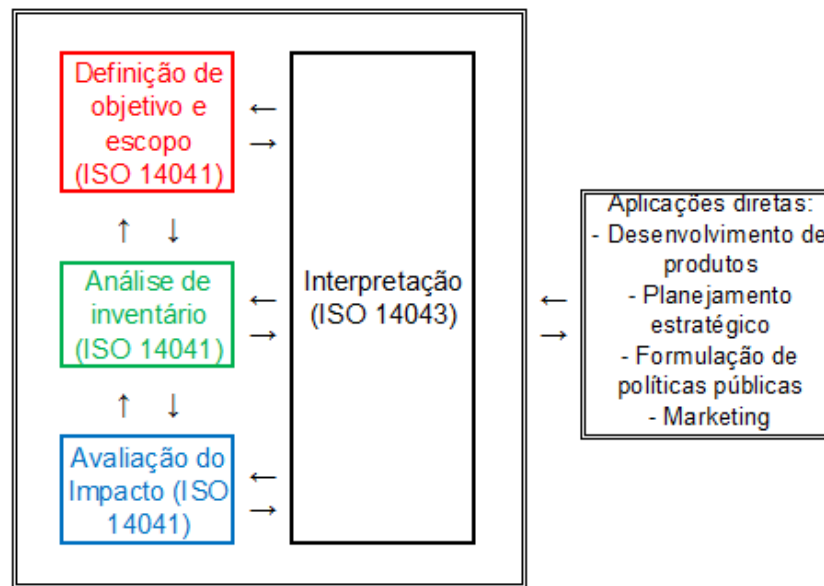
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a pegada de carbono e outras abordagens contábeis de GEE são comumente usadas para apoio à decisão política e econômica em empreendimentos tanto privados quanto públicos para atendimento da demanda energética nacional (FINNDEVEN e EKVALL, 1998; CLARKE ET AL, 2007; BOLDRIN ET AL, 2011). Na ACV, os possíveis impactos ambientais associados ao ciclo de vida de um produto/serviço são avaliados com base em um Inventário de Ciclo De Vida (ICV), que inclui dados relevantes de entrada/saída e emissões compiladas para o sistema associado ao produto/serviço em questão. O escopo abrangente da ACV é útil para evitar a mudança de problemas de uma fase do ciclo de vida para outra, de uma região para outra ou de um problema ambiental para outro (FINNDEVEN, 2009).

A ACV é uma técnica para avaliar vários aspectos associados ao desenvolvimento de um produto e seu potencial impacto ao longo da vida do produto desde a aquisição, processamento, fabricação, uso e finalmente seu descarte (ISO 14040, 1997). Os estudos de ACV devem abordar sistematicamente e adequadamente os aspectos ambientais de produtos/sistemas. A profundidade dos detalhes e do período de um estudo de ACV pode variar em grande medida, dependendo da definição de objetivo e escopo. O escopo, suposições, descrição da qualidade dos dados, metodologias e resultados dos estudos de ACV devem ser transparentes. A metodologia da ACV deve ser favorável à inclusão de novas descobertas científicas e melhorias no estado da arte da tecnologia. Os resultados também estão relacionados ao uso de um produto, o que permite comparações entre alternativas. A ACV inclui definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação dos resultados, conforme ilustrado na Figura 2 (ISO 14041, 1997; ISO 14042, 1998; ISO 14043, 2000; ISO 14044, 2000).

Figura 2 - Fluxograma da Avaliação do Ciclo de Vida



Fonte: adaptado de ISO 14041 (1997) e ISO 14043 (2000)

A crescente conscientização sobre a importância da energia em nossa sociedade e a crescente preocupação com futuras fontes de energia levaram a indagações sobre a quantidade de energia usada na produção de bens e serviços. Uma aplicação importante da ACV é a análise da energia líquida. Huettner (1976) explica que a energia líquida foi definida como a quantidade de energia que permanece para uso do consumidor após o pagamento dos custos de energia para encontrar, produzir, atualizar e fornecer a energia. Se uma nova tecnologia consumisse mais energia do que produzia, obtendo um resultado líquido negativo de energia, não poderia fornecer nenhuma contribuição útil ao suprimento de energia e deveria ser descartada como um reservatório de energia líquida. Por outro lado, Mortimer (1991) afirma que se uma nova tecnologia energética puder alcançar uma produção líquida positiva de energia quando a energia estiver escassa, ela deverá ser adotada para uso mesmo que a avaliação econômica de suas perspectivas seja desfavorável.

A ACV é um instrumento para quantificar todos os impactos de toda a cadeia de suprimento de energia, por exemplo para obter a Demanda Cumulativa de Energia (DCE) para produção de uma usina de energia, suas emissões de carbono no ciclo de vida, etc. De acordo com Wagner et al. (2007), toda a instalação é dividida em componentes e sub componentes e todos os fluxos de energia e material são examinados. O impacto no ciclo de vida de sistemas típicos de energia renovável é importante quando comparado a sistemas convencionais baseados em combustível para escolha racional de fontes de energia.

Na ACV, os possíveis impactos ambientais associados ao ciclo de vida de um produto/serviço são avaliados com base em um inventário de ciclo de vida (ICV), que inclui dados relevantes de entrada/saída e emissões compiladas para o sistema associado ao produto/serviço em questão. O escopo abrangente da ACV é útil para evitar a mudança de problemas de uma fase do ciclo de vida para outra, de uma região para outra ou de um problema ambiental para outro (FINNVEDEN et al., 2009). Embora uma pegada de carbono possa ter mais apelo do que a ACV devido à simplicidade da abordagem (WEIDEMA et al., 2008), as pegadas de carbono envolvem apenas um único indicador, o que pode resultar em simplificação excessiva. Ao otimizar o desempenho do sistema com base apenas nas emissões de GEE, novos encargos ambientais podem ser introduzidos a partir de outras emissões ambientais (por exemplo, NO_x e SO_2). Uma perspectiva em nível de sistema é, portanto, essencial na avaliação, e a variedade de tipos de emissão incluídos em um estudo pode afetar criticamente o resultado; embora descritos como "estudos completos da ACV", alguns estudos, como por exemplo (ODEH, COCKERILL, 2008; ITO et al., 2008; MEIER, 2002) que incluem apenas emissões de GEE. As emissões gerais podem ser categorizadas em emissões diretas (por exemplo, da queima de combustível em uma usina) e emissões indiretas (por exemplo, relacionadas ao fornecimento de combustível, recursos, bens, etc.) ou ao gerenciamento de resíduos e utilização de produtos a jusante do sistema).

Contabilizar apenas as emissões diretas da geração de energia elétrica e não incluir as emissões indiretas pode resultar em conclusões imprecisas e levar a decisões que não fornecem os benefícios ambientais pretendidos. Estudos anteriores indicaram claramente que as emissões indiretas de GEE de combustíveis fósseis podem representar até 25% das emissões gerais relacionadas à geração de energia elétrica (SPADARO et al., 2000); esse valor é ainda mais alto para as tecnologias renováveis (WEISSER, 2007). A energia elétrica é essencial em sociedades modernas, e os dados de emissão relacionados à geração de energia elétrica são amplamente utilizados para fins na composição de relatórios. Conjuntos de dados e fatores de emissão para geração de energia elétrica (por exemplo, kg de CO_2/MWh) são usados frequentemente ao executar ACV e/ou GEE. No entanto, apesar da importância da confiabilidade dos dados e do grande número de estudos que avaliam a geração de energia elétrica, podem ser encontradas discrepâncias significativas entre os conjuntos de dados de ICV para tecnologias semelhantes de energia elétrica. Edenhofer et al. (2011) atribuíram essas diferenças às características tecnológicas, condições locais e aspectos metodológicos da ACV. Nas últimas duas décadas, as diretrizes da ACV por exemplo, ISO 14040 (ISO 14040, 2006) e o manual ILCD (EUROPE COMMISSION, 2010) foram desenvolvidas na tentativa de garantir coerência e comparabilidade

entre os estudos da ACV. No entanto, essas diretrizes permitem que pesquisadores individuais interpretem subjetivamente aspectos metodológicos fundamentais (por exemplo, escolha dos limites do sistema, procedimentos de alocação e quais emissões incluir na avaliação).

Portanto, uma simples declaração de conformidade que acompanha essas diretrizes não é suficiente para garantir que os resultados sejam precisos e robustos. Consequentemente, os dados de ICV e os resultados de ACV podem ser mal utilizados, acidental ou intencionalmente, quando o escopo do estudo original e os requisitos de um usuário não coincidem (WWEA, 2009). Para evitar o uso indevido e decisões injustificadas, é importante que duas condições sejam preenchidas:

- i) que as escolhas metodológicas sejam descritas de forma transparente e que o escopo do estudo da ACV seja estritamente definido; e
- ii) que escolhas coerentes e apropriadas sejam feitas em relação aos limites do sistema e aos conjuntos de dados de ICV para reduzir a lacunas entre o sistema modelado e a realidade.

Atualmente, existem várias abordagens entre os profissionais de ACV, mas a importância de escolhas metodológicas, tipos de emissão e contribuições das fases individuais do ciclo de vida não foi avaliada criticamente no contexto da geração de energia elétrica.

2.2 ASPECTOS DA METODOLOGIA DA ACV

O atual quadro regulamentar para a ACV é definido pelas normas ISO 14040 (ISO 14040, 2006) e ISO 14044 (ISO 14044, 2006). Um estudo de ACV é geralmente realizado iterando quatro fases (definição de objetivos e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto, interpretação) e é usado para quantificar os principais impactos ambientais potenciais relacionados ao produto ou serviço em questão. As ACV's são frequentemente aplicadas como ferramentas de apoio à decisão para a seleção entre diferentes alternativas que fornecem o mesmo produto ou serviço. Uma ACV é quantificada pelo conceito de uma "unidade funcional" que define o produto ou serviço. A unidade funcional garante, assim, a comparabilidade entre os cenários alternativos. Os padrões atuais da ISO fornecem diretrizes para a realização de um estudo de ACV, mas permitem liberdade de interpretação de questões metodológicas essenciais (WEIDEMA et al., 2008).

Consequentemente, escolhas e abordagens subjetivas podem levar a resultados incompatíveis com outros estudos com objetivos e escopo idênticos. Ao selecionar conjuntos de dados de ICV para produção de energia elétrica, é possível usar dados harmonizados. Uma harmonização meta-analítica dos aspectos técnicos e metodológicos das emissões de GEE do

ciclo de vida da geração de energia visa reduzir a variabilidade dos fatores de emissão estimados e é feita por escolhas metodológicas (por exemplo, limites do sistema, procedimentos de alocação e emissões) e aspectos técnicos (por exemplo, eficiência e qualidade do combustível). Estão disponíveis fatores de emissão harmonizados para tecnologias específicas: carvão considerando as características do combustível, tipo de tecnologia de combustão e eficiência térmica (WHITAKER et al., 2012); energia nuclear considerando o mix de energia primária, teor de urânio, enriquecimento de urânio e abordagem da ACV (WARNER, HEATH, 2012); energia solar fotovoltaica; considerando o tipo de aplicação, características meteorológicas, taxa de desempenho, vida útil, eficiência e área do módulo (KIM, 2012; HSU, 2012); e energia eólica, considerando o tipo de tecnologia, capacidade, tempo de vida e fator de capacidade (DOLAN, HEATH, 2012; PADEY et al., 2012). No entanto, conjuntos de dados apropriados de ICV que refletem as condições locais e o escopo temporal do estudo precisam ser aplicados, com base no escopo de um estudo individual. A própria abordagem de aquisição de dados pode afetar significativamente os resultados, apesar do fato de que os dados devem ser coletados de fontes publicadas e devem ser apropriados às tecnologias e processos relevantes e que os critérios de seleção de dados devem ser claramente declarados (ISO 14044, 2006). No geral, duas abordagens são usadas: Análise da Cadeia de Processo (ACP) e análise de entradas e saídas (AES). O ACP é uma abordagem de baixo para cima que usa dados de engenharia e informações específicas do processo, de preferência obtidas diretamente das plantas. O ACP é um procedimento demorado, mas geralmente resulta em resultados mais precisos (FINNVEDEN et al., 2009). A coleta de dados no ACP geralmente é simplificada pela aplicação de critérios de corte para excluir processos menos relevantes do sistema. Esta simplificação leva, no entanto, a uma subestimação geral do impacto (HENDRICKSON et al., 1998). Por outro lado, o AES é uma abordagem de montante a jusante com base em dados monetários para setores econômicos individuais, considerando assim fluxos agregados entre setores. Geralmente, o AES estima impactos maiores que o ACP, porque os limites do sistema são estendidos e nenhum corte de processo é aplicado (MEIER et al., 2005). Uma variedade de abordagens híbridas foi desenvolvida para superar essas limitações (WEC, 2004; WEIDEMA et al., 2009; SUH, HUPPES, 2005; HEIJUNGS et al., 2006); no entanto, relativamente poucos estudos usando essas abordagens estão disponíveis na literatura. Wiedmann et al. (2014) calcularam as emissões de GEE da energia eólica usando duas abordagens híbridas, bem como a ACP, e obtiveram resultados significativamente diferentes, ilustrando assim a variabilidade dos resultados das abordagens híbridas individuais.

2.2.1 Definição de meta e escopo

A fase de definição de objetivo e escopo envolve a definição do objetivo pretendido do estudo, a extensão dos limites do sistema, a unidade funcional declarada e as aplicações do estudo (ISO, 2006a, 2006b). Se a intenção do estudo é avaliar o estado atual de um sistema de produto, então o método é conhecido como Avaliação Atribucional do Ciclo de Vida (AACV); ou seja, avalia os atributos de um sistema de produto. Se o objetivo do estudo é avaliar as consequências de uma mudança no sistema do produto, o método é conhecido como Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida (ACCV). A unidade funcional, em ambos os casos, fornece uma medida quantitativa da função entregue pelo produto. Paralelamente à unidade funcional, o fluxo de referência determina a quantidade do produto para entregar a função. Todos os processos relevantes necessários para produzir a unidade funcional são representados por meio de um fluxograma. O fluxograma representa o sistema em análise e seus limites.

2.2.2 Análise de inventário de ciclo de vida

A Análise de Inventário do Ciclo de Vida (AICV) é a fase em que todos os dados relevantes do sistema do produto são compilados e dimensionados para a unidade funcional declarada. Atividades, matérias-primas, recursos, emissões ambientais e outras trocas com a tecnosfera são documentados e fornecem os blocos básicos de construção de todo o modelo de sistema do produto. Os dados para construir um inventário podem ser obtidos de diferentes fontes: relatórios da indústria, análises de literatura, fabricantes ou especialistas em uma área.

2.2.3 Avaliação do impacto do ciclo de vida

Com base no ICV, as entradas e saídas são classificadas seguindo a cadeia de causa e efeito de acordo com uma categoria de impacto ambiental. Cada entrada ou saída classificada é multiplicada por um fator de caracterização que representa a contribuição potencial relativa para a categoria de impacto ambiental. Existem diferentes modelos de caracterização para avaliar os impactos ambientais em diferentes estágios da cadeia de causa e efeito. Os modelos de caracterização de *end-point* avaliam os impactos ambientais no final da cadeia de causa-efeito onde três áreas de proteção são consideradas ecossistemas, saúde humana e esgotamento de recursos.

Os modelos de caracterização de ponto médio, por outro lado, avaliam os impactos ambientais no início da cadeia de causa e efeito. Estes podem ser baseados em recursos, como esgotamento de recursos abióticos, uso da terra ou consumo de água; ou podem ser baseados na poluição, como mudança climática, destruição do ozônio estratosférico ou potencial de eutrofização.

2.2.4 Interpretação

Na fase final do ACV, são analisados os resultados da avaliação de impacto. Normalmente, uma análise de ponto quente é realizada para identificar as atividades que estão fazendo a maior contribuição para o ciclo de vida do produto. Conclusões e recomendações são elaboradas com base na análise. As análises de sensibilidade e incerteza também fazem parte do processo de interpretação.

2.3 EFICIÊNCIA ECOLÓGICA

Inicialmente, o método desenvolvido por Cardu e Baica (1999a) propõe um indicador adimensional (eficiência ecológico - energética) variando entre 0 e 1, analogamente à eficiência da 1ª Lei (η), como definido na Equação (1), em que zero significa uma condição indesejável (poluição máxima) e 1 indica a condição mais desejável (poluição nula).

$$\eta = \frac{\omega}{q} \therefore \omega = \eta \cdot q \quad (1)$$

Além disso, a Eficiência Ecológica (ε) também é diretamente proporcional ao dióxido de carbono equivalente (CO_{2eq}), pois quanto menos emissões, melhor. No caso extremo em que a eficiência da planta é zero $\eta = 0$, $\varepsilon = 0$ (para um valor mais baixo de aquecimento - PCI - maior que zero: $PCI > 0$), ou seja, uma planta muito ineficiente consome combustível, gera poluição sem produzir energia útil. Como $\eta = 1$ não é possível em condições reais, o outro caso extremo é $\varepsilon = 1$, que pode ser obtido apenas se $CO_{2eq} = 0$, como por exemplo, queimando um combustível que emite apenas vapor de água, como o hidrogênio. Nesse sentido, uma fórmula empírica foi proposta de acordo com a Equação (2) (CARDU, BAICA, 1999a).

$$\varepsilon = \frac{\omega}{(\omega + 2 \cdot f_{CO_{2eq}})} = \frac{\eta \cdot q}{(\eta \cdot q + 2 \cdot f_{CO_{2eq}})} = \frac{1}{1 + \frac{2 \cdot f_{CO_{2eq}}}{\eta \cdot q}} \quad (2)$$

onde ε é a eficiência energético - ecológica e $f_{CO_{2eq}}$ é o fator de emissão de dióxido de carbono equivalente (kg de CO_{2eq} por kg de combustível).

O "Indicador de Poluição" é definido por Cardu e Baica (1999a) de acordo com a Equação (3).

$$\Pi = \frac{CO_{2-eq}}{q} \quad (3)$$

Onde Π corresponde a kg equivalente de CO_2 por cada MJ de combustível e $q = PCI_{comb}$ é o poder calorífico inferior do combustível (MJ/kg).

Substituindo (3) em (2), a fórmula geral de EE é proposta por Cardu e Baica (1999a) apresentada na Equação (4).

$$\varepsilon = \frac{1}{1+2\frac{\Pi}{\eta}} \quad (4)$$

Avaliando-se a função $\varepsilon(\Pi, \eta)$, os autores observaram que da Equação (4) resultaram em gráficos muito dispersos para serem avaliados com curvas, sendo necessário introduzir uma variante no modelo. Isso resulta no estudo subsequente de Cardu e Baica (1999b), no qual os autores consideram uma primeira aproximação para ε mostrada na Equação (5).

$$\varepsilon \approx [\phi(\eta) \cdot \psi(\Pi)]^n \quad (5)$$

Além disso, assumiram-se dois casos extremos baseados em dois combustíveis fictícios: hidrogênio e enxofre. Esta foi uma hipótese importante do método, ou seja, o hidrogênio foi assumido como o combustível menos poluente e o enxofre como o combustível mais poluente. Cardu e Baica (1999b) consideram que a Equação (5) deveria atender às três hipóteses a seguir:

- Condição 1: para hidrogênio $\Pi_H = 0$: e $\varepsilon = 1 = 0$, para quaisquer valores de η ;
- Condição 2: para o combustível mais fraco existente "Lignito da cidade de Rovinari": $\Pi_{RL} = 2045$ kg/MJ, pois $f_{CO_{2-eq,RL}} = 12,99$ kg/kg e $PCI_{RL} = 6,35$ kg/MJ, para uma eficiência $\eta_{RL} = 0,3 - 0,4$ e $\varepsilon_{RL} = 0,3 - 0,4$;
- Condição 3: para enxofre: $\Pi_S = 134$ kg/MJ, pois $f_{CO_{2-eq,S}} = 1400$ kg/kg e $PCI_S = 10,45$ MJ/kg com uma eficiência $\varepsilon_{RL} = 0$ para quaisquer valores de η ;

Como Π varia de 0 a 134 e ε varia de 0 a 1, os autores consideraram a sub-função ψ apresentada na Equação (5) deveria ser ter uma forma logarítmica como é apresentado na Equação (6):

$$\psi(\Pi) = \ln(K \pm \Pi) \quad (6)$$

Onde K é uma constante.

Ao mesmo tempo, de acordo com as Equações (2) e (4), a sub - função ϕ na Equação (5) precisa dar à função ε a propriedade de $\phi(\eta)$ e ε serem diretamente proporcionais a η , ou seja, se η aumentar, $\phi(\eta)$ e ε também devem aumentar. Portanto, ϕ precisa ser uma função que varia

de acordo com a variação de η e Π , por exemplo, $\phi = \phi(\eta, \Pi)$, que, para satisfazer a condição 1, deve ter a forma da Equação (7).

$$\phi(\eta, \Pi) = \frac{\eta}{\eta + \Pi} \quad (7)$$

Substituindo-se as Equações (6) e (7) na Equação (5), se obtém a Equação (8)

$$\varepsilon = \left[c \cdot \frac{\eta}{\eta + \Pi} \cdot \ln(K \pm \Pi) \right]^n \quad (8)$$

Onde c é uma constante.

Com a finalidade de cumprir a Condição 3 ($\varepsilon = 0$ para $\Pi = 134$, onde deve-se obter um $\ln(1)$, que é obtido, por exemplo, com $\ln(K - 134) = 0$, portanto $K = 135$. Substituindo η e Π de acordo com a Condição 1 na Equação (6), a constante $c = 1 \cdot \ln(135) \cong 0,204$ pode ser obtida. O valor do expoente n pode ser obtido utilizando-se a Condição 2, portanto, $n \cong 0,5$. Finalmente, a função proposta pela Eficiência Energético - Ecológica é dada pela Equação (9):

$$\varepsilon = \left[0,204 \cdot \frac{\eta}{\eta + \Pi} \cdot \ln(135 - \Pi) \right]^{0,5} \quad (9)$$

Isso pode ser facilmente observado nos casos extremos do hidrogênio (H) e do enxofre (S) como combustíveis fictícios funcionam como demonstrado nas Equações (10) e (11):

$$\varepsilon_H = \left[0,204 \cdot \frac{\eta}{\eta + 0} \cdot \ln(135 - 0) \right]^{0,5} = 1 \quad (10)$$

$$\varepsilon_S = \left[0,204 \cdot \frac{\eta}{\eta + 134} \cdot \ln(135 - 134) \right]^{0,5} = 0 \quad (11)$$

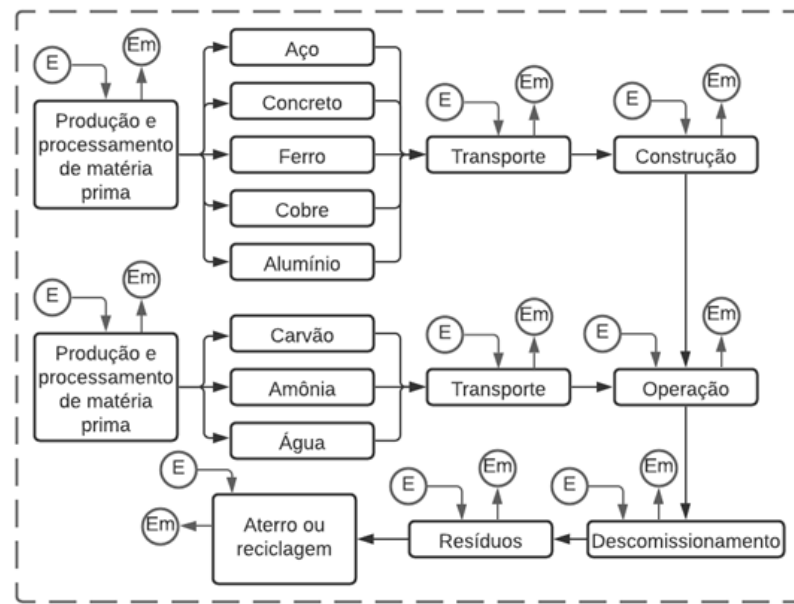
A escolha dos combustíveis limitantes parece ser motivada com base no contexto de conversão de energia do estudo original, que pode parecer um tanto arbitrário ou específico do local. No entanto, o método é válido desde que o usuário o empregue para investigar um caso dentro desses limites em um contexto em que não há combustível melhor que o hidrogênio ou pior que o enxofre.

2.4 CICLO DE VIDA DE SISTEMAS DE GERAÇÃO DE ENERGIA

2.4.1 Ciclo de vida do Carvão Mineral

Na Figura 3 é apresentado o limite do sistema de ciclo de vida da usina termelétrica a carvão.

Figura 3 – Limite do sistema de ciclo de vida de usinas a carvão



Fonte: adaptado de Mingjun (2011)

Onde:

E: Energia

Em: Emissões

De acordo com Liangliang (2011), a fase de construção da usina incluiu-se principalmente a mineração, processamento, transporte de matérias-primas, construção da usina e instalação de equipamentos. As matérias-primas necessárias para construir uma usina a carvão incluem aço, concreto, ferro, cobre e alumínio, onde o consumo de energia e emissões poluentes são consideradas na mineração, fundição e transporte das matérias-primas. A fase de mineração exige o consumo de carvão, aço, madeira, gasolina, diesel e energia elétrica. Um estudo anterior forneceu as informações de consumo de recursos para a etapa de mineração de carvão (XIANGHUA et al., 2007). Na etapa de processamento, pode-se utilizar valores de acordo com a média nacional para o consumo energético na lavagem de carvão. A geração de poluição da mineração e processamento de carvão inclui: poluição do ar, poluição da água, poluição de resíduos sólidos, escape de metano do leito de carvão, e assim por diante.

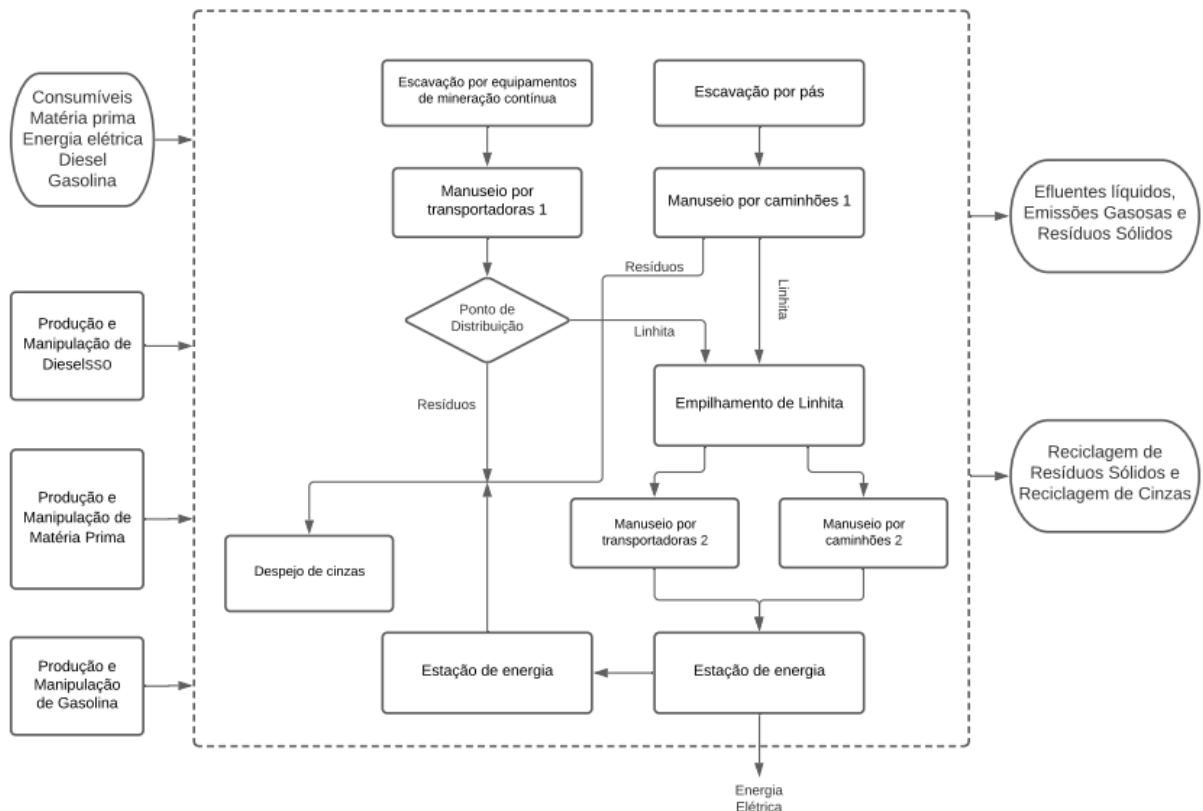
Durante a operação da planta a quantidade de emissões de gases deve ser a soma da quantidade de emissões diretas da unidade após o tratamento do gás residual e a quantidade de emissões indiretas do processo produtivo do catalisador de dessulfurização e desnitração.

Devido à falta de dados de remoção de plantas e reciclagem de resíduos, a fase de descomissionamento considerou apenas o impacto do transporte de resíduos de materiais de construção.

Durante o processo de operação da usina, os principais resíduos sólidos são cinzas e gesso (XIANGHUA et al., 2007). A quantidade de resíduo de cinzas pode ser baseada na quantidade de energia elétrica fornecida, no conteúdo de cinza do carvão ou na quantidade de carvão usado. De acordo com Yasuna (2000), em usinas a carvão os resíduos sólidos são transportados para aterros sanitários.

O sistema de geração de eletricidade a lignito compreende os seguintes processos unitários: escavação por escavadeira com roda de caçamba; escavação por pás; manuseio de material por transportadores 1; manuseio de materiais por caminhões 1; manuseio de lignito pelos transportadores 2; manuseio de lignito pelos caminhões 2; empilhamento, manuseio e combustão de lignito nas usinas termelétricas; manuseio de cinzas por transportadores; despejo de resíduos e cinzas. Na Figura 4 é detalhada o sistema mostrando as interligações entre os subsistemas e seus limites. A distribuição e o consumo final da eletricidade gerada não estão incluídos no sistema, uma vez que está fora do escopo desta tese. No entanto, estão incluídos no sistema o consumo de eletricidade para operação dos equipamentos de mineração contínua e das usinas térmicas. Os impactos ambientais da produção e fornecimento de combustível (ou seja, diesel e gasolina consumidos pelo equipamento convencional) e matérias-primas (ou seja, ANFO e cal) também são levados em consideração no modelo ACV. O mesmo se aplica aos processos de reciclagem de resíduos sólidos. Portanto, é óbvio que, além dos processos de primeiro plano referentes à geração de eletricidade, os processos de segundo plano também são considerados no modelo ACV.

Figura 4 – Escopo de um sistema de geração de eletricidade a lignito

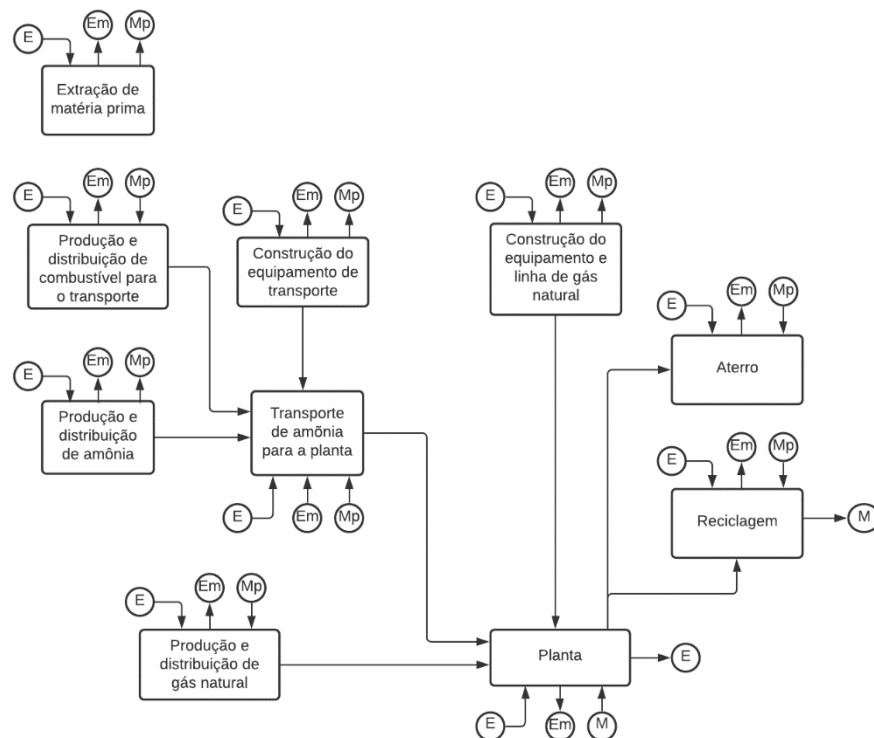


Fonte: adaptado de Xianghua et al. (2007)

2.4.2 Ciclo de vida do Gás natural

Na Figura 5 são ilustrados os limites do sistema de ciclo combinado a gás natural. As etapas associadas à obtenção da matéria-prima de gás natural são perfuração/extração, processamento e transporte por duto. O processamento inclui desidratação de glicol e adoçamento de gás usando o processo de amina, no qual o enxofre é recuperado como enxofre elementar. O processo de produção de amônia não assume nenhuma recuperação de CO₂. Além de ser matéria-prima, uma quantidade significativa de gás natural é necessária como combustível no bloco de produção de amônia. Isso resulta em 60% em peso do gás natural total neste bloco de processo sendo utilizado para a matéria-prima, enquanto 40% em peso é consumido como combustível para a produção de amônia.

Figura 5 – Limites do sistema para produção de energia elétrica por meio de um processo de ciclo combinado de gás natural



Fonte: adaptado de Mann e Spath (1997)

A amônia deve ser transportada de seu ponto de produção até a usina que pode ser feita por caminhões ou por ferrovias (MANN e SPATH, 1997). Trens e caminhões utilizam óleo combustível leve e o diesel, respectivamente. Os recursos, a energia e as emissões relacionadas com a extração do petróleo bruto, destilação, produção de combustível para transporte e distribuição nos postos de abastecimento, mais as emissões produzidas durante a combustão do combustível, devem ser incluídas no inventário total.

A vida útil de planta pode ser fixada em 30 anos com 2 anos de construção. No primeiro ano, deve-se presumir que a usina opere 40% do tempo devido às atividades de partida (50% do ano a um fator de capacidade de 80%). Nos anos 1 a 29, a operação normal da planta ocorre com a planta operando a um fator de capacidade de 80%. No ano 30, a usina é desativada durante o último trimestre daquele ano. Portanto, a usina estará em operação 60% do ano (75% do ano a um fator de capacidade de 80%).

Deve-se assumir, também, que com a quantidade significativa de gás natural sendo consumida, dutos adicionais seriam necessários para mover o gás natural dos poços de petróleo

ou gás para a usina, portanto deve-se considerar a construção de dutos para gás para a usina, pensando nas emissões tanto da produção dos dutos de aço, quanto na escavação, construção e manutenção deles.

Nas últimas duas décadas, a indústria de gás natural e outras empresas tentaram quantificar melhor a quantidade de emissões de CH₄ para a atmosfera durante a extração, processamento, transmissão, armazenamento e distribuição de gás natural. Há um consenso geral de que as emissões fugitivas constituem a maior fonte, respondendo por cerca de 38% do total, e que quase 90% das emissões fugitivas são resultado de vazamentos de componentes em compressores (RESCH, 1995 e HARRISON et al., 1997). A segunda maior fonte de emissões de CH₄ vem dos dispositivos de controle pneumático, respondendo por aproximadamente 20% do total (Resch, 1995). Dispositivos pneumáticos são uma importante fonte de emissões na etapa de extração. O escapamento do motor é a terceira maior fonte de emissões de CH₄ devido à combustão incompleta em motores alternativos e turbinas. Assim, essas três fontes constituem quase 75% das emissões totais de CH₄ estimadas (RESCH, 1995; HARRISON et al, 1997).

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA), a transmissão e o armazenamento respondem pela maior parte das emissões totais de metano (37%), seguido pela extração (27%), distribuição (24%) e processamento (12%) (Harrison et al, 1997). No final da década de 1980, a EPA, *Global Report Initiative* (GRI) e a *American Gas Association* (AGA) iniciaram um estudo que estimou o metano emitido para a atmosfera pelas operações de gás natural nos EUA em 1,4% +/- 0,5% do gás natural bruto produzido (Harrison et al, 1997). Outra publicação (KIRCHGESSNER et al, 1997) que inclui vários autores do estudo EPA/GRI/AGA, afirma que numerosas estimativas de emissões de metano estão disponíveis e que as taxas de vazamento mais comumente citadas variam de 1 a 4%.

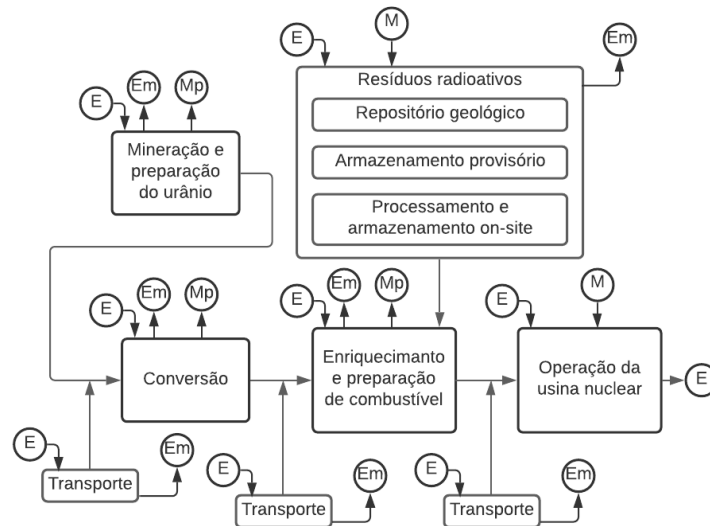
2.4.3 Ciclo de vida da energia nuclear

O ciclo de vida de uma planta nuclear consiste em mineração e moagem de urânio, conversão, enriquecimento, produção de elemento combustível, operação de usina nuclear e descomissionamento, bem como processamento e descarte de resíduos. O reprocessamento de combustível e o consumo de combustível reprocessado não são considerados, pois a prática é proibida em diversos países.

Na Figura 6 são apresentados os limites do sistema e contabiliza as cadeias produtivas de materiais, energia e serviços de transporte necessários para os processos. Todos os processos

mencionados criam cargas ambientais diretas ou indiretas (DONES et al., 2009; ECOINVENT, 2014; BAUER et al., 2012).

Figura 6 – Limites do sistema para produção de energia elétrica em usina nuclear



Fonte: Bauer et al. (2012)

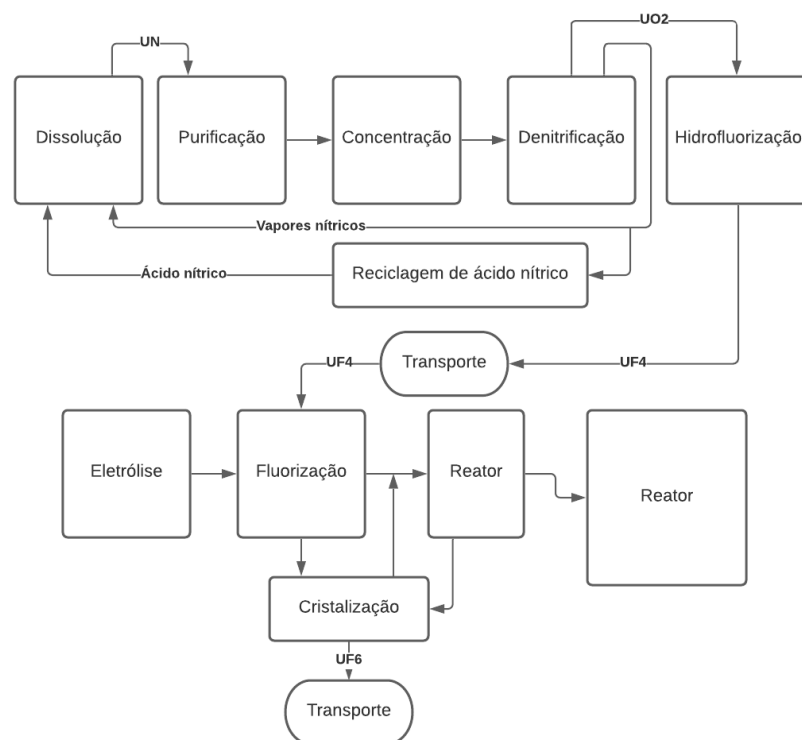
Os principais parâmetros dos processos na cadeia nuclear, como taxa de queima de combustível, nível de enriquecimento, geração de combustível irradiado, suprimentos de combustíveis produzidos em diferentes instalações, vida útil de usinas nucleares, geração anual de energia elétrica, eficiência da usina, etc., devem ser incorporados a ICV e os efeitos da variação destes parâmetros investigados em análise de sensibilidade.

O urânio é um elemento natural com concentração média de 2,8 partes por milhão na crosta terrestre. O minério de urânio é extraído e removido do solo e, em seguida, moído e processado para produzir urânio na forma de *yellowcake*, que é o principal material necessário para a produção de combustível nuclear. O urânio pode ser extraído por mineração subterrânea e a céu aberto (BAUER et al., 2012). A demanda de energia necessária para mineração convencional e moagem e a quantidade de rejeitos produzidos podem ser estimados com base no teor de minério dos locais de mineração, e as emissões de operação podem ser ajustadas com base na decomposição da mineração a céu aberto e subterrânea de urânio em cada país (DOKA, 2011).

Uma usina nuclear pode receber combustível nuclear de diversas fontes que utilizam diversas formas de mineração, portanto as emissões devem ser estimadas considerando as parcelas de cada fonte.

Deve-se considerar tecnologia de conversão é aplicada na planta e a técnica de remoção de impurezas do *yellowcake*. A substância purificada é com nitrogênio e hidrogênio produzindo trióxido de urânio (UO_3) e passa por um processo de hidro-fluoração para produzir tetrafluoreto de urânio (UF_4), que posteriormente reage com o flúor por meio do processo de fluoração para produzir hexafluoreto de urânio (UF_6). O hexafluoreto de urânio é pressurizado, resfriado, condensado na forma sólida e armazenado em cilindros (Todd, 2014). Esse processo é representado na Figura 7.

Figura 7 – Processo de conversão de urânio



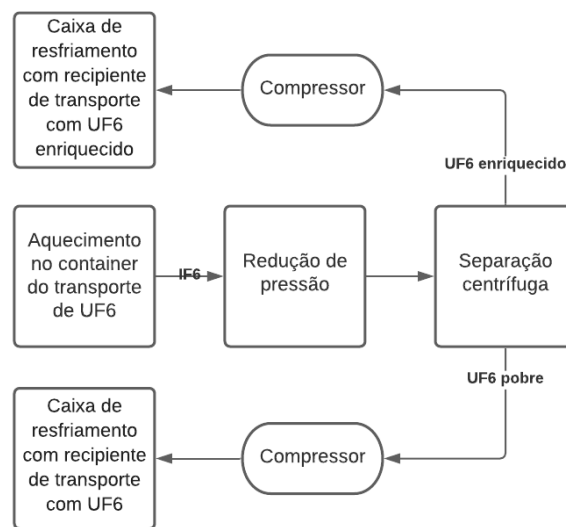
Fonte: adaptado de Areva (2010)

O enriquecimento é o processo no qual a porcentagem de urânio-235 é aumentada pelo processo de separação isotópica. Existem basicamente duas tecnologias no mercado global: enriquecimento por centrifugação gasosa ou por difusão gasosa. A principal diferença entre essas duas tecnologias é que o enriquecimento por difusão consome muito mais energia do que

o processo de centrifugação, de cerca de 40 a 50 vezes por unidade de trabalho de separação (WORLD NUCLEAR ASSOCIATION, 2016).

Na planta de enriquecimento, apresentada na Figura 8, o UF_6 na forma sólida é primeiro aquecido em um vaso de pressão hermético, para que seja vaporizado e transformado em gás. A pressão do gás é então reduzida por válvulas de controle e redutores antes que o gás seja alimentado na planta. O UF_6 gasoso entra na centrífuga. O U_{238} mais pesado é empurrado pelas forças centrífugas e movido para mais perto da parede do rotor do que o U_{235} mais leve. Isso resulta no gás mais próximo do eixo do rotor com U_{235} enriquecido e o gás mais próximo da parede se esgota em U_{235} . Este processo é repetido até que o nível de enriquecimento desejado seja alcançado. O UF_6 enriquecido com 3% a 5% do isótopo U_{235} é então comprimido e embalado em recipientes especiais, que são então resfriados e o vapor de UF_6 dentro se solidifica nas paredes do recipiente.

Figura 8 – Processo de enriquecimento de urânio



Fonte: URENCO (2016b)

O processo de montagem de combustível e fabricação de haste de controle inclui a conversão de UF_6 em UO_2 . Embora seja uma etapa separada na realidade, pode ser modelado como parte da montagem do combustível e fabricação da haste de controle.

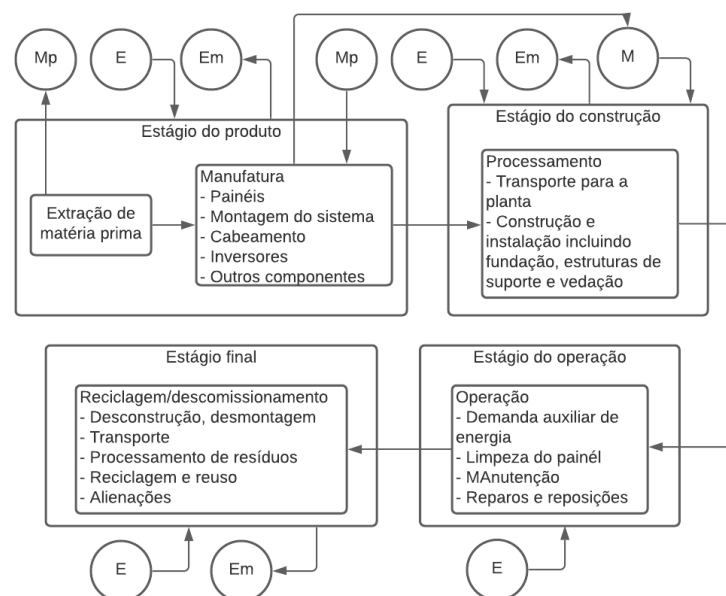
Na operação de uma usina nuclear, é considerado o consumo de combustível e produtos químicos, emissões, bem como geração e processamento de resíduos.

O descomissionamento da planta inclui dois componentes principais: geração e tratamento de resíduos, bem como o consumo de energia durante o descomissionamento (FAVE et al., 2014). Os conjuntos de combustível nuclear irradiado gerados durante a operação também precisam ser movidos para o repositório geológico no final da vida útil das usinas.

2.4.4 Ciclo de vida do solar fotovoltaica (FV)

De acordo com as Diretrizes de Metodologia sobre a ACV da Energia elétrica FV (FRISCHKNECHT et al., 2016), o ciclo de vida do FV começa a partir da extração da matéria-prima e termina com o descarte ou reciclagem dos componentes FV, conforme ilustrado na Figura 8. Durante a fase de produção, as entradas de matérias-primas, fornecimento de energia, fabricação de painéis, sistema de montagem, cabos, inversores e todos os outros componentes necessários para produzir energia elétrica devem ser incluídos nos limites do sistema. Além disso, o transporte, a construção e a instalação, incluindo a fundação e as estruturas de apoio, devem ser incluídos na fase de construção. Na fase de operação a demanda de energia elétrica auxiliar, limpeza de painéis, manutenção, bem como reparo e substituição (se houver), devem ser incluídas nos limites do sistema. Por fim, a reciclagem e a reutilização, o processamento de resíduos e o transporte devem ser incluídos no estágio de final de vida.

Figura 9 – Limite do sistema do ciclo de vida de planta solar FV



Fonte: adaptado de Frischknecht et al. (2016)

Devem ser apresentados os seguintes parâmetros, conforme recomendado nas diretrizes (FRISCHKNECHT et al., 2016):

- 1) objetivo do estudo e unidade funcional;
- 2) premissas para a produção dos principais insumos;
- 3) local de instalação;
- 4) irradiação anual;
- 5) tecnologia FV;
- 6) tipo de sistema (ou seja, telhado, inclinação fixa montada no solo ou rastreador);
- 7) eficiência nominal do módulo e taxa de degradação;
- 8) vida útil do FV;
- 9) produção anual de energia elétrica prevista;
- 10) período de tempo dos dados;
- 11) as etapas do ciclo de vida incluídas;
- 12) abordagem ACV usada (se não baseada no processo);
- 13) ferramenta de software ACV;
- 14) bancos de dados de ICV usados;
- 15) local de produção modelado; e
- 16) fonte de energia elétrica (se conhecida)

2.4.4.1 Células solares de silício

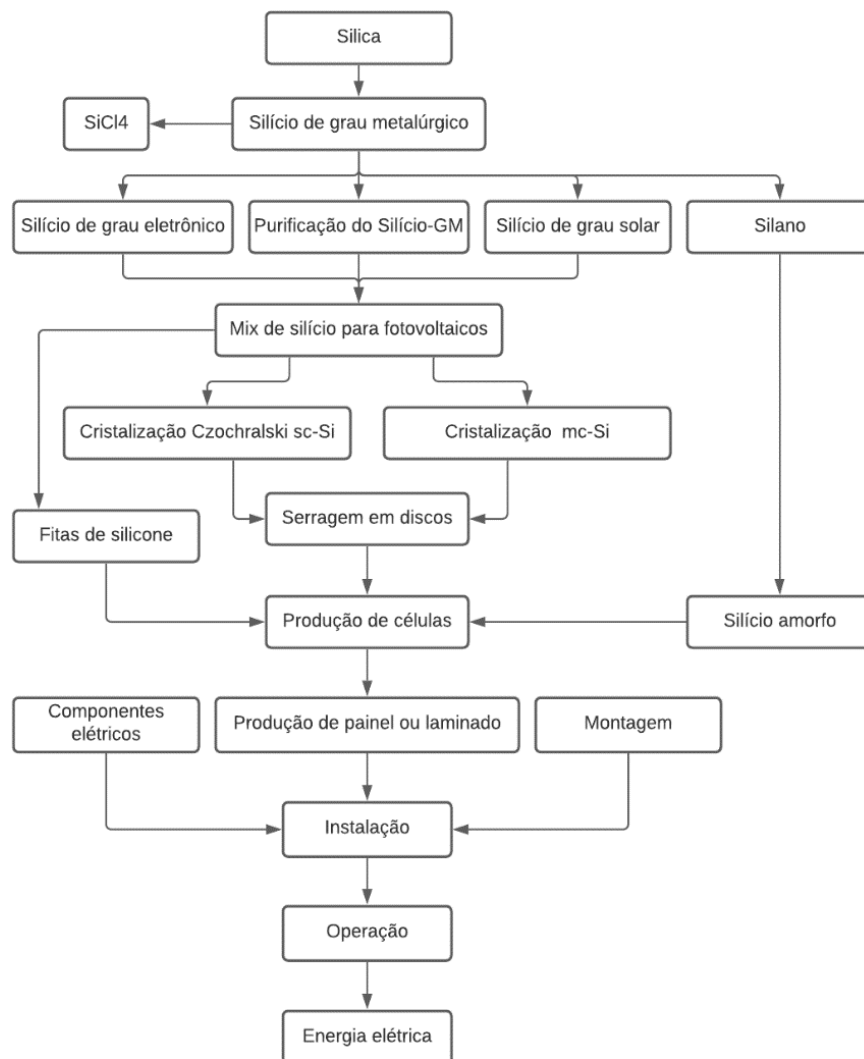
O silício é um metalóide descoberto em 1824 (PAPPAS, 2016). Como o semicondutor mais abundante do mundo, esse metalóide é essencial na tecnologia moderna porque produz a maioria dos tipos de óculos, dispositivos de alta tecnologia, peças de semicondutores de computador e peças de automóveis. O silício também é útil na fabricação de tecnologias fotovoltaicas solares, como FV's de silício monocristalino e policristalino. Foi comprovado que o silício possui estabilidade em campo; portanto, as tecnologias FV de silício cristalino têm dominado o mercado FV terrestre há várias décadas (CANADA, 2010).

Os módulos fotovoltaicos de silício cristalino são produzidos em várias etapas. O dióxido de silício (SiO_2) ou sílica da areia de quartzo é reduzido a silício de grau metalúrgico (Mg-Si) em um forno a arco. Além disso, o silício precisa ser purificado em silício de grau solar (> 99,99% de pureza) normalmente por meio de vários métodos, incluindo Czochralski, Siemens e processos modificados da Siemens (PENG, LU, YANG, 2013). Neste processo, uma quantidade considerável de energia é consumida porque opera a uma alta temperatura de

trabalho (normalmente entre 1100°C e 1200°C) na câmara de reação para produzir silício de alta pureza (WONG, ROYAPOOR, CHAN, 2016).

Lingotes de silício de cristal monocristalino ou silício policristalino de grau solar são então cortados por fita ou serra de fio em pastilhas monocristalinas e policristalinas em tamanho $156 \times 156 \text{ mm}^2$ (PENG, LU, YANG, 2013). Após a serragem das pastilhas, a célula solar é produzida por corrosão, dopagem, serigrafia, revestimento e verificação. No estágio de módulo, as células são conectadas e então encapsuladas por duas camadas de vidro e plástico (etilenoacetato de vinila) antes da instalação no sistema. Na Figura 6 ilustrou-se o processo geral de fabricação de módulos FV de silício e seu ciclo de vida (WONG, ROYAPOOR, CHAN, 2016).

Figura 10 – Estágios do ciclo de vida de módulos FV baseados em silício



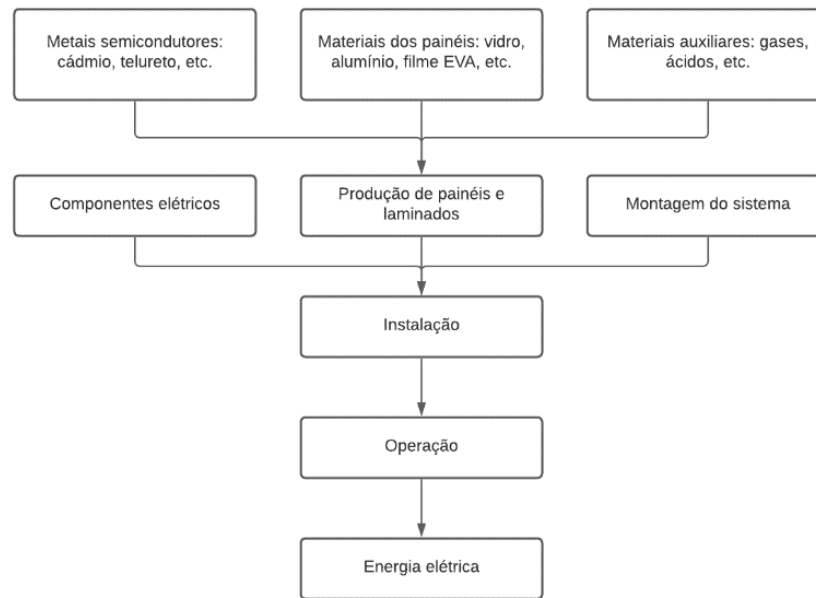
Fonte: adaptado de Wong, Royapoor, Chan (2016)

2.4.4.2 Células solares de filme fino

Fthenakis (2004) descreveu os estágios do ciclo de vida de TeCd durante a fabricação de filmes finos, como o processo de Telureto de Cádmio (TeCd). Primeiro, o Cd é extraído dos minérios de Zn (~80%) e o Te é obtido dos minérios de Cu; a maior parte do Te é recuperada do lodo produzido pelo refino eletrolítico do cobre, que continha Cu, Se e outros metais (FTHENAKIS, KIM, ALSEMA, 2008), (FTHENAKIS, ALSEMA, 2006). Cd e Te são então processados e purificados por meio de purificação eletrolítica, seguida por fusão ou destilação a vácuo para produzir um grau de pureza maior que 99,99% para sintetizar TeCd. Uma camada de óxido condutor transparente é depositada sobre um substrato de vidro e uma camada fina de CdS seguida por uma camada de TeCd é depositada por deposição de vapor. CdCl₂ é pulverizado e um tratamento térmico é aplicado. Finalmente, a célula solar de TeCd é completada pela deposição de uma camada de metal usando técnicas de pulverização catódica para criar o contato posterior (PHOTOVOLTAIC SOLAR ENERGY DEPARTMENT, 2013).

Para a formação das células TeCd, as células individuais são interconectadas em série usando a tecnologia *laser scribe*, seguida de laminação, na qual placas de vidro foram colocadas e termicamente seladas com o substrato de vidro. O módulo final foi encapsulado e selado entre duas placas de vidro para formar o módulo final com uma espessura de filme inferior a 10 µm (PHOTOVOLTAIC SOLAR ENERGY DEPARTMENT, 2013). O módulo fotovoltaico, o inversor, os componentes elétricos e estruturas de suporte foram instalados antes da operação e geração de energia elétrica. Na Figura 10 é apresentado o fluxograma da produção de módulos fotovoltaicos de filme fino (PENG, LU, CHAN, 2013).

Figura 11 – O fluxograma da produção de módulos fotovoltaicos de filme fino

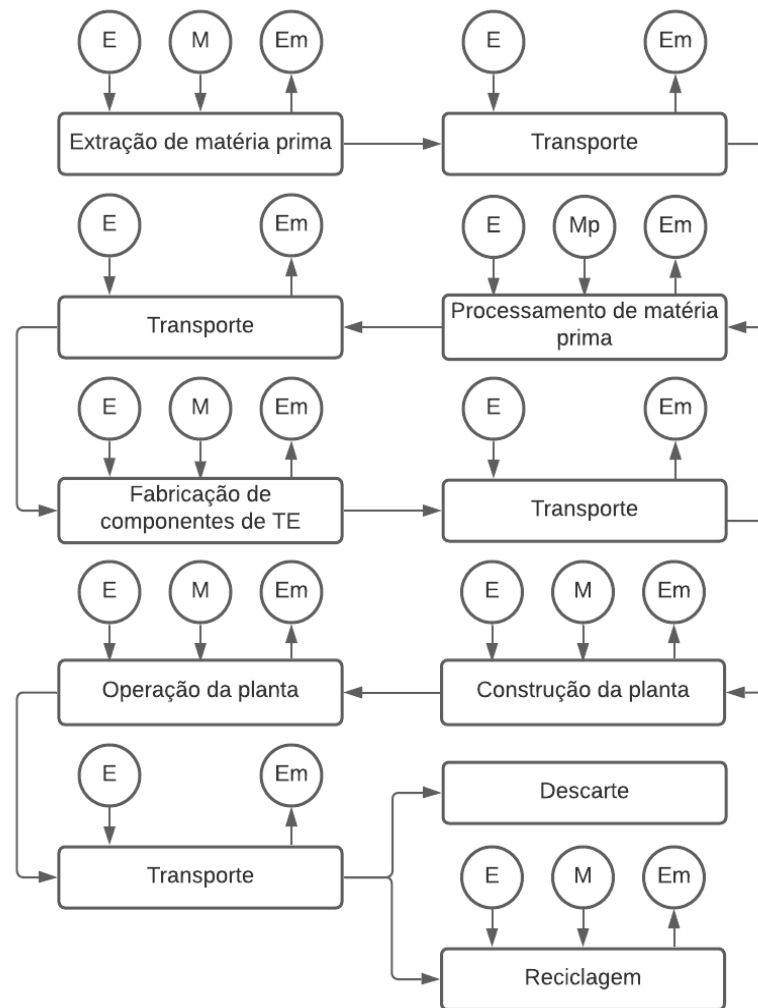


Fonte: adaptado de Peng, Lu, Chan (2013)

2.4.5 Ciclo de vida da energia eólica

Um modelo de ACV simplificado de uma turbina eólica estabelece as condições consideradas ao analisar-se diversos tipos de impactos causados por cada processo do seu ciclo de vida. Assim, estabelecendo parâmetros é possível replicar o trabalho no futuro. Na Figura 11 são estabelecidas as fronteiras do sistema de turbinas *on-shore* com capacidades entre 1 e 5000 kW e turbinas eólicas *off-shore* com capacidade variando de 500 a 8000 kW. A ACV detalhada de turbinas eólicas seguiu as normas ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006).

Figura 12 – Limite do sistema do ciclo de vida de turbinas eólicas



Fonte: adaptado de ISO 14044 (2006)

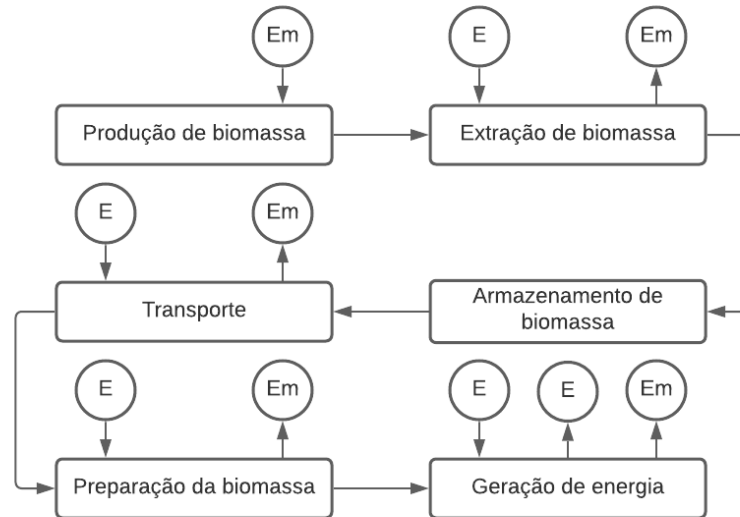
Todos os fluxos relevantes devem ser considerados do início ao fim a fim de fornecer resultados harmonizados. Assim, são considerados os processos a montante (extração de matéria-prima, fabricação, construção de turbinas eólicas) operacionais (geração, operação e manutenção de energia) e a jusante (cenários de desativação e fim de vida). A vida útil operacional para turbinas eólicas é de cerca de 20 anos.

2.4.6 Ciclo de vida da Biomassa

Os limites para o ciclo de vida de plantas que operam com biomassa são apresentados na Figura 12. As principais etapas são produção da biomassa ou aproveitamento de biomassa

residual, estocagem e transporte do combustível, processamento, operação e descomissionamento.

Figura 13 – Limite do sistema de usinas movidas a biomassa



Fonte: adaptado de ISO 14044 (2006)

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ANÁLISE DOS CRITÉRIOS E A ABORDAGEM DE SELEÇÃO

Nas seções a seguir, os aspectos metodológicos críticos que influenciam os resultados dos estudos de caso da ACV são identificados, avaliados e discutidos. Na medida em que a disponibilidade dos dados permite, os aspectos identificados são avaliados quantitativamente.

3.1.1 Emissões incluídas

As emissões de GEE, CO₂, CH₄, NO_x e SO₂ foram selecionadas com base em sua contribuição para várias categorias críticas de impacto da ACV e em sua importância na tomada de decisão e no planejamento estratégico. Em todo o mundo, o setor de energia contribui com 19% e 56% das emissões totais de NO_x e SO₂, respectivamente (EEA, 2011), respectivamente, enquanto as contribuições para as emissões de GEE totalizam 42% (IEA, 2018). Além do NH₃, as emissões de NO_x e SO₂ são amplamente responsáveis pela acidificação (SO₂, NO_x e NH₃) e eutrofização (NO_x e NH₃). Como o NH₃ é emitido principalmente a partir de resíduos de animais na agricultura (EEA, 2010), as emissões de NO_x e SO₂ fornecem uma aproximação razoável para contribuições à acidificação e eutrofização devido à geração de energia elétrica.

3.1.2 Estudos de caso de ACV incluídos

Esta tese considerou 33 publicações de ACV de sistemas energéticos, incluindo 167 estudos de caso de todas as principais tecnologias de geração de energia elétrica, representando 98% da geração global de energia elétrica em 2018 (IEA, 2018; IEA, 2010). A Tabela 1 fornece uma visão geral dos estudos revisados. Os estudos de ACV foram incluídos com base em vários critérios para garantir a melhor qualidade e comparabilidade dos dados possíveis entre os estudos:

- 1) os estudos incluídos devem separar as emissões de acordo com o estágio individual do ciclo de vida (fornecimento de combustível, direto e infraestrutura) ou incluir emissões diferente de GEE;
- 2) os estudos devem ter uma unidade funcional claramente relacionada à geração de energia elétrica (por exemplo, geração de energia elétrica de 1 MWh ou similar);

3) os estudos devem ter menos de 15 anos de idade, não apenas para melhor representar os aspectos das tecnologias atuais, mas também para se poder comprar a tecnologias que venham a ser desenvolvidas num futuro próximo, mas também para melhorar a comparabilidade nas metodologias de avaliação.

Tabela 1 - Visão geral das tecnologias consideradas no presente estudo

Fonte	Parcela na geração global de energia elétrica em 2018	Números de Estudos de Caso	Referências*
Carvão Mineral	36%	36	a
Lignito	4,2%	7	b
Gás Natural	21%	23	c
Óleo Combustível	5,5%	10	d
Nuclear	13%	10	e
Biomassa	0,8%	25	f
Hidrelétrica	16%	12	g
Energia Solar FV	0,1%	22	h
Eólica	1,1%	22	i
Outras	1,6%	-	-
Total	100%	167	-

Fonte: Santos (2022)

***a:** (ODEH, COCKERILL, 2008; SPATH, MANN, KERR 1999; MAY, BRENNAN, 2003; MAY, BRENNAN, 2008; DONES et al., 2005; GAGNON et al., 2002; NOMURA, 2001; EXTERNE, 1999; KHAN, HAWBOLDI, IQBAL, 2012; ARVESEN, HERTWICH, 2012; CHERUBINI et al., 2011; STORM VAN LEEUWEN, SMITH, 2007; DONES et al., 2007; ISO 14042, 2006; VOORSPOOLS, 2000; BRIEM et al., 2004).

***b:** (MAY, BRENNAN, 2003; MAY, BRENNAN, 2008; DONES et al., 2005; EXTERNE, 1999; STORM VAN LEEUWEN, SMITH, 2007).

***c:** (MEIER, 2002; MAY, BRENNAN, 2003; MAY, BRENNAN, 2008; GAGNON et al., 2002; NOMURA, 2001; EXTERNE, 1999; EXTERNE, 1995; HONDO, 2005; CHRISTENSEN et al., 2009; CHERUBINI et al., 2011; STORM VAN LEEUWEN, SMITH, 2007; DONES et al., 2007; VOORSPOOLS, 2000; PACCA, HORVATH, 2002).

***d:** (DONES et al., 2005; GAGNON et al., 2002; EXTERNE, 1999; EXTERNE, 1995a; HONDO, 2005; PACCA, HORVATH, 2002).

***e:** (DONES et al., 2005; GAGNON et al., 2002; EXTERNE, 1999; EXTERNE, 1995; HONDO, 2005; PACCA, HORVATH, 2002; AXPO, 2008).

***f:** (GAGNON et al., 2002, EXTERNE, 1999, KRAUTER, RUTHER, 2004, KHAN et al., 2012, KANNAN, LEONG, OSMAN, 2007; VATTENFALL, 2010; VATTENFALL, 2002; HARTMANN, KALTSCHMITT, 1999).

***g:** (DONES et al. 2005; GAGNON et al., 2002; NOMURA, 2001; HONDO, 2005; KRAUTER, RUTHER, 2004; DONES et al., 2007; STYLES, JONES, 2007; MANN, SPATH, 1997).

***h:** (MEIER, 2002; DONES et al., 2005, GAGNON et al., 2002; NOMURA, 2001; HONDO, 2005; FTHENAKIS, KIM, 2007; KRAUTER, RUTHER, 2004; CHERUBINI, STROMMAN, ULGIATI, 2011; DONES et al., 2007; RULE, WORTH, BOYCE, 2009).

***i:** (MAY, BRENNAN, 2008; DONES et al., 2005, GAGNON et al., 2002; NOMURA, 2001; EXTERNE, 1999; KRAUTER, RUTHER, 2004; PENG et al., 2013; CHERUBINI, et al., 2011; DONES et al., 2007; BRIEM et al., 2004; STYLES, JONES, 2007; VATTENFALL, 2009; AXPO, 2010; ELAQUA, 2011; ALSEMA, 2007; GAGNON, BÉLANGER, 2002; SHLEISNER, 2000).

3.1.2.1 Carvão Mineral

Trinta e seis estudos envolvendo geração de energia elétrica a partir de carvão foram incluídos com base nos critérios de seleção. Para todos os três compostos estudados, a maioria das emissões estava relacionada à operação da usina. As emissões de GEE do ciclo de vida foram contabilizadas em todos os 28 estudos sobre combustão; 11 estudos distinguiram entre emissões relacionadas a combustíveis e relacionadas a plantas, enquanto apenas 6 estudos relataram dados para a infraestrutura ou declararam claramente que esse aspecto foi negligenciado. Todos os 8 estudos sobre gaseificação forneceram dados sobre emissões de GEE, com 6 incluindo dados separados para fornecimento de combustível e emissões diretas. Os resultados mostraram que as emissões diretas representaram a principal contribuição para as emissões de GEE de tecnologias baseadas em carvão. Os principais fatores encontrados foram o tipo de tecnologia e a eficiência do processo. Por exemplo, os fatores de emissão de GEE para combustão direta estavam na faixa de 750 - 1050 kg CO₂-eq/MWh, para os quais os valores mais baixos e mais altos corresponderam a eficiências de recuperação de energia de 42% e 33%, respectivamente (SPATH, et al., 1999; MAY, BRENNAN, 2003; MAY, BRENNAN, 2008), calculado em relação à energia de entrada. Por outro lado, a gaseificação de carvão (IGCC) pode alcançar eficiências mais altas (até 52%), levando a menores fatores de emissão de GEE em comparação à combustão direta (660 - 800 kg de CO₂-eq/MWh). Esses valores estavam de acordo com estudos de revisão anteriores, nos quais foram relatados fatores gerais de emissão da ordem de 800 - 1200 kg de CO₂-eq/MWh para geração de energia elétrica a partir de carvão mineral (DONES, HECK, 2004; WEISSER, 2007; SPADARO et al., 2000; DONES et al., 2005; CAMECO CORPORATION, 2010; GAGNON et al., 2002). Os dados de emissões de NO_x e SO₂ da combustão direta mostraram grandes quantidades de variabilidade entre os estudos individuais, com um sistema de Limpeza de Gases de Combustão (SLGC) e a eficiência de recuperação de energia sendo os dois aspectos mais importantes que afetam a magnitude dos fatores de emissão. Emissões da ordem de 2 a 4 kg de NO_x/MWh e 2 - 7 kg de

SO₂/MWh durante o ciclo de vida foram normalmente encontradas para usinas antigas equipadas com sistemas SLGC inexistentes ou de baixa eficiência, enquanto as modernas usinas apresentavam fatores de emissão em uma ordem de magnitude inferior (0,3 a 1 kg de NO_x/MWh e 0,1 a 1 kg de SO₂/MWh). Para a gaseificação de carvão, foram encontrados fatores gerais de emissão da ordem de 0,2 a 0,7 kg NO_x/MWh e 0,1 a 1 kg SO₂/MWh, com a eficiência do processo e um sistema SLGC sendo os aspectos principais. O fornecimento de carvão representou 0,9% a 2,6% das emissões totais de GEE da geração de energia elétrica à base de carvão, principalmente como consequência das emissões de metano durante a mineração (DONES, HECK, 2004). As emissões de NO_x e SO₂ foram dominadas por emissões diretas para a combustão de carvão, enquanto as emissões do fornecimento de carvão foram mais relevantes para o IGCC, devido à alta eficiência e alta remoção via SLGC. Por exemplo, Nomura (2011) e ExternE (1999) relataram emissões para fornecimento de carvão, contribuindo para mais da metade dos impactos gerais de NO_x e SO₂, respectivamente para IGCC; a infraestrutura sempre foi considerada insignificante para todos os três compostos.

3.1.2.2 Lignito

Sete estudos envolvendo lignito foram considerados relevantes. Todos os estudos relataram emissões para os três compostos, mas apenas 4 estudos para GEE e 2 estudos para NO_x/ SO₂ especificaram emissões de acordo com as fases individuais do ciclo de vida. Os resultados mostraram que as emissões provenientes do fornecimento de lignito são muito menores do que as do carvão mineral, principalmente devido às menores distâncias de transporte envolvidas. As usinas de lignito são, de fato, frequentemente colocadas próximas às minas devido à grande quantidade de material envolvido e ao custo do transporte (DONES, HECK, 2004). Quantidades mais baixas de metano foram emitidas durante a atividade de mineração em comparação com carvão, representando 0,6% das emissões de GEE do ciclo de vida (WEISSER, 2007). As emissões relacionadas à infraestrutura foram consideradas insignificantes para os três compostos.

As emissões de GEE do ciclo de vida variaram devido ao menor valor de aquecimento da lignito e à eficiência da recuperação de calor. Os fatores de emissão estavam na faixa de 800 a 1300 kg de CO₂-eq/MWh, com valores mais baixos relacionados a um processo de gaseificação com alta eficiência (52%). No que diz respeito ao conteúdo energético do combustível, quanto menor o valor de aquecimento do combustível, maior o fator de emissão de GEE (WEISSER, 2007). Em alguns casos, essa tendência pode ser mais importante que a eficiência energética da

planta. Por exemplo, no estudo Harrison et al. (1997), um sistema que utiliza combustível com um valor de aquecimento de 5,4 MJ/kg e com uma eficiência energética de 37% foi considerado, enquanto May e Brennan (2003, 2008) relataram um valor de aquecimento de 9 MJ/kg e uma eficiência de 27%. Esses dois estudos relataram emissões diretas de GEE de usinas de aproximadamente 1320 e 1200 kg de CO₂-eq/MWh, com o processo de menor eficiência tendo menores emissões diretas de GEE. Esses valores estavam de acordo com estudos anteriores, fornecendo, assim, uma faixa geral para tecnologias de lignito de 900 a 1300 kg de CO₂-eq/MWh (DONES, HECK, 2004; WEISSER, 2007; SPADARO et al., 2000; DONES et al., 2005; CAMECO CORPORATION, 2010; GAGNON et al., 2002). Semelhante às emissões de carvão, as emissões de NO_x e SO₂ apresentaram grandes variações entre os estudos revisados, com os resultados sendo amplamente afetados pela eficiência energética e pelos SLGC. Os fatores de emissão estavam dentro da faixa de 1,1 a 1,7 kg de NO_x/MWh e 1,2 a 7 kg SO₂/MWh para usinas mais antigas e menos eficientes (eficiências de 27 a 40%), com sistemas desatualizados ou sem SLGC, enquanto as mais eficientes (acima de 40%) como as usinas com SLGC modernos apresentaram fatores de emissão de 0,2 a 0,8 kg de NO_x/MWh e 0,4 - 0,6 kg de SO₂/MWh.

3.1.2.3 Gás natural

Duas tecnologias para geração de energia elétrica baseadas em gás natural foram consideradas: Ciclo Rankine (CR) com baixa eficiência energética (26 a 35%) e Ciclo Combinado (CC) com alta eficiência energética (até 60%). Todos os 23 estudos de ACV revisados relataram fatores para as emissões de GEE, 20 dos quais também especificaram contribuições de diferentes fases do ciclo de vida. Dois estudos relataram emissões globais de NO_x e SO₂, respectivamente, dentro das fases do ciclo de vida (apenas tecnologias de CC). As emissões diretas de GEE das usinas de CC foram bastante consistentes entre os diferentes estudos (350 a 410 kg de CO₂-eq/MWh), com o fornecimento de combustível contribuindo com impactos adicionais relativamente grandes (10 a 180 kg de CO₂-eq/MWh). O fornecimento de combustível representou até 30% das emissões totais de GEE, principalmente devido às emissões fugitivas de metano e ao consumo de energia durante a extração e transporte de gás. Os estudos de ACV geralmente assumem que 1 a 2% do gás natural bruto é perdido na atmosfera como emissões fugitivas durante a extração (EIA, 1999). Além disso, até 10% do gás natural extraído é consumido para alimentar a extração e o transporte de combustíveis (EXTERNE, 1999). O gás natural liquefeito tem emissões ainda mais altas devido ao próprio

processo de liquefação e às longas distâncias de transporte (6 estudos relataram emissões acima de 100 kg de CO_{2-eq}/MWh para fornecimento de combustível). As usinas de CR produziram emissões diretas mais altas e mais variáveis (480 a 730 kg de CO_{2-eq}/MWh) em comparação com as usinas CC e, conseqüentemente, também ao longo do ciclo de vida (610 - 850 kg de CO_{2-eq}/MWh). Esses valores estavam de acordo com estudos anteriores, estimando aproximadamente 400 - 900 kg CO_{2-eq}/MWh para geração de energia elétrica a partir de gás natural (DONES, HECK, 2004; WEISSER, 2007; SPADARO et al., 2000; DONES et al., 2005; CAMECO CORPORATION, 2010; GAGNON et al., 2002).

Para usinas de CC, as emissões totais de NO_x foram da ordem de 0,2 a 1,3 kg de NO_x/MWh, com o fornecimento de combustível (0,1 a 0,5 kg/MWh) desempenhando um papel importante como consequência da energia utilizada na extração de gás natural (SKONE, JAMES, 2010). Comparado às usinas de CC, as emissões de NO_x das usinas de CR foram muito mais altas, aproximadamente 1,8 a 3,8 kg de NO_x/MWh: devido a menores eficiências e sistemas de SLGC menos eficientes. As emissões de SO₂ foram semelhantes para as duas tecnologias, na faixa de 0,01 a 0,32 kg/MWh. Os dados disponíveis para estudos de CC mostram que o fornecimento de gás natural pode contribuir com até 80 a 90% das emissões do SO₂ no ciclo de vida. Nenhum dos estudos forneceu dados para NO_x e SO₂ com relação ao comissionamento e descomissionamento de usinas de gás natural.

3.1.2.4 Óleo Combustível

Dez estudos incluíram emissões de GEE para geração de energia elétrica a partir de óleo combustível; 5 estudos identificaram contribuições relacionadas às fases individuais do ciclo de vida. As emissões de NO_x e SO₂ foram consideradas em 2 estudos, respectivamente, com 4 deles especificando as contribuições ao longo do ciclo de vida para ambas as emissões.

Os resultados mostraram que as emissões de GEE e NO_x estavam relacionadas principalmente à operação da usina, enquanto o fornecimento de combustível (exploração, extração, refinaria e transporte) representava até 20% das emissões de SO₂ ocorridas ao longo do ciclo de vida (EXTERNE, 1995), o que depende do SLGC, ao fornecimento de óleo e o teor de enxofre do combustível. A eficiência da recuperação de calor é o principal parâmetro para as emissões de GEE: nas usinas de carga básica, onde as eficiências podem atingir 58%, correspondendo a 530 kg de CO_{2-eq}/MWh emitidos ao longo do ciclo de vida. Por outro lado, as usinas de pico de carga apresentam eficiências mais baixas (ou seja, 30 a 40%), com fatores de emissão de GEE subsequentes entre 750 e 900 kg de CO_{2-eq}/MWh durante todo o ciclo de

vida. Os fatores de emissão de NO_x estão na faixa de 0,5 a 1,5 kg/MWh, dependendo principalmente do sistema SLGC da planta. Em particular, os fatores de emissão variaram de 0,8 kg/MWh para plantas modernas a até 6 a 8 kg/MWh para plantas antigas não equipadas com sistemas de lavagem de SO_2 . Os dados sobre o comissionamento e descomissionamento de usinas a óleo combustível foram bastante limitados, com apenas um único estudo relatando uma contribuição da infraestrutura de 2,2 kg $\text{CO}_2\text{-eq}$ /MWh (HONDO, 2005). Essa contribuição pode ser considerada insignificante em comparação com as de emissões diretas.

3.1.2.5 Nuclear

A energia nuclear foi incluída em 10 dos estudos revisados. Todos os estudos relataram fatores de emissão de GEE e 7 identificaram contribuições de etapas individuais do ciclo de vida. Emissões de NO_x e SO_2 foram relatadas em 2 estudos, contribuições ao longo do ciclo de vida foram identificadas em mais 2 desses estudos. Os resultados mostraram que os fatores de emissão de GEE variaram bastante, entre 3,1 a 35 kg de $\text{CO}_2\text{-eq}$ /MWh. Essa variabilidade se deve tanto às diferentes tecnologias quanto às abordagens metodológicas utilizadas para avaliá-las. Em particular, as premissas relativas à inclusão dos processos de enriquecimento de urânio tiveram uma influência significativa nos resultados. O método de difusão de gás, por exemplo, usa aproximadamente 40 vezes mais energia elétrica que o método de centrifugação a gás (WEC, 2004; LENZEN, 2008). Esses processos, combinados com o uso de energia elétrica baseada em combustíveis fósseis, podem explicar a ampla gama de valores encontrados para o fornecimento de combustível (1,5 a 18 kg $\text{CO}_2\text{-eq}$ /MWh). Ao usar o AES, os fatores de emissão foram estimados em 10 a 20 vezes maiores que os calculados usando o ACP (FTHENAKIS, KIM, 2007). Por exemplo, Sovacool (2008) forneceu uma revisão detalhada de 103 estudos sobre energia nuclear que estimaram um fator de emissão baseado em AES para geração de energia elétrica baseada em energia nuclear de 66 kg $\text{CO}_2\text{-eq}$ /MWh compartilhado quase igualmente entre as três fases do ciclo de vida, considerando que Dones et al. (2004) estimaram uma geração de energia elétrica de 2 a 77 kg de $\text{CO}_2\text{-eq}$ /MWh. A diferença entre os resultados do AES e do ACP decorre das respectivas capacidades das duas abordagens para modelar adequadamente a grande complexidade do sistema estudado. As emissões de NO_x e SO_2 advindas da geração de energia elétrica a partir de energia nuclear foram relacionadas principalmente ao consumo de energia durante a extração e enriquecimento de urânio. Os fatores de emissão estariam na faixa de 0,01 a 0,04 kg/MWh para NO_x e 0,003 a 0,038 kg/MWh para SO_2 , dependendo do mix de energia elétrica de entrada. As emissões relacionadas à

infraestrutura foram consideradas relevantes para o GEE (20 a 30% do total), sendo quase insignificante para o NO_x e o SO_2 .

3.1.2.6 Hidrelétricas

Existem dois tipos de hidrelétricas, as com barragens e reservatório e as a fio d'água. A primeira solução requer uma represa para criar uma bacia e, portanto, permite picos correspondentes na demanda de energia elétrica. A geração de energia elétrica a partir de sistemas de fio d'água depende da quantidade de fluxo de água e não pode ser controlada. Nenhum dos estudos revisados fez considerações quantitativas sobre a utilização secundária da água para fins de consumo, irrigação ou navegação. Para a energia hidrelétrica, foram considerados 12 estudos: 5 sistemas com reservatórios e 7 usinas a fio d'água. Os fatores de emissão de GEE foram relatados em todos os estudos, enquanto os fatores de emissão de NO_x e SO_2 foram incluídos apenas em 2 estudos. A maioria das emissões estava geralmente ligada à infraestrutura. As emissões do ciclo de vida de GEE foram relatadas na faixa de 2 - 5 $\text{kg CO}_2\text{-eq/MWh}$ para sistemas a fio d'água e 11 a 20 $\text{kg CO}_2\text{-eq/MWh}$ para reservatórios. Os fatores de emissão mais altos foram encontrados em um estudo usando a abordagem AES (NOMURA, N., 2001), indicando novamente que impactos maiores são estimados ao usar AES em vez de ACP. Um aspecto importante da energia hidrelétrica com reservatórios de barragens são as emissões de metano da decomposição anaeróbica da matéria orgânica inundada. Essas emissões dependem do clima local, tamanho do reservatório, profundidade da água, tipo e quantidade de vegetação inundada e tipo de solo; assim, grandes variações nos fatores de emissão podem ser vistas. Por exemplo, os fatores de emissão variam de 0,35 $\text{kg de CO}_2\text{-eq/MWh}$ para regiões alpinas a 30 $\text{kg de CO}_2\text{-eq/MWh}$ na Finlândia e atingem até 340 $\text{kg de CO}_2\text{-eq/MWh}$ no Brasil (DONES, HECK, 2004; WEISSER, 2007; GAGNON, 1997). Os fatores de emissão relatados em estudos de revisão anteriores estavam na faixa de 2 - 40 $\text{kg de CO}_2\text{-eq/MWh}$ (DONES, HECK, 2004; VARUN, PRALASH, 2009; WEISSER, 2007; SPADARO et al., 2000; DONES et al., 2005; CAMECO CORPORATION, 2010; GAGNON et al., 2002; HONDO, 2005; EVANS et al., 2009; CHERIBINI et al., 2009; LERCHE et al., 2011), mas foram encontrados valores mais altos quando os reservatórios foram localizados em áreas tropicais. Os fatores de emissão de NO_x e SO_2 foram encontrados na faixa de 0,004 a 0,06 $\text{kg de NO}_x\text{/MWh}$ e 0,004 - 0,03 $\text{kg de SO}_2\text{/MWh}$, respectivamente. As emissões de NO_x e SO_2 foram associadas principalmente à construção da barragem (ou seja, fornecimento de materiais) e, portanto, estão relacionadas ao tamanho da barragem e à capacidade de geração.

3.1.2.7 Solar Fotovoltaica (FV)

Todos os 22 estudos de ACV revisados sobre energia solar fotovoltaica incluíram dados de GEE, especificados para fases individuais do ciclo de vida. Todos os estudos, exceto um, relacionaram todas as emissões à infraestrutura, em particular à fabricação de células solares, enquanto negligenciam o impacto da manutenção. As emissões de NO_x e SO_2 foram consideradas em 2 estudos, respectivamente. Os fatores de emissão de GEE apresentaram alta variabilidade (uma ordem de grandeza, 13 a 130 kg de $\text{CO}_2\text{-eq/MWh}$), principalmente devido às condições locais, como a fonte de energia elétrica usada durante a fabricação, a tipologia dos painéis e as condições climáticas em que os painéis foram instalados (FTHENAKIS, KIM, 2007; FTHENAKIS, ALSEMA, 2006). Krauter e Ruther (2004) mostraram como as emissões de GEE de tecnologias fotovoltaicas produzidas em diferentes países diferiam entre si pela diferença na entrada de energia elétrica no processo de fabricação. Uma ocorrência semelhante pode ser explicada para as emissões de NO_x e SO_2 . Por exemplo, os fatores de emissão variam de 0,15 a 0,18 kg de NO_x/MWh e 0,12 a 0,15 kg de SO_2/MWh no sul da Europa (DONES et al., 2005) a 0,34 kg de NO_x/MWh e 0,29 kg de SO_2/MWh na Alemanha (PEHNT, 2006), para NO_x e SO_2 emissões, respectivamente. Usando AES, Nomura (2011) estimou fatores de emissão na faixa de 100 a 190 kg de $\text{CO}_2\text{-eq/MWh}$, 0,20 a 0,40 kg de NO_x/MWh e 0,13 a 0,26 kg de SO_2/MWh . Essas emissões são um pouco mais altas do que as estimadas usando o ACP, mas as diferenças significativas entre os resultados de AES e ACP que haviam sido destacadas anteriormente para energia nuclear não foram observadas neste caso. Os fatores de emissão relatados em estudos anteriores estavam na faixa de 40 - 160 kg de $\text{CO}_2\text{-eq/MWh}$ (DONES, HECK, 2004; VARUN, PRALASH, 2009; WEISSER, 2007; SPADARO et al., 2000; DONES et al., 2005; CAMECO CORPORATION, 2010; GAGNON et al., 2002; HONDO, 2005; EVANS et al., 2009; CHERIBINI et al., 2009; PENG et al., 2013; SHERWANI, USMANI, 2010).

3.1.2.8 Eólica

Dos 22 estudos selecionados de ACV, 20 atribuíram todas as emissões inteiramente à infraestrutura. Foram encontrados fatores de emissão de GEE na faixa de 3 - 28 kg de $\text{CO}_2\text{-eq/MWh}$ para estudos de ACP com limites de sistema limitados a turbinas eólicas. Nesse caso, as principais contribuições foram relacionadas ao fornecimento de materiais e construção das turbinas eólicas. Portanto, o mix de energia elétrica local onde ocorreu a fabricação e instalação

das turbinas teve uma influência significativa nos resultados (WEC, 2004; LENZEN, 2002). As turbinas *on-shore* e *off-shore* podem ter fatores de emissão semelhantes, porque maiores emissões durante a fase de construção podem ser compensadas pela maior produtividade das turbinas *off-shore* (PEHNT, 2006). Khan et al. (2005) contabilizou as emissões de GEE, incluindo um dispositivo de armazenamento de energia elétrica (no caso, hidrogênio para células a combustível) que obteve maiores fatores gerais de emissão (35 a 41 kg de CO₂-eq/MWh). Deve-se notar, no entanto, que tal estudo, incluindo armazenamento de energia elétrica, não pode ser comparado diretamente com um estudo de energia eólica sem armazenamento, devido às diferentes unidades funcionais utilizadas. Com base na AES, os fatores de emissão foram estimados na ordem de 30 - 40 kg de CO₂-eq/MWh (NOMURA, 2001), fornecendo valores mais altos do que estudos semelhantes usando ACP. Os fatores de emissão relatados em estudos de revisão anteriores estavam na faixa de 5 - 35 kg de CO₂-eq/MWh (DONES, HECK, 2004; VARUN, PRALASH, 2009; WEISSER, 2007; SPADARO et al., 2000; DONES et al., 2005; CAMECO CORPORATION, 2010; GAGNON et al., 2002; HONDO, 2005; EVANS et al., 2009; CHERIBINI et al., 2009; LERCHE et al., 2011; ARVESEN, HERTWICH, 2012). A maioria dos estudos de ACV forneceu fatores de emissão de NO_x e SO₂, variando de 0,02 a 0,06 kg de NO_x/MWh e 0,02 a 0,04 kg de SO₂/MWh com emissões, principalmente dependentes do mix de energia elétrica usado na fabricação. Ao usar o AES, foram relatados fatores de emissão de 0,11 kg de NO_x/MWh e 0,05 kg de SO₂/MWh (NOMURA, 2001), maiores do que os fatores de emissão mencionados anteriormente, estimados pelo uso de ACP.

3.1.2.9 Biomassa

Dezenove estudos, incluindo três tipos de tecnologias baseadas em biomassa, foram abordados: co-combustão com combustível fóssil, combustão direta e gaseificação. Todos os estudos revisados relataram fatores de emissão de GEE, enquanto 14 também consideraram as emissões de NO_x e SO₂. As contribuições das fases individuais do ciclo de vida para todos os três compostos foram fornecidas em apenas 8 estudos. Em estudos que avaliaram a biomassa residual, todos os impactos foram associados à operação da usina. As emissões relacionadas às infraestruturas foram insignificantes para os três compostos.

Os fatores de emissão de GEE relatados mostraram alta variabilidade: 25 a 130 kg CO₂-eq/MWh (co-combustão), 8,5 a 118 kg de CO₂-eq/MWh (combustão direta) e 17 a 117 kg de CO₂-eq/MWh (gaseificação). Esses dados não incluem as emissões de CO₂ biogênico, porque é prática comum

da ACV assumir um fator de caracterização do aquecimento global para o CO₂ biogênico de zero (CHRISTENSEN et al., 2009). No entanto, quando fatores de emissão são usados para o relatório de emissões de GEE na estrutura do IPCC, o CO₂ biogênico é então incluído porque a captação de CO₂ pela biomassa é contabilizada no setor AFOLU (*Agriculture, Forestry, and Other Land Use*) (IPCC, 2006). Os fatores de emissão de NO_x estavam na faixa de 0,08 a 1,7 kg de NO_x/MWh, com os maiores valores relacionados à combustão direta e os menores valores associados ao co-combustão. Além do sistema SLGC, as emissões de NO_x estavam fortemente relacionadas ao tipo de biomassa. Na fase de fornecimento, ocorreram emissões do uso de máquinas durante o cultivo e a colheita no caso de culturas energéticas, enquanto que nenhuma emissão foi tipicamente associada a resíduos de madeira. A combustão de resíduos de madeira de móveis pode resultar em maiores emissões devido ao seu teor de nitrogênio (HELLER, 2004). As emissões de SO₂ também apresentaram alta variabilidade para as três tecnologias avaliadas, variando de 0,03 a 0,94 kg SO₂/MWh, com a maior contribuição do fornecimento de combustível.

3.2 CONTRIBUIÇÕES DOS IMPACTOS A MONTANTE

Os resultados indicam que é importante definir corretamente os limites do sistema para evitar o corte indesejado de uma parte relevante das emissões. Embora as emissões diretas representem 83 a 99% do total de emissões de GEE da geração de energia elétrica baseada em combustíveis fósseis, eram menos relevantes para outros sistemas (ou seja, usinas nucleares e renováveis). Os processos a montante que potencialmente têm impactos relevantes incluem o fornecimento de combustível e o comissionamento e desativação de plantas. Poucos autores desconsideraram o fornecimento de combustível em relação às emissões de GEE (KHAN, et al., 2012), enquanto outros o descrevem como importante (ODEH, COCKERILL, 2008; MAY, BRENNAN, 2003; MAY, BRENNAN, 2008; HONDO, 2005; CORTI, 2004; SPATH, MANN, 2000), em particular para emissões que não sejam GEE. Por exemplo, o fornecimento de combustível representa, em média, 71% e 60% das emissões de GEE estimadas para usinas de biomassa e usinas nucleares, respectivamente. A infraestrutura foi considerada uma questão menor em vários estudos sobre a geração de energia elétrica a partir de combustíveis fósseis, embora tenha sido mais relevante (em alguns casos dominante) para tecnologias renováveis e usinas nucleares. Por exemplo, os estudos revisados mostraram que a infraestrutura representa, em média, 22% das emissões gerais de GEE das usinas nucleares, enquanto representa carga quase exclusiva (97 a 99%) para sistemas hidrelétricos, fotovoltaicos e eólicos.

3.2.1 Fornecimento de biomassa

Alguns estudos envolvendo geração de eletricidade com base em biomassa aplicam uma hipótese de carga zero, isto é, negligenciando quaisquer impactos a montante associados à biomassa. Embora essa abordagem possa parecer justificável ao se concentrar em recursos de biomassa residual tradicionalmente não explorados para fins energéticos (ou seja, permanecer em terras agrícolas ou usados para alimentação e/ou cama de animais), essa suposição é questionável para as culturas energéticas (HEDEGAARD et al., 2008). De fato, a biomassa e as terras aráveis devem se tornar um recurso restrito com a crescente penetração de energia renovável no sistema. O uso de recursos de biomassa para fins energéticos causará concorrência entre geração de energia e outros usos, sugerindo que é improvável que uma suposição de carga zero seja correta, em particular por um longo período.

Nesse contexto, a definição dos limites do sistema tem uma grande influência nos resultados, porque a fornecimento de biomassa responde por, em média, 71% das emissões dos sistemas de biomassa. Esse valor, no entanto, está associado a uma grande variabilidade e incerteza, dependendo se os efeitos da Mudança Indireta do Uso da Terra (MIUT) do cultivo de culturas energéticas estão incluídos. Apesar de acreditar-se ter a maior contribuição de GEE no ciclo de vida dos biocombustíveis (CORTI, 2004), os efeitos da MIUT geralmente não são incluídos sistematicamente na ACV e, em qualquer caso, estão associados a uma grande incerteza, pois sua magnitude permanece parcialmente obscura e é altamente contestado (EDWARDS et al., 2010).

3.3 UNIDADE FUNCIONAL E COMPARABILIDADE

A unidade funcional de uma avaliação desempenha um papel extremamente importante em relação à comparabilidade, mesmo em um único estudo. Ao executar a ACV de sistemas de energia, o funcionamento da usina em avaliação precisa ser levado em consideração na avaliação; para serem comparáveis dentro da mesma unidade funcional, as tecnologias individuais devem fornecer exatamente o mesmo serviço ao sistema. Um exemplo de incomparabilidade é a geração de energia elétrica baseada no carvão (com um fator de emissão de 660 a 1050 kg de CO₂-eq/kWh), que não fornece o mesmo serviço que uma turbina a gás que cobre o pico demanda de energia elétrica (com um fator de emissão de 610 a 850 kg de CO₂-eq/kWh).

Outro exemplo é a comparação entre carga base e tecnologias intermitentes, como energia eólica. Nesse caso, a incomparabilidade se deve à diferente "confiabilidade do fornecimento" dos dois sistemas. Dois autores, Gagnon (2002) e Fthenakis (2004) propuseram uma solução para superar essa discrepância, modelando a fonte intermitente com um sistema de armazenamento, para que os serviços fornecidos pelas duas alternativas sejam tecnicamente idênticos. Exemplos de outros serviços específicos fornecidos por tecnologias individuais que devem ser abordados na unidade funcional são: controle de irrigação e inundação, regulação, controle de tensão, capacidade de arranque do sistema e reserva operacional (EDENHOFER, 2011; WEC, 2004; GAGNON et al., 2002).

3.4 SELEÇÃO DAS EMISSÕES

Dos 167 estudos de caso revisados, 101 avaliaram as emissões dos três compostos: GEE, NO_x e SO_2 . Embora as emissões de GEE sejam um indicador adequado do desempenho ambiental em relação ao aquecimento global, outros impactos ambientais também devem ser considerados. Por exemplo, a Tabela 2 mostra que o gás natural e o óleo combustível têm fatores de emissão de GEE semelhantes (380 a 1000 kg de $\text{CO}_2\text{-eq/MWh}$ e 530 a 900 kg de $\text{CO}_2\text{-eq/MWh}$), mas as emissões de SO_2 do óleo combustível (0,85 a 8 kg/MWh) são maiores que as do gás natural (0,01 a 0,32 kg/MWh). Da mesma forma, sistemas movidos a biomassa e sistemas solares FV emitem 13 a 190 kg de $\text{CO}_2\text{-eq/MWh}$ e 8,5 a 130 kg de $\text{CO}_2\text{-eq/MWh}$, respectivamente, mas as emissões de NO_x são muito maiores da biomassa (0,08 a 1,7 kg/MWh) do que do FV solar (0,15 a 0,40 kg/MWh). Nos dois casos, uma avaliação focada apenas no aquecimento global daria resultados semelhantes entre as duas tecnologias, enquanto as consequências para as categorias de impacto da eutrofização e acidificação seriam diferentes. A relevância de considerar outras emissões além do GEE pode ser explicada ainda mais considerando a distribuição de emissões ao longo do ciclo de vida da geração de energia elétrica.

Apenas 39 estudos forneceram dados de emissão de NO_x e SO_2 de acordo com cada estágio individual do ciclo de vida. As emissões de GEE não são um indicador apropriado para outras tecnologias. O fornecimento de combustível é o principal fator responsável pelas emissões de GEE de biomassa (71%), enquanto as emissões diretas dominam as emissões de NO_x e SO_2 (54% e 61%, respectivamente); as emissões são distribuídas ao longo do ciclo de vida da energia nuclear (aproximadamente 60% de fornecimento de combustível, 20% de emissões diretas e 20% de infraestruturas), enquanto o fornecimento de combustível domina as

emissões de NO_x (82%) e SO₂ (92%). As emissões diretas na planta representam 83% do total de emissões de GEE de gás natural, enquanto o fornecimento de combustível é responsável por 54% e 96% das emissões de NO_x e SO₂, respectivamente. Esses dados ilustram que um foco isolado nas emissões de GEE pode levar a conclusões incorretas sobre as consequências ambientais das tecnologias de geração de energia elétrica.

Tabela 2 - Valores de emissões por tipo de combustível ou tecnologia

Fonte de Energia	CO ₂ -eq [kg/MWh]
Carvão duro	660 - 1050
Lignito	800 - 1300
Gás Natural	380 - 1000
Óleo Combustível	530 - 900
Energia Nuclear	3 – 35
Biomassa	8,5 - 130
Hidrelétrica	2 – 340
Solar Fotovoltaica	13 – 190
Eólica	3 – 41

Fonte: Santos (2022)

3.5 UMA NOVA PROPOSTA NA DETERMINAÇÃO DA EFICIÊNCIA ECOLÓGICA

Sabe-se que Π é o indicador de poluição definido pela Equação (3) em kg_{CO_2-eq}/MW onde é considerado a quantidade de CO₂ equivalente por kg de combustível consumido, porém sistemas renováveis de geração de energia não consomem combustíveis fósseis na fase de operação. A partir disso, fez-se necessário uma adaptação para que todos as plantas possam ser comparadas. Com isso, obteve-se duas equações, uma para sistemas convencionais e uma para renováveis, as Equações (12) e (13), respectivamente.

$$\Pi_c = \frac{(CO_2-eq)_{total-op}}{PCI \cdot \dot{m}_c \cdot \eta \cdot 8760 \cdot f_c} + \frac{(CO_2-eq)_{op} \cdot f_c}{PCI \cdot \dot{m}_c \cdot \eta \cdot 8760 \cdot f_c} \left[\frac{kg_{CO_2-eq}}{kWh} \right] \quad (12)$$

$$\Pi_r = \frac{(CO_2-eq)_{total}}{P \cdot f_c} \left[\frac{kg_{CO_2-eq}}{kWh} \right] \quad (13)$$

A princípio pretendeu-se alcançar apenas uma equação para o indicador de poluição, porém não foi possível por alguns impedimentos. O primeiro impedimento foi a questão da unidade. O indicador de poluição original era uma razão entre dióxido de carbono equivalente emitido pela planta e a energia do combustível utilizada para geração de energia. Fontes renováveis não utilizam combustíveis para operação, portanto optou-se para a unidade de kWh que é a energia produzida em uma unidade de tempo definida. O problema foi sanado trazendo

a eficiência das plantas, tempo de operação e fator de carga para o denominador da Equação (12), fato que não foi necessário na Equação (13).

O segundo impedimento veio quando pretendeu-se manter o carbono equivalente de todo o ciclo de vida na mesma parcela da equação, pois o fator de carga da planta não poderia influenciar em todas as parcelas do ciclo, como, por exemplo, a construção da planta, construção do gasoduto, transporte de carvão, enriquecimento de urânio, etc. Diferentemente das plantas renováveis como os painéis solares fotovoltaicos que tem um indicador flutuante de poluição em todo o ciclo. Visto que a quantidade de energia gerada pelo painel em determinado período de tempo não influencia na quantidade de emissões geradas, mas sim no indicador de poluição de forma indiretamente proporcional, ou seja, quando a geração desce o indicador sobe, o mesmo funciona para as turbinas eólicas.

Diferente da equação original, o resultado é expresso em kg_{CO_2-eq}/kWh , para que todos os valores de indicadores de poluição possam ser utilizados na mesma equação de eficiência ecológica. Além disso, na Equação (12) as emissões advindas da operação da planta estão separadas das outras emissões para fins de comparação.

Foram incluídas algumas novas variáveis na equação do indicador de poluição. Agora a eficiência da planta influencia no indicador de poluição de plantas a combustível fóssil, pois a nova equação de eficiência ecológica não a incluirá visto que a eficiência de plantas de energia renovável já é considerada no $(CO_{2-eq})_{total}$. Porém, considera-se o fator de carga (f_c) nas duas equações, sendo que na Equação (12) influencia tanto nas emissões de operação quanto na energia gerada pela planta e na Equação (13) influencia apenas na energia gerada pela planta, ou seja, quanto menor o fator de carga maior o indicador de poluição.

Da Equação (8), obtém-se três constantes de controle: c , K e n , que foram definidas por Cardu e Baica (1999a, 1999b). O mesmo é considerado na nova metodologia, porém a forma da equação é a da Equação (14).

$$\varepsilon = [c \cdot \ln(K \pm \Pi)]^n \quad (14)$$

Para se definir as constantes dessa equação propõe-se algumas condições.

Da Tabela 2 define-se que plantas que utilizam lignito são o pior caso com um $\Pi = 1300 \frac{kg_{CO_2-eq}}{kWh}$, para esse caso considera-se que a eficiência ecológica será zero. Na proposta de Cardu e Baica (1999) consideraram-se que plantas movidas a enxofre teriam eficiência ecológica de valor igual a zero, porém como não se pode encontrar valores de emissões no ciclo de vida dessas plantas e como não existem plantas com esse combustível em operação no mundo a ideia foi descartada.

Portanto, para que a eficiência ecológica seja zero ($\varepsilon = 0$):

$$\ln(K \pm \Pi) = 0$$

Ou seja:

$$\ln(K - 1300) = 0 \therefore K - 1300 = 1 \therefore K = 1301$$

A partir dessa afirmação, obtém-se a Equação (15).

$$\varepsilon = [c \cdot \ln(1301 - \Pi)]^n \quad (15)$$

Para uma condição hipotética em que a o indicador de poluição fosse de $\Pi = 0 \frac{\text{kgCO}_2\text{-eq}}{\text{kWh}}$, o valor de c poderia ser identificado utilizando-se o $c = \frac{1}{\ln(1301)} = 0,139$, portanto têm-se a Equação (16).

$$\varepsilon = [0,139 \cdot \ln(1301 - \Pi)]^n \quad (16)$$

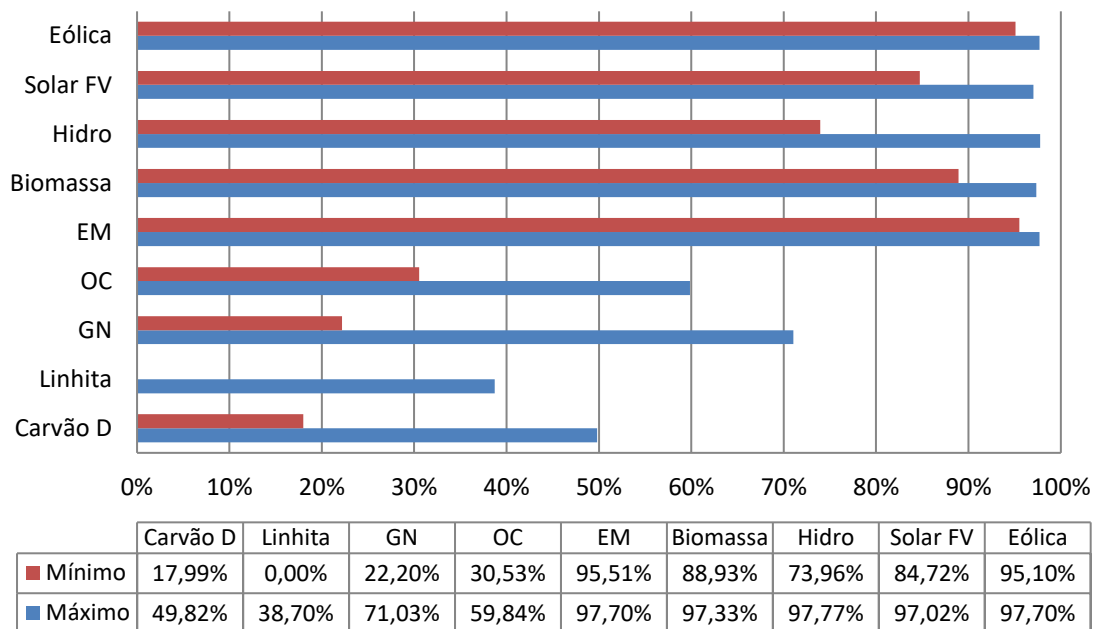
Considerando o carvão duro como segundo pior caso, e que seu indicador de poluição relativo à lignito varia entre 17,5% e 19,32%, define-se que no pior dos casos sua eficiência ecológica é em média 18,37%. Portanto, a partir disso, pode-se afirmar que $0,1837 = [0,139 \cdot \ln(1301 - 1050)]^n \therefore n = 6,5$. Com isso define-se a nova equação de eficiência ecológica na Equação (17).

$$\varepsilon = [0,139 \cdot \ln(1301 - \Pi)]^{6,5} \quad (17)$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Da Equação (17), pode-se definir as eficiências ecológicas mínimas e máximas que são diretamente relacionadas aos indicadores de poluição mínimos e máximos, respectivamente, de diversos combustíveis e tecnologias utilizados na geração de energia elétrica. Os valores da tabela já consideram as eficiências das plantas. Considerando todos funcionando a plena carga, ou seja, $f_c = 1$, se define na Figura 14.

Figura 14 - Valores mínimos e máximos de eficiência ecológica por tecnologia/combustível com $f_c = 1$.



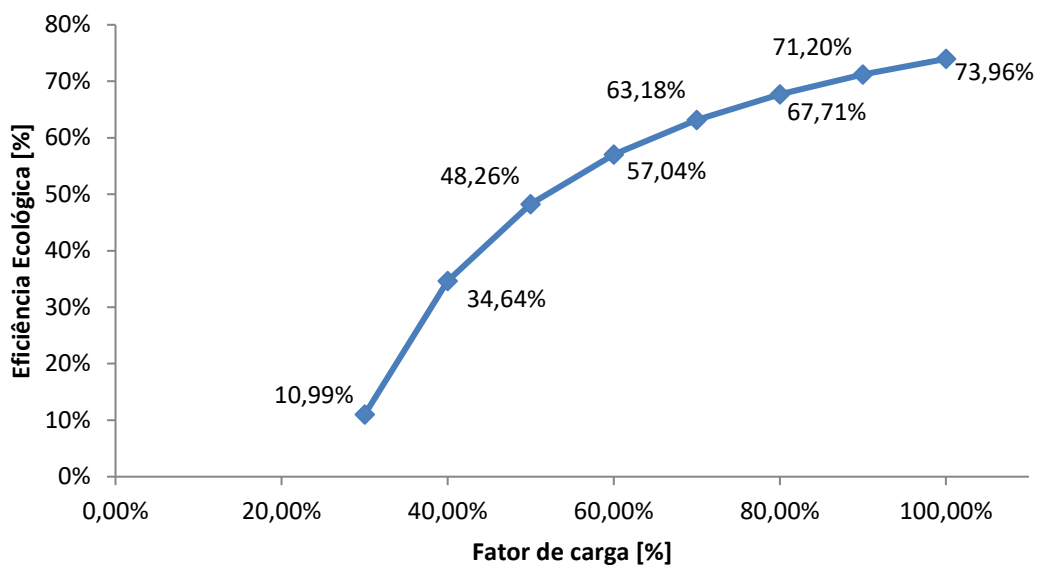
Fonte: Santos (2022)

Esses resultados fazem parecer que as fontes renováveis de energia elétrica como Hidrelétricas, Solar FV e Eólica sejam sempre as melhores em termos de emissões. Porém, algo que não foi considerado na Figura 14 é que o fator de carga dessas tecnologias nunca estará em 100%, muito pelo contrário. Por exemplo, o fator de carga médio de uma usina eólica é de 30%, ou seja, isso significa que durante 30% do ano há produção de energia, e nos outros 70% a produção não é significativa.

Nas Figuras 15 a 22 são apresentadas as variações da eficiência ecológica considerando o indicador de poluição máximo da Tabela 1.

Na Figura 15, percebe-se que o fato de hidrelétricas não terem emissões a partir de combustão coopera para que a eficiência ecológica delas varie conforme o seu fator de carga, isso ocorre porque mesmo com a planta operando em cargas mínimas as emissões continuam ocorrendo, pois, por exemplo, as emissões de CH₄ não dependem da operação da planta assim como as emissões de construção e comissionamento da mesma. Os fatores de carga de 10% e 0% fazer a eficiência ecológica de hidrelétricas com áreas alagadas em países de clima tropical ser "pior" do que plantas à carvão, por exemplo.

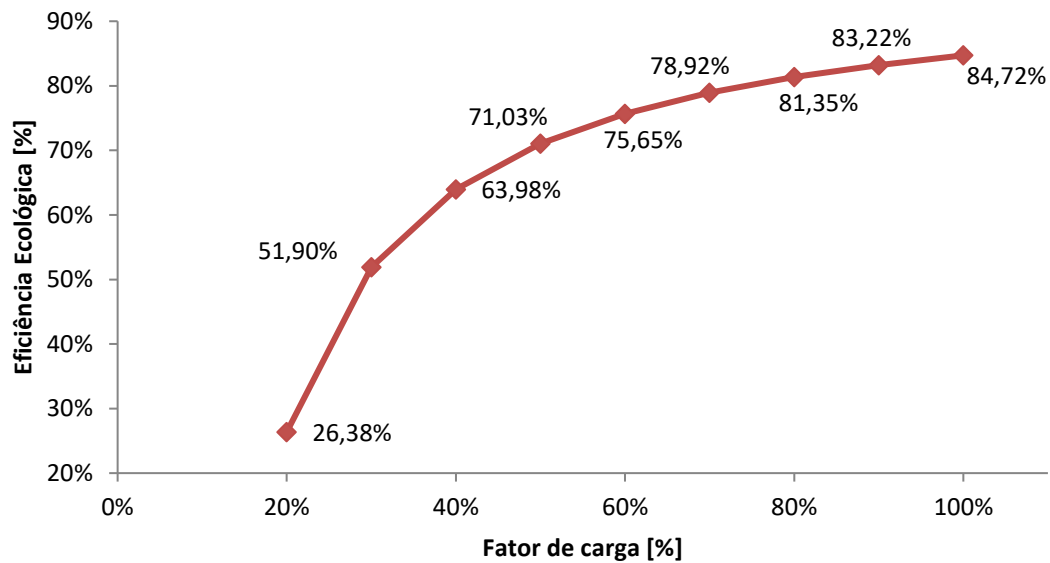
Figura 15 - Variação da eficiência ecológica máxima de plantas hidrelétricas pelo fator de carga



Fonte: Santos (2022)

As emissões do ciclo de vida de plantas solares FV não diminuem com tanta intensidade conforme o fator de carga diminui, pois, a maior parcela das emissões poluentes está a montante e jusante da fase de operação. A geração solar fotovoltaica como demonstrado na Figura 16 também atinge valores menores do que o carvão caso estejam operando com fator de carga médio menor que 20%.

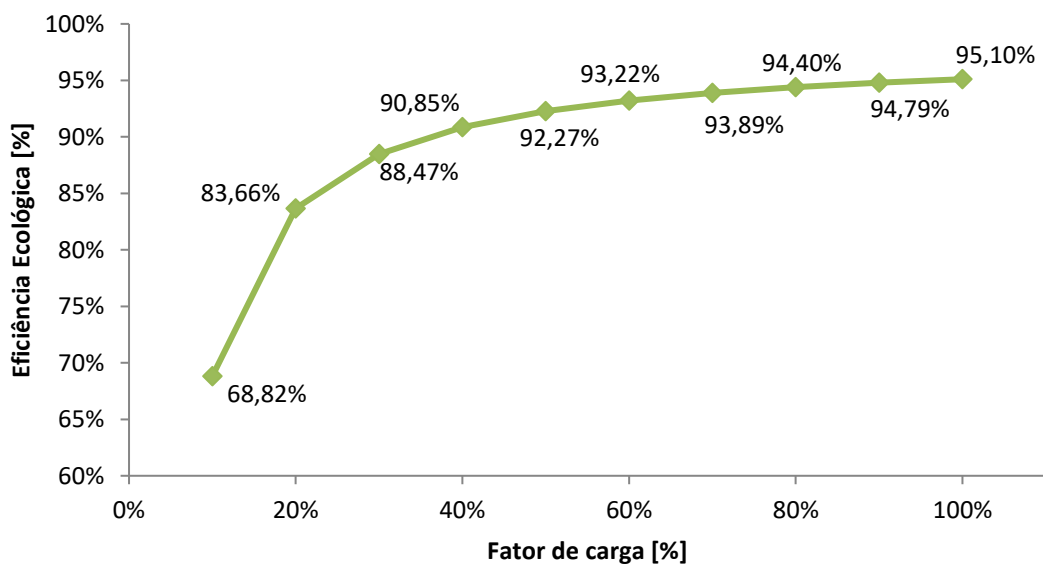
Figura 16 - Variação da eficiência ecológica máxima de plantas solares FV pelo fator de carga



Fonte: Santos (2022)

O mesmo acontece com as emissões do ciclo de vida de plantas eólicas que possuem taxas de variação de eficiência ecológica maior quanto menor for o fator de carga da planta. A geração eólica conforme apresentado na Figura 17 também atinge valores menores do que o carvão caso estejam operando com fator de carga médio menor que 20%.

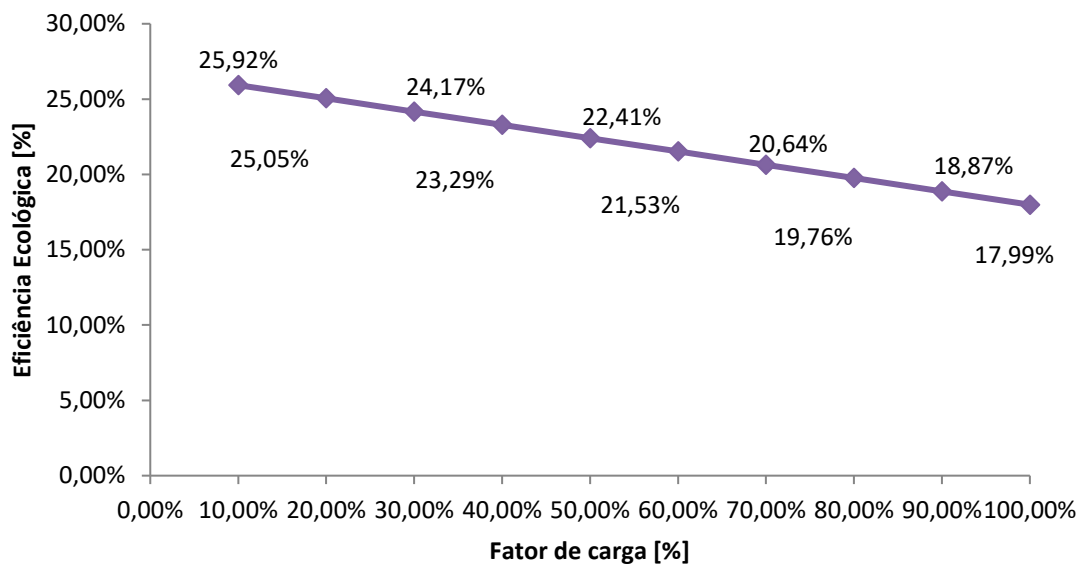
Figura 17 - Variação da eficiência ecológica máxima de plantas eólicas pelo fator de carga



Fonte: Santos (2022)

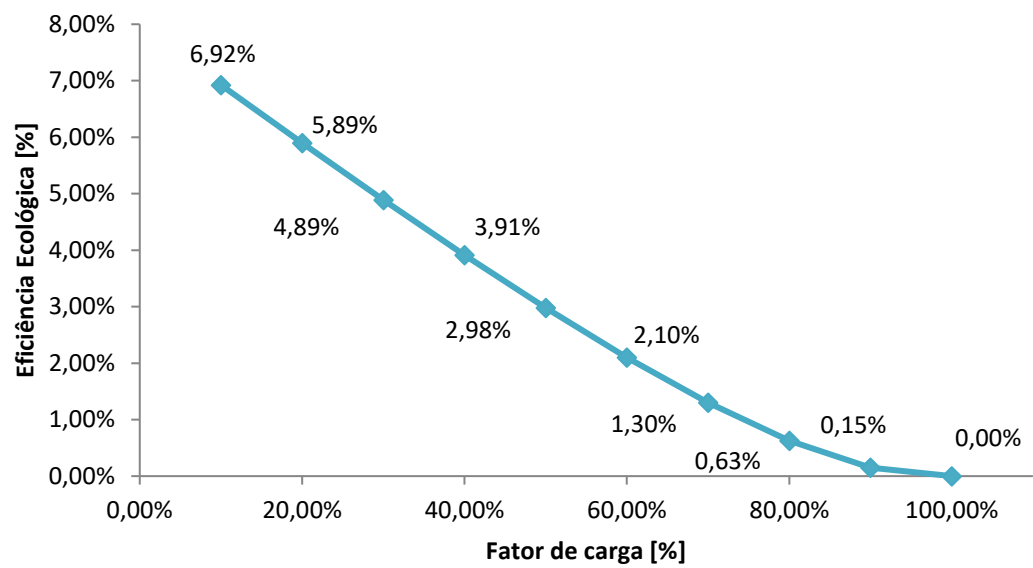
Na geração a combustíveis fósseis o cenário muda um pouco. Parte do indicador de poluição vem da operação da planta, portanto, conforme o fator de carga diminui as emissões e a energia gerada com origem na queima de combustível também diminuem, ou seja, somente as emissões indiretas da planta são afetadas, conforme a Equação (12). Nas Figuras 18 a 22 são apresentadas as variações da eficiência ecológica máxima conforme varia-se o fator de carga de plantas à carvão duro, lignito, óleo combustível e gás natural.

Figura 18 - Variação da eficiência ecológica máxima de plantas à carvão duro



Fonte: Santos (2022)

Figura 19 - Variação da eficiência ecológica máxima de plantas à lignito

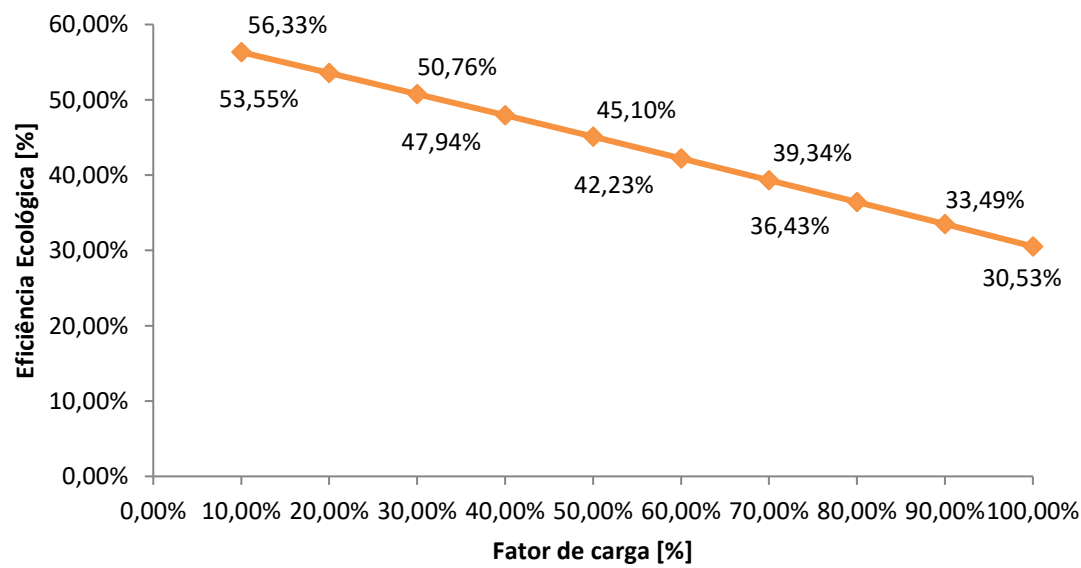


Fonte: Santos (2022)

De acordo com Singh et al. (2011), as emissões de CO₂-eq vem, em média, 86% das emissões diretas da planta.

Na Figura 20 foi considerado que 10% das emissões de CO₂-eq vem das emissões indiretas das plantas, portanto o fator de carga influencia em 90% das emissões.

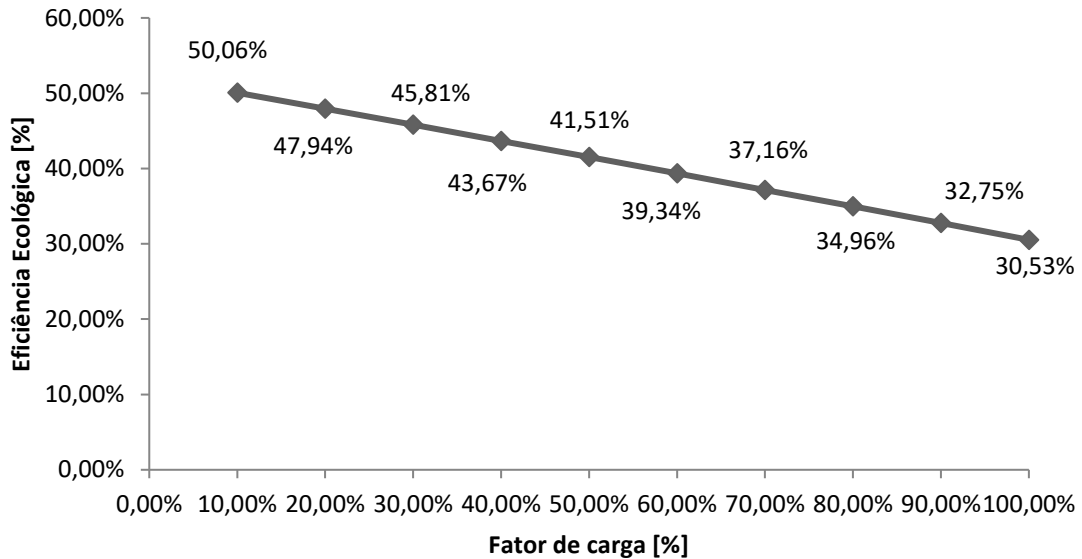
Figura 20 - Variação da eficiência ecológica máxima de plantas a óleo combustível



Fonte: Santos (2022)

Na Figura 21 foi considerado que 30% das emissões de $\text{CO}_2\text{-eq}$ vem das emissões indiretas das plantas, portanto o fator de carga influencia em 70% das emissões.

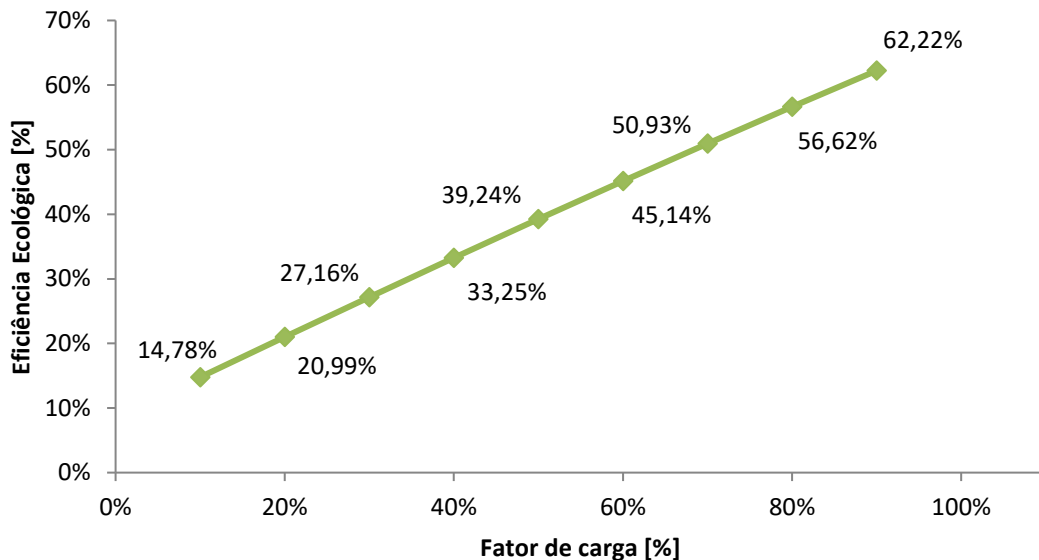
Figura 21 - Variação da eficiência ecológica máxima de plantas a gás natural



Fonte: Santos (2022)

Claro que não adianta diminuir as emissões em detrimento da geração de energia, porém, as emissões também podem ser diminuídas com sistemas de lavagem e de absorção de CO_2 . Na Figura 22 é apresentada a variação da eficiência ecológica de uma planta a gás natural com absorção química de CO_2 . Santos (2014) demonstra que 90% do $\text{CO}_2\text{-eq}$ das emissões diretas de uma termelétrica a gás natural é CO_2 . Portanto, dos 70% de emissões de uma planta termelétrica se consideram que 90% é CO_2 e desses 90% será feita uma considerando que haverá um consumo de 30% da energia gerada na própria planta para o sistema.

Figura 22 - Variação da eficiência ecológica máxima de plantas a gás natural em relação à taxa de absorção de CO₂ por sistema químico



Fonte: Santos (2022)

Para efeitos de comparação, uma mesma planta termelétrica com um sistema de remoção de CO₂ apresentada por Santos (2014) teria eficiência ecológica de cerca de 99% considerando apenas a operação da planta com taxa de absorção de CO₂ de 90%.

No trabalho realizado por Silveira et al. a eficiência ecológica das plantas analisadas, com características de grandes e pequenas termelétricas que utilizam gás natural e óleo diesel são, respectivamente, 95,6 e 91,2%. Considerando o método desenvolvido neste presente trabalho as eficiências seriam de 71,03 e 59,84%, respectivamente.

Campos (2019) analisou algumas tecnologias em seu trabalho afirmando que são ecologicamente eficientes, determinando que a geração eólica apresentaria eficiência ecológica de aproximadamente 98% e a solar fotovoltaica em torno de 91%. Porém as eficiências de plantas eólicas e solares fotovoltaicas não podem ser consideradas fixas. Como afirmado anteriormente plantas eólicas e FV não podem ter seu fator de carga controlados durante a operação, isto torna a eficiência ecológica flutuante. O sistema eólico de Campos (2019) teria eficiência ecológica próxima de 65% se considerar o fator de carga da energia eólica da União Europeia em 2015 que foi de aproximadamente 11,4% segundo o relatório da Wind Europe (2018) e o solar fotovoltaico flutuaria entre aproximadamente 70 e 80% considerando o fator de carga dos EUA no ano de 2006 determinado por Madaeni et al. (2012) no relatório final da NREL.

5 CONCLUSÕES

Neste trabalho foi adaptada a metodologia de eficiência ecológica agregando-se metodologias de ACV para se alcançar todo e qualquer tipo de tecnologia de geração de energia elétrica.

Agregar a ACV ao processo de tomada de decisão proporcionou uma compreensão do número de emissões poluentes que causam impactos ambientais não tradicionalmente considerados na escolha de uma fonte de geração de energia. Isso permitiu passar de um ponto de vista pontual para um global, possibilitando estender a responsabilidade ambiental a todas as tecnologias, principalmente aquelas que ocorrem a montante e a jusante da fase de operação.

A partir da revisão sobre ACV realizada nessa tese foram obtidos dados suficientes para, independentemente do método de ACV utilizado, serem utilizados na reformulação das equações da Eficiência Ecológica, podendo-se comparar qualquer tipo de fonte de energia, renovável ou não. Esse era o principal objetivo da tese.

Adicionalmente, os dados de emissão foram determinados com base na unidade de entrada de energia nas usinas, ao contrário do que acontecia anteriormente onde no caso onde a base era a unidade de energia gerada. Isso aumentou a compreensão da influência na eficiência energética da usina. Isso é importante, pois as principais fontes mundiais de comunicação mostram muito do que acontece na geração, mas pouco mostram as consequências por trás dos fatos. Esta abordagem na metodologia de Eficiência Energética Ecológica permite uma comparação real entre diferentes tipos de fontes de energia, mesmo que a poluição não seja emitida no local. Ou seja, mesmo que haja propagação da carga poluente de uma determinada tecnologia de geração de energia, ela será atribuída, contabilizada e transformada em um número suficientemente simples para que profissionais técnicos e leigos entendam e processem o tamanho da consequência de cada tipo de planta.

Há uma tendência geral nos resultados para os sistemas estudados que é claramente a favor das tecnologias de energia renovável. Para uma seleção ótima de fontes de energia elétrica, deve haver tecnologias mistas para que a carga no ambiente possa ser reduzida e distribuída de forma eficiente. Apesar disso, não foi considerado o tempo que cada tecnologia precisaria operar para compensar toda energia consumida desde o início do seu ciclo de vida, o que, talvez, possa causar uma reversão e levantar a questão da futura escassez de recursos naturais no mundo. Esse parâmetro pode vir a ser considerado num trabalho futuro.

Além disso, novas tecnologias para mitigar as emissões atmosféricas estão surgindo e se tornam cada vez mais eficientes e consomem menos energia. Ou seja, causam um impacto cada

vez mais significativo nas emissões de CO₂-eq na operação de usinas que queimam combustíveis fósseis. Vale lembrar que essas tecnologias impactam justamente nas usinas que consomem mais energia. Por último, mas não menos importante, com esta metodologia, fica claro que o uso de energias renováveis e não renováveis deve ser estudado e comparado com cautela, pois só nos faz acreditar cada vez mais que, afinal, as fontes 100% renováveis de energia, também causam algum impacto no meio ambiente, ou seja, não são 100% limpas. Trabalhos futuros também podem considerar engenharia econômica, uso da água, impactos na saúde humana e até outros fatores sociais ao escolher uma tecnologia de geração de energia.

Algumas áreas possíveis para pesquisas futuras incluem:

- Inclusão de outras formas de emissões (ex.: resíduos sólidos) e de materiais consumidos (ex.: água) ao método;
- Avaliação de externalidades causadas pelas emissões das plantas;
- Avaliação dos impactos à qualidade de vida humana e não humana em todo o ciclo de vida das tecnologias;
- Avaliação de medidas de política energética com ACV;
- Aplicação da metodologia a plantas com dados conhecidos tanto na operação, quanto a sua jusante e montante.

REFERÊNCIAS

- AL-ALWANI, M. A. M. *et al.* Dye-sensitized solar cells: development, structure, operation principles, electron kinetics, characterization, synthesis materials and natural photosensitizers. **Renew Sustain Energy Rev**, v. 65, p. 183 – 213, 2016.
- ALSEMA, E. Energy pay-back time and CO₂ emissions of FV systems. **Progress in Photovoltaics: Research and Applications**, v. 8, p. 17 – 25, 2007.
- AMBIENTE ITALIA SRL. Environmental product declaration ENEL — wind power plant Sclafani Bagni, 2004.
- ARVESEN, A.; HERTWICH, E. G. Assessing the life cycle environmental impacts of wind power: a review of present knowledge and research needs. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, p. 5994 – 6006, 2012.
- AXPO, A. G. Environmental product declaration Beznau nuclear power plant, 2008.
- AXPO, A. G. Environmental product declaration Wildegg-Brugg run-of-river power plant, 2010.
- BERGERSON, J.; LAVE, L. Life cycle analysis of power generation systems. **Encyclopedia of Energy**, v. 3, p. 635 – 645, 2018.
- BOLDRI, A.; ANDERSEN, J. K.; CHRISTENSEN, T. H. Environmental assessment of garden waste management in the municipality of Aarhus, Denmark. **Waste Management**, v. 31, p. 1560 – 1569, 2011.
- BRIEM, S. *et al.* *Fossil gefeuerte Kraftwerke*, In: **Lebenszyklusanalysen ausgewählter zukünftiger stromerzeugungstechniken [in german]**, Stuttgart, cap. 10, p. 253 – 339, 2004.
- CAMECO CORPORATION. Comparison of lifecycle greenhouse gas emissions of various electricity generation sources, 2010.
- CANADA, E. Assessment of the environmental performance of solar photovoltaic technologies, 2010.
- CARNEIRO, M. L. N. M.; GOMES, M. S. P. Energy-ecologic efficiency of waste-to-energy plants. **Energy Conversion and Management**, v. 195, p. 1359-1370, 2019.
- CHERIBINI, F. *et al.* Energy - and greenhouse gas - based ACV of biofuel and bioenergy systems: key issues, ranges and recommendations. **Conservation and Recycling**, v. 53, p. 434 – 447, 2009.
- CHERUBINI, F.; STRØMMAN, A. H.; ULGIATI, S. Influence of allocation methods on the environmental performance of biorefinery products — a case study. **Conservation and Recycling**, v. 55, p. 1070 – 1077, 2011.
- CHERUBINI, F. The biorefinery concept: Using biomass instead of oil for producing energy and chemicals. **Energy Conversion and Management**, v. 51, p. 1412 – 1421, 2010.

CHRISTENSEN, T. H. *et al.* C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in ACV - modelling of waste management systems. **Waste Management & Research**, v. 27, p. 707 – 15, 2009.

CLARKE, L. *et al.* Scenarios of greenhouse gas emissions and atmospheric concentrations (Part A) and Review of integrated scenario development and application (Part B). A report by the **U.S. climate change science program and the subcommittee on global change res**, Washington, DC., USA, 2007.

CORTI, A. Biomass integrated gasification combined cycle with reduced CO₂ emissions: performance analysis and life cycle assessment (LCA). **Energy**, v. 29, p. 2109 – 2124, 2004.

DI XIANGHUA, N. Z. *et al.* Life cycle inventory for electricity generation in China. **Life Cycle Ass.**, v. 12, p. 217-224, 2007.

DINIZ FILHO, P. T. *et al.* Energetic, ecologic and fluid-dynamic analysis of a fluidized bed gasifier operating with sugar cane bagasse. **Applied Thermal Engineering**, v. 57, p. 116-124, 2013.

DOE U.S. Department of Energy, **Life cycle analysis: power studies compilation report**, 2010.

DOLAN, S. L.; HEATH, G. A. Life cycle greenhouse gas emissions of utility - scale wind power: systematic review and harmonization. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, 2012.

DONES, R. *et al.* Externalities of energy: extension of accounting framework and policy applications new energy technologies, 2005.

DONES, R. *et al.* Life cycle inventories of energy systems: results for current systems in Switzerland and other UCTE countries. **Ecoinvent Report**, v. 5, 2007.

DONES, R.; HECK, R.; HIRSCHBERG, S. Greenhouse gas emissions from energy systems, comparison and overview. **Encyclopedia of Energy**, v. 3, p. 77 – 95, 2004.

DRAUKER, L. *et al.* Life cycle analysis: Existing Pulverized Coal (EXPC) power plant, **National Energy Technology Laboratory (NETL)**, Pittsburgh, PA, Morgantown, WV, 2010.

DYRELUND, A.; LUND, H. Heat plan Denmark 2010: a road map for implementing the EU directive on renewable energy, **HOT/COOL - International Magazine on District Heating and Cooling**, p. 11 – 13, 2010.

EDENHOFER, O. *et al.* **IPCC: special report on renewable energy sources and climate change mitigation**, 2011.

EDWARDS, R.; MULLIGAN, D.; MARELLI, L. Indirect land use change from increased biofuels demand, **European Commission Joint Research Centre Institute for Energy**, 2010.

EEA. Ammonia (NH₃) emissions (APE 003) – assessment, **European Environment Agency**, 2010.

EEA. Emissions (CO₂, SO₂, NO_x) from public electricity and heat production - explanatory indicators (ENER 009), **European Environment Agency**, 2011.

EIA U.S. Natural gas 1998: issues and trends, Washington, **Department of Energy - Energy Information Administration**, DC, USA, 1999.

ELAQUA, A. G. Auschönenberg small - scale hydro power plant, **Environmental Product Declaration**, 2011.

EUROPE COMISSION., EC – JRC. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - general guide for life cycle assessment - detailed guidance, Luxembourg, publications office of the European Union, **European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability**, 2010.

EVANS, A.; STREZOV, V.; EVANS, T. J. Assessment of sustainability indicators for renewable energy technologies. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, p. 1082 – 1088, 2009.

EXTERNE., ExternE - externalities of energy: oil and gas, v. 4, **European Commission**, 1995.

EXTERNE. Externalities of energy: wind and hydro, v. 6, **European Commission**, 1995.

EXTERNE. Externalities of energy: national Implementation, v. 10, **European Commission**, 1999.

FINNVEDEN, G. *et al.* Recent developments in life cycle assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 9, p. 1 – 21, 2009.

FINNVEDEN, G. *et al.* Life - cycle assessment as a decision - support tool — the case of recycling versus incineration of paper, resources. **Conservation and Recycling**, v. 24, p. 235 – 256, 1998.

FRISCHKNECHT, R. *et al.* Life cycle assessment of future photovoltaic electricity production from residential-scale systems operated in Europe, **Subtask 2.0 "LCA", IEA-PVPS Task 12**, 2016.

FTHENAKIS, V. M. Life cycle impact analysis of cadmium in TeCd FV production. **Renew Sustain Energy Ver**, 2004.

FTHENAKIS, V. M.; KIM, H.; ALSEMA, C. E. Emissions from photovoltaic life cycles. **Environ Sci Technol**, v. 42, p. 2168 – 2174, 2008.

FTHENAKIS, V. M.; KIM, H. C. TeCd photovoltaics: life cycle environmental profile and comparisons. *In: Presented at the European material research society meeting, symposium*, Nice, France, France, p. 1 – 8, 2006.

FTHENAKIS, V.; ALSEMA, E. Photovoltaics energy payback times, greenhouse gas emissions and external costs: 2004 – early 2005 status. **Energy**, p. 275 – 280, 2006.

FTHENAKIS, V.; KIM, H. C. Greenhouse - gas emissions from solar electric - and nuclear power: a lifecycle study. **Energy Policy**, v. 35, 2549 – 2557, 2007.

GAGNON, L.; BÉLANGER, C.; UCHIYAMA, Y. Life - cycle assessment of electricity generation options: the status of research in year 2001. **Energy Policy**, v. 30, 1267 – 1278, 2002.

GAGNON, L. Greenhouse gas emissions from hydropower: the state of research in 1996. **Energy Policy**, v. 25, p. 7 – 13, 1997.

GAGNON, L.; BÉLANGER, C. Adding wind energy to hydropower. **Energy Policy**, v. 30, p. 1279 – 1284, 2002.

GONG, J.; LIANG, J.; SUMATHY, K. Review on dye-sensitized solar cells (DSSCs): fundamental concepts and novel materials. **Renew Sustain Energy Rev**, v. 16, p. 5848 – 5860, 2012.

HARA, K.; ARAKAWA, H. **Dye-sensitized solar cells**. National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, John Wiley & Sons, Tsukuba, Japan, 2003.

HARRISON, M. R. *et al.* **Methane emissions from the natural gas industry**, National Risk Management Research Laboratory. Research Triangle Park, NC, 1997.

HARTMANN, D.; KALTSCHMITT, G. Electricity generation from solid biomass via co-combustion with coal. Energy and emission balances from a German case study. **Fuel and Energy Abstracts**, v. 16, p. 395, 1999.

HEDEGAARD, K.; THYOE, K.; WENZEL, H. Life cycle assessment of an advanced bioethanol technology in the perspective of constrained biomass availability. **Environmental Science & Technology**, v. 42, p. 7992 – 9, 2008.

HEIJUNGS, R. *et al.* Toward an information tool for integrated product policy: requirements for data and computation. **Journal of Industrial Ecology**, v. 10, p. 147 – 158, 2006.

HELLER, M. Life cycle energy and environmental benefits of generating electricity from willow biomass. **Renewable Energy**, v. 29, p. 1023 – 1042, 2004.

HENDRICKSON, C. *et al.* Economic input - output models for environmental life - cycle assessment. **Environmental Science & Technology**, v. 32, p. 184, 1998.

HONDO, H. Life cycle GHG emission analysis of power generation systems: Japanese case. **Energy**, v. 30, p. 2042 – 2056, 2005.

HSU, D. D. *et al.* Life cycle greenhouse gas emissions of crystalline silicon photovoltaic electricity generation: systematic review and harmonization. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, 2012.

IEA. World Energy Outlook 2010, **International Energy Agency**, 2010.

IEA. Electricity Information 2018, **International Energy Agency**, 2018.

IPCC, Guidelines for national greenhouse gas inventories, **International Panel on Climate Change**, 2006.

ISO 14040. Environmental management: life-cycle assessment: principles and framework **International Organization for Standardization**, Geneva, Switzerland, 2006.

ISO 14042. Environmental management: life cycle assessment: examples of application of **International Organization for Standardization**, Geneva, Switzerland, 2006.

ISO 14044. Environmental management: life cycle assessment: requirements and guidelines, **International Organization for Standardization**, Geneva, Switzerland, 2006.

KOMOTO, K.; KICHIMI, T.; KUROKAWA, K. A. Comparative study on cost and life - cycle analysis for 100 MW very large scale FV (VLS - FV) systems in deserts using m-Si, a-Si, CdTe, and CIS modules. **Progress in Photovoltaics: Research and Applications**, v. 16, p. 17 – 30, 2008.

JOSHI, S. Product environmental life cycle assessment using input - output techniques. **Journal of Industrial Ecology**, v. 3, p. 95 – 120, 1999.

KANNAN, R. *et al.* Life cycle energy, emissions and cost inventory of power generation technologies in Singapore. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 11, p. 702 – 715, 2007.

KHAN, F.; HAWBOLDT, K.; IQBAL, M. Life Cycle Analysis of wind-fuel cell integrated system. **Renewable Energy**, v. 30, p. 157 – 177, 2012.

KIM, H. C. *et al.* Life cycle greenhouse gas emissions of thin-film photovoltaic electricity generation. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, 2012.

KRAUTER, S.; RUTHER, R. Considerations for the calculation of greenhouse gas reduction by photovoltaic solar energy. **Renewable Energy**, v. 29, p. 345 – 355, 2004.

LENZEN, M. Energy and CO₂ life - cycle analyses of wind turbines — review and applications. **Renewable Energy**, v. 26, p. 339 – 362, 2002.

LENZEN, M. Life cycle energy and greenhouse gas emissions of nuclear energy: a review. **Energy Conversion and Management**, v. 49, p. 2178 – 2199, 2008.

LERCHE, H. *et al.* Life cycle greenhouse gas (GHG) emissions from the generation of wind and hydro power. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15; p. 3417 – 3422, 2011.

LIANGLIANG, Z. Assessment on whole life cycle of clean coal-fired power generation technology. (Chongqing:Chongqing Univesity), 2011.

LUDIN, N. A. *et al.* Review on the development of natural dye photosensitizer for dye-sensitized solar cells. **Renew Sustain Energy Rev**, v. 31, p. 386 – 396, 2014.

LUND, C.; BISWAS, W. A. Review of the application of lifecycle analysis to renewable energy systems, Bulletin of Science. **Technology & Society**, v. 28, p. 200 – 209, 2008.

MADAENI, S. H. R.; SIOSHANSI, R.; DENHOLM, P. Comparison of capacity value methods for photovoltaics in the western united states. NREL/ TP-6A20-54704. Golden, CO: **National Renewable Energy Laboratory**, 2012.

MANN, M. K.; SPATH, P. L. Life Cycle Assessment of a biomass gasification combined cycle system, **National Renewable Energy Laboratory**, 1997.

MAY, J., BRENNAN, D. Life cycle assessment of Australian fossil energy options, **Process Safety and Environmental Protection**, v. 81, p. 317 – 330, 2003.

MEIER, P. *et al.* US electric industry response to carbon constraint: a life - cycle assessment of supply side alternatives. **Energy Policy**, v. 33, p. 1099 – 1108, 2005.

- MEIER, P. J. **Life Cycle Assessment of electricity generation systems and applications for climate change policy analysis**, tese (doutorado em recursos terrestres), Universidade de Wisconsin, Wisconsin, 2002.
- MINGJUN, W. **The life cycle assessment of coal-fired power generation**, tese (doutorado em engenharia de energia), Universidade de Tecnologia de Taiwan, Taiyuan, 2011.
- NOMURA, N. Life cycle emission of oxidic gases from power - generation systems. **Applied Energy**, v. 68; p. 215 – 227, 2001.
- ODEH, N.; COCKERILL, T. Life cycle analysis of UK coal fired power plants. **Energy Conversion and Management**, v. 49, p. 212 – 220, 2008.
- PACCA, S.; HORVATH, A. Greenhouse gas emissions from building and operating electric power plants in the upper Colorado river basin. **Environmental Science & Technology**, v. 36, p. 3194 – 3200, 2002.
- PADEY, P. *et al.* A simplified life cycle approach for assessing greenhouse gas emissions of wind electricity. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, p. 28 – 38, 2012.
- PAPPAS, S. Facts about silicon, 2006.
- PEHNT, M. Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies. **Renewable Energy**, v. 31, p. 55 – 71, 2006.
- PENG, J.; LU, L.; YANG, H. Review on life cycle assessment of energy payback and greenhouse gas emission of solar photovoltaic systems. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 19, p. 255 – 274, 2013.
- PERILHON, C. *et al.* Life cycle assessment applied to electricity generation from renewable biomass. **Energy Procedia**, v. 18, p. 165 – 176, 2012.
- PHOTOVOLTAIC SOLAR ENERGY DEPARTMENT. First solar TeCd photovoltaic technology: environmental, health and safety assessment final report. **National Renewable Energy Centre Foundation**, Chile, 2013.
- RAFASCHIERI, A.; RAPACCINI, M.; MANFRIDA, G. Life Cycle Assessment of electricity production from poplar energy crops compared with conventional fossil fuels. **Energy Conversion and Management**, v. 40, p. 1477 – 1493, 1999.
- RULE, B. M.; WORTH, Z. J.; BOYLE, C. Comparison of life cycle carbon dioxide emissions and embodied energy in four renewable electricity generation technologies in New Zealand. **Environmental Science & Technology**, v. 43, p. 06 – 13, 2009.
- SEBASTIAN, F.; ROYO, J.; GOMEZ, M. Cofiring versus biomass - fired power plants: GHG (greenhouse gases) emissions savings comparison by means of LCA (Life Cycle Assessment) methodology. **Energy**, v. 36, p. 2029 – 2037, 1999.
- SHERWANI, A. F.; USMANI, J. A. Life cycle assessment of solar FV based electricity generation systems: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, p. 540 – 544, 2010.

SHLEISNER, L. Life cycle assessment of a wind farm and related externalities. **Renewable Energy**, v. 20, p. 279 – 288, 2000.

SIMS, R. E. H. *et al.* Energy supply. in climate change 2007: mitigation, fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. **Intergovernmental Panel on Climate Change**, 2007.

SINGH, B.; STRØMMAN, A. H.; HERTWICH, E. Life cycle assessment of natural gas combined cycle power plant with post-combustion carbon capture, transport and storage. **International Journal of Greenhouse Gas Control**, v. 5, p. 457-466, 2011.

SOVACOOOL, B. Valuing the greenhouse gas emissions from nuclear power: a critical survey. **Energy Policy**, v. 36, p. 2950 – 2963, 2008.

SPADARO, J. V.; LANGLOIS, L.; HAMILTON, B. Greenhouse gas emissions of electricity generation chains - assessing the difference. **International Atomic Energy Agency bulletin**, v. 42, 2000.

SPATH, P. L.; MANN, M. K.; KERR, D. R. Life Cycle Assessment of coal-fired power production. **National Energy Technology Laboratory (NETL)**, Pittsburgh, PA, Morgantown, WV, 1999.

SPATH, P. L.; MANN, M. K. Life cycle assessment of a natural gas combined - cycle power generation system, **National Energy Technology Laboratory (NETL)**, Pittsburgh, PA, Morgantown, WV, 2000.

STORM VAN LEEUWEN, J. W.; SMITH, P. **Nuclear power: the energy balance**, [2007], Disponível em: <http://www.stormsmith.nl>. Acesso em: 26 Mai. 2022.

STYLES, D.; JONES, M. Energy crops in Ireland: quantifying the potential life - cycle greenhouse gas reductions of energy - crop electricity. **Biomass and Bioenergy**, v. 31, p. 759 – 772, 2007.

SU'AIT, M. S.; RAHMAN, M. Y. A.; AHMAD, A. Review on polymer electrolyte in dye-sensitized solar cells (DSSCs). **Sol Energy**, v. 115, p. 452 – 470, 2015.

SUH, S.; HUPPES, G. Methods for life cycle inventory of a product. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, p. 687 – 697, 2005.

TONINI, D.; ASTRUP, T. ACV of biomass - based energy systems: A case study for Denmark. **Applied Energy**, v. 99, p. 234 – 246, 2012.

VAN DE VATE, J. Comparison of energy sources in terms of their full energy chain emission factors of greenhouse gases. **Energy Policy**, v. 25, p. 1 – 6, 1997.

VARUN, B. I. K.; PRALASH, R. ACV of renewable energy for electricity generation systems - a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, p. 1067 – 1073, 2009;

VATTENFALL, A. B. Environmental product declaration Forsmark Nuclear Power Plant, **Vattenfall Group**, 2002.

VATTENFALL, A. B. Environmental product declaration Vattenfall Wind Power, **Vattenfall Group**, 2004.

VATTENFALL, A. B. Environmental product declaration Vattenfall nordic hydropower, **Vattenfall Group**, 2009.

VATTENFALL, A. B. Environmental product declaration Ringhals nuclear power plant, **Vattenfall Group**, 2010.

VESTAS WIND SYSTEMS. Life cycle assessment of offshore and onshore sited wind power plants based on Vestas V90 - 3.0 MW turbines, **Randers**, Denmark, 2006.

VOORSPOOLS, K. Energy content and indirect greenhouse gas emissions embedded in “emission free” power plants: results for the low countries. **Applied Energy**, v. 67, p. 307 – 330, 2000.

WARNER, E. S.; HEATH, G. A. Life cycle greenhouse gas emissions of nuclear electricity generation: systematic review and harmonization. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, 2012.

WEC, 2004 World Energy Council, comparison of energy systems using life cycle assessment, London, UK, 2004.

WEIDEMA, B. P. *et al.* Carbon footprint. **Journal of Industrial Ecology**, v. 12, p. 3 – 6, 2008.

WEIDEMA, B. P.; EKVALL, T.; HEIJUNGS, R. Guidelines for application of deepened and broadened ACV - deliverable D18 of work package 5 of the CALCAS project, 2009.

WEISSER, D. A guide to life - cycle greenhouse gas (GHG) emissions from electric supply technologies. **Energy**, v. 32, p. 1543 – 1559, 2007.

WHITAKER, M. *et al.* Life cycle greenhouse gas emissions of coal - fired electricity generation: systematic review and harmonization. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, 2012.

WHITE, S.; KULCVNSKI, G. Birth to death analysis of the energy payback ratio and CO₂ gas emission rates from coal, fission, wind, and DT - fusion electrical power plants. **Fusion Engineering and Design**, v. 48, p. 473 – 481, 2000.

WIEDMANN, T. O. *et al.* Application of hybrid life cycle approaches to emerging energy technologies - the case of wind power in the UK. **Environmental Science & Technology**, v. 45, p. 5900 – 5907, 2011.

WIND EUROPE. **Wind energy in Europe in 2018** - trends and statistics. Disponível em: <https://windeurope.org/>. Acesso em: 30 Mai. 2022.

WONG, J. H. *et al.* Review of life cycle analyses and embodied energy requirements of single-crystalline and multi-crystalline silicon photovoltaic systems. **Renew Sustain Energy Rev**, v. 58, p. 608 – 618, 2016.

WWEA. World Wind Energy Association, **world wind energy report 2009**, Bonn, Germany, 2009.

YASUNA, M, M. B. Development of life cycle inventories for electricity grid mixes in Japan. **Life Cycle Assessment**, v. 5, p. 295 – 305, 2000.