LII Simpóso Brasileiro de Pesquisa Operacional
João Pessoa-PB, 3 a 5 de novembro de 2020

UM MODELO DINÂMICO PARA ESTIMAÇÃO DE FIM DE VIDA DE PAINÉIS FOTOVOLTAICOS

Rafael Marcuzzo
Universidade Federal de Santa Catarina
Campus Universitário Trindade (CEP 88040-900) - Florianópolis - SC
rafael.marcuzzo@gmail.com

Mauricio Uriona Maldonado
Universidade Federal de Santa Catarina
Campus Universitário Trindade (CEP 88040-900) - Florianópolis - SC
mauricio.uriona@gmail.com

Caroline Rodrigues Vaz
Universidade Federal de Santa Catarina
Campus Universitário Blumenau (CEP 890653000) - Blumenau – SC
caroline.vaz@ufsc.br

RESUMO

A medida que a instalação de sistemas fotovoltaicos cresce para promover um caminho de geração sustentável de energia, o descarte dos painéis solares em fim de vida se torna uma crescente preocupação, mas também uma oportunidade. Este artigo investiga o futuro montante de painéis solares em fim de vida que poderão ser descartados inadequadamente em aterros municipais de resíduos sólidos e que poderiam ser reciclados para os cinco países mais representativos em capacidade acumulada fotovoltaica no mundo (Alemanha, China, Estados Unidos, Japão e Índia), através de um modelo de Dinâmica de Sistemas. Os resultados indicam que podem haver quantidades significativas dos principais materiais que compõem um painel solar fotovoltaico e que podem ser reutilizados na economia. Os achados ajudam a melhorar o entendimento sobre possível risco do incentivo desenfreado a tecnologia fotovoltaica sem o devido acompanhamento de estratégias para tratamento adequado desses equipamentos quando em fim de vida.

PALAVRAS CHAVE. Painéis Fotovoltaicos, Fim de Vida, Reciclagem.
EN&PG – PO na Área de Energia, Petróleo e Gás

ABSTRACT

As the installation of photovoltaic systems grows to promote a path of sustainable energy generation, the disposal of end-of-life solar panels becomes a growing concern, but also an opportunity. This article investigates the future amount of end-of-life solar panels that could be improperly disposed of in municipal solid waste landfills and that could be recycled to the five most representative countries in accumulated photovoltaic capacity in the world (Germany, China, United States, Japan and India), through a Systems Dynamics model. The results indicate that there may be significant quantities of the main materials that make up a photovoltaic solar panel and that can be reused in the economy. The findings help to improve the understanding of the possible risk of unrestrained incentive to photovoltaic technology without the proper monitoring of strategies for proper treatment of this equipment when it is at the end of its life.

KEYWORDS. Photovoltaic Panels. End-of-Life. Recycling.
EN&PG - OR in the Energy, Oil and Gas Area

Galoá { Este trabalho foi publicado utilizando o **Galoá** proceedings

1. Introdução

Uma forma de auxiliar o acesso a energia é através de sistemas solares fotovoltaicos. Essa fonte é a que mais rapidamente cresce dentre as fontes renováveis e cuja expansão deve continuar com o desenvolvimento de novas tecnologias [Choi e Fthenakis 2010, Comello et al. 2018]. Para comparar com o crescimento de outras fontes, considerando o período de 1990 a 2016, a solar fotovoltaica apresentou taxa de crescimento de 37,3% enquanto a eólica 23,6%, biogases 12,3%, biocombustíveis líquidos 10%, geotérmica 3,4% e hidro 2,5% [IEA 2018, Fraunhofer 2019].

A ampla difusão da energia solar fotovoltaica se concentrou em países com ambientes políticos e naturais mais favoráveis (não necessariamente os dois ao mesmo tempo) como China, Alemanha, Estados Unidos, Japão e Índia [Srinivasan e Kottam 2018, Cucchiella e Rosa 2015, Sahu 2015]. Em 2017 esses países representaram 73% das instalações mundiais (China 33,83%, Japão 12,70%, Alemanha 10,98%, EUA 10,69% e Índia 4,57%), considerando a capacidade total global instalada de 386 GW [IRENA, 2019].

Entretanto, países com maiores níveis de geração de energia solar fotovoltaica também terão maiores quantidades de painéis solares fotovoltaicos (PSF) acumulados em fim de vida para receberem um destino. Projeções da Agência Internacional de Energia - Programa de Sistemas de Energia Fotovoltaica [IRENA e IEA-PVPS 2016] apontam que em 2030 os 3 principais países em acumulação de painéis descartados incluem China, Alemanha e Japão. Já em 2050, EUA ultrapassam Alemanha, tornando-se o segundo colocado e Japão vem em sequência, seguido de Índia. Os materiais acumulados, aos milhões de toneladas, podem gerar bilhões de dólares se reciclados, de acordo com essas projeções, mas é preciso compreender especificamente os materiais e processos que podem levar a essa oportunidade.

Dentre as tecnologias disponíveis para células solares, comercialmente predomina a de Silício cristalino - 80% a 90% [Luceño-Sánchez et al. 2019, Huang et al. 2017], mas com tendência de diminuir para 60% nas próximas décadas [Xu et al. 2018, Sampaio e González 2017]. Para além das células, os demais componentes eletrônicos também possuem substâncias tóxicas, como por exemplo Arseneto de Gálio, Cádmio e Chumbo. Apesar disso, os impactos ambientais adversos da produção, transporte e descarte de módulos fotovoltaicos solares e componentes do sistema são frequentemente negligenciados [Srinivasan e Kottam 2018].

Levando em consideração os possíveis conflitos entre abastecimento energético e meio ambiente, a oportunidade de resolver esse impasse com sistemas fotovoltaicos, porém a também necessidade da gestão do fim de vida desses PSF para economizar recursos naturais e reduzir custos de produção, e a falta de políticas e infraestruturas dedicadas aos seus tratamentos, este artigo objetiva estimar o volume de PSF em fim de vida e os seus efeitos em duas possibilidades de gerenciamento desses (aterros e reciclagem), considerando os cinco países mais representativos em capacidade fotovoltaica instalada no mundo. Para isto, foi utilizado um modelo de simulação de Dinâmica de Sistemas (DS) calibrado a cada caso dos cinco países selecionados.

A DS é uma metodologia interdisciplinar para explorar e compreender melhor o comportamento de sistemas complexos, como os sociais e ecológicos, através de modelos matemáticos e simulação computacional [Sterman 2000]. A modelagem com DS permite alcançar uma perspectiva estratégica das políticas públicas, buscando capacitar os tomadores de decisão a selecioná-las melhor, o que os levará a um maior sucesso [Papachristos 2019]. O artigo está estruturado nesta seção introdutória seguida do segundo capítulo, onde são descritos os procedimentos para a formulação do modelo e dos cenários, respectivamente. O capítulo três apresenta e discute os resultados para, no capítulo quatro, finalizar o artigo com as considerações finais.

Galoá { Este trabalho foi publicado utilizando o Galoá proceedings

2. Modelagem com Dinâmica de Sistemas

À medida que o mundo muda cada vez mais rápido, os líderes pensantes reconhecem cada vez mais que não conseguem resolver os problemas persistentes, como também os estão causando. Com muita frequência, esforços bem-intencionados para resolver problemas prementes criam "efeitos colaterais" imprevistos. As decisões provocam reações que não previámos e as soluções de hoje se tornam os problemas de amanhã. O resultado é uma resistência política, a tendência de as intervenções serem derrotadas pela resposta do sistema à própria intervenção. Desde as fracassadas reformas de eletricidade da Califórnia, aos programas de construção de estradas que criam expansão urbana e realmente aumentam o congestionamento de tráfego, aos patógenos que desenvolvem resistência aos antibióticos, os melhores esforços para solucionar problemas geralmente os tornam piores (Sterman, 2000).

A DS é baseada em dois princípios para simulação de sistemas. O primeiro é que estoques, fluxos e atrasos determinam o comportamento do sistema. Isso é facilmente observado na vida cotidiana. A água flui através de tubulações e elas se acumulam em reservatórios, banheiras e outros recipientes. A água aquece lentamente depois que a torneira da água quente é aberta. A corrente flui através de condutores, capacitores são carregados e sua carga diminui exponencialmente. Foi preciso um salto de ingenuidade e imaginação para Jay Forrester (precursor da disciplina DS) conceituar comportamento análogo em sistemas sociais e sistemas comportamentais. O segundo princípio é a racionalidade limitada [Simon 2000]. Simon usa a metáfora de uma tesoura, onde uma lâmina é a “limitação cognitiva" e a outra a "estrutura do ambiente" [Gigerenzer e Selten 2000].

A simulação é essencial para o pensamento sistêmico eficaz, mesmo quando o propósito é o *insight*, mesmo quando há uma “bagunça” em vez de um problema bem estruturado. E as simulações de computador ajudam a construir intuição e melhorar capacidade de simulação mental. Existe uma razão ainda mais fundamental pela qual a simulação é essencial. Não há aprendizagem sem *feedback*, sem conhecimento dos resultados de nossas ações. Tradicionalmente, os cientistas geravam esse *feedback* por meio de experimentação. Mas os experimentos são impossíveis em muitos dos sistemas mais importantes. Quando a experimentação é muito lenta, muito cara, antiética ou simplesmente impossível, quando as consequências de nossas decisões levam meses, anos ou séculos para se manifestar, isto é, para a maioria das questões importantes, a simulação se torna o principal - talvez a única maneira para descobrir como sistemas complexos funcionam, onde podem estar os pontos de alta alavancagem (Sterman 2000).

A modelagem com DS seguiu os passos propostos por Sterman (2000):

i) formular o modelo usando a notação de estoque e fluxo (para compreender a geração de resíduos, foi necessário previamente a simulação da difusão da tecnologia, adaptando o modelo de Bass (1969));
ii) realizar estimativa de parâmetros e calibração do modelo;
iii) conduzir os principais procedimentos de teste do modelo, incluindo condições extremas;
iv) introduzir as políticas (alteração de parâmetros) e a formulação de cenários;
v) avaliar esses cenários e apresentar uma perspectiva sobre outros tópicos de pesquisa.

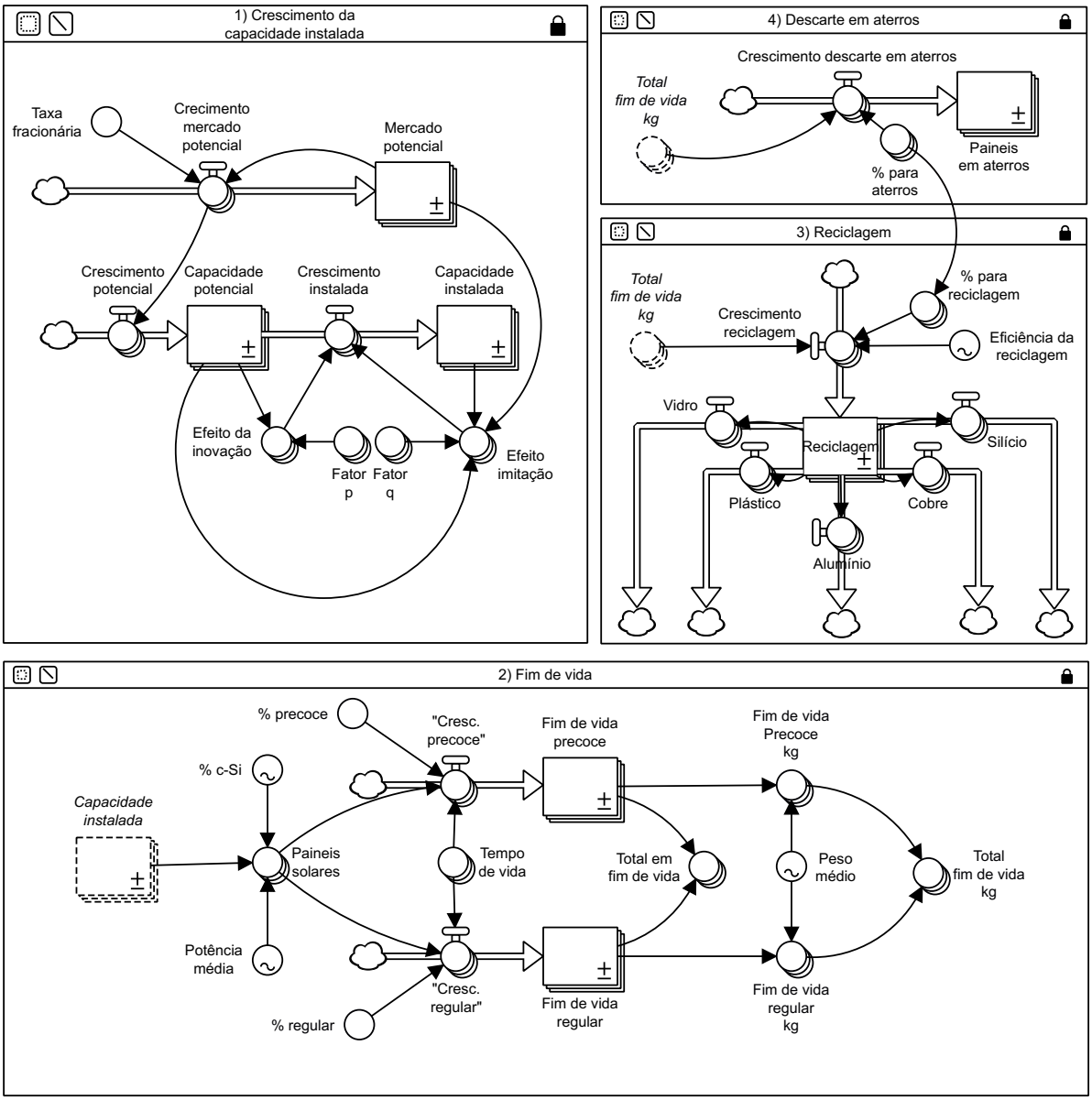
2.1 Formulação do modelo

O modelo de fim de vida de PSF abrange um horizonte temporal desde o ano 2000 até 2050, tempo suficiente para ver os efeitos das mudanças implementadas. Isso também fornece 17 anos de dados históricos para testar valores de parâmetros e derivar cenários para os anos 2030 e 2050.

O modelo consiste em quatro partes (Figura 1): a primeira concentra-se no (1) crescimento da capacidade instalada, que proporciona (2) painéis solares em fim de vida, que podem ir para (3) reciclagem ou ser descartados em (4) aterros.

Galoá { Este trabalho foi publicado utilizando o Galoá proceedings

Figura 1 - Modelo de estoques e fluxos



O primeiro setor do modelo utiliza as equações de Difusão de Bass (1969) para prever a capacidade instalada acumulada futura da energia solar fotovoltaica nos cinco países. A equação 1 apresenta a suposição de Bass:

$$n(t) = \frac{dN(t)}{dt} = p[m\text{-}N(t)] + \frac{q}{m}N(t)[m\text{-}N(t)] \quad (1)$$

Onde:
p é o parâmetro de crescimento por inovação;
q é o parâmetro de crescimento por imitação;
m é o mercado potencial;
N(t) e *n(t)* são capacidade total instalada e capacidade adicionada no tempo *t*.

Galoá { Este trabalho foi publicado utilizando o **Galoá** proceedings

O estudo progrediu através do uso da base de dados IRENA (2019), onde foram coletadas as capacidades instaladas acumuladas anuais de energia solar fotovoltaica de cada país do período de 2000 a 2017. Esses dados foram aplicados na equação 2, como forma de se alcançar a melhor curva de ajuste.

$$N(t) = m.\frac{1-e^{-(p+q).t}}{1+\frac{q}{p}.e^{(p+q).t}} \quad (2)$$

Para completar as incógnitas da equação 2, porém, além dos dados históricos, foi necessário estimar o mercado potencial (m) de cada país e outros parâmetros. A estimação dos parâmetros *m*, *p* e *q* é detalhada a seguir.

2.2 Estimação dos parâmetros m, p e q e calibração

A estimação do mercado potencial para o crescimento da energia solar fotovoltaica baseou-se na premissa de que a instalação de PSF é, em ultima instância, limitada pela área territorial disponível, pois mesmo considerando o ambiente político-econômico mais favorável os painéis não podem ser sobrepostos.

Para operacionalizar essa premissa, a Alemanha foi considerada como referência (a), como apontam literaturas sobre a difusão da energia solar fotovoltaica [Baur e Uriona-Maldonado 2018, Hoppmann et al. 2014]. Então, foi criado um indicador que relaciona a capacidade instalada em 2017 (1) (42394 MW) e a área (2) (357000 km^2) da Alemanha: uma razão que gerou o "Fator A" (5) (0,1187507 MW/km^2), representando a ocupação da capacidade instalada fotovoltaica no território alemão (muito superior a quase todas as outras nações).

O Fator A foi utilizado como "normalizador" e multiplicado por cada uma das áreas dos outros países (China, EUA, Japão e Índia), criando um novo fator para cada país, chamado de Fator B (7) (MW) (que será utilizado posteriormente).

Adicionalmente, também foi feita uma relação entre as densidades populacionais (4) dos quatro outros países em relação a da Alemanha. Assim, cada densidade populacional (China, EUA, Japão e Índia) foi dividida pela densidade populacional da Alemanha, criando a Densidade Relativa (6) de cada país.

Para finalizar a estimação do mercado potencial de cada país, seguindo a lógica da referência alemã, o Fator B de cada país foi multiplicado pela Densidade Relativa dos mesmos, gerando os mercados potenciais (8) da Tabela 1.

Tabela 1 - Estimação dos mercados potenciais

Capac. Inst. Acum. PV (MW) 2017 (1)		Área (mil Km^2) (2)	População (mil) 2017 (3)	Densid. Pop. (4)=(3)/(2)	Fator A (MW/km^2) (5)=(1a)/(2a)	Densid. Relativa (6)=(4)/(4a)	Fator B (MW) (7)=(2)*(5)	Mercado potencial (MW) (8)=(6)*(7)
Alemanha (a)	42394	357	83.000	232,4930	0,1188	1	-	50000
China	130632	9.597	1.386.000	144,4201	-	0,6212	1139,5	707929
Japão	49040	378	126.800	335,4737	-	1,4429	4488,6	64766
EUA	41273	9.834	327.200	33,2723	-	0,1431	1167,4	167124
Índia	17644	3.287	1.923.000	585,0319	-	2,5163	3903,5	982213

Fonte: Baseado em IRENA (2019)

O mercado potencial da Alemanha foi estimado em 50000 MW baseando-se em estimativas de redução no crescimento visto a gradual retirada dos incentivos e pela aproximação de uma possível saturação do mercado.

Galoá { Este trabalho foi publicado utilizando o Galoá proceedings

Esses valores de mercados potenciais para crescimento da tecnologia fotovoltaica foram utilizados para, em conjunto com análise dos dados históricos da International Renewable Energy Agency [IRENA 2019] de 2000 a 2017, calibrar o modelo para cada país. Seguindo as equações da Difusão de Bass, os dados históricos foram ajustados ao modelo de DS e, para analisar diferentes graus de ajuste do modelo, também foram executados os algoritmos desvio padrão absoluto da média (MAD), erro médio percentual absoluto (MAPE), raiz do erro médio quadrático (RSME) e o coeficiente de determinação R^2, cujos resultados são apresentados na Tabela 2. Quase todos indicam um ajuste muito bom [Bass 1969]. Exceções se deram em relação a variação muito grande nos valores reais ultimamente (por exemplo, MAPE da China e Índia) e que o modelo não consegue reproduzir.

Tabela 2 - Parâmetros e medidas de acurácia do modelo

	Alemanha	China	EUA	Japão	Índia
m	50000	707929	167124	64766	982213
p	0,001626	0,00006	0,0001154	0,000028559	0,00001
q	0,458148	0,459	0,343	0,6217944	0,360
MAD	1791,83	1242,65	442,71	1019,54	1202,36
MAPE	0,293	1,762	0,25	0,513	1,262
RMSE	2372,38	1970,67	661,63	1163,48	1658,81
R^2	0,9807	0,99783	0,99545	0,99632	0,92262

Testes para condições extremas também foram realizados, como em Baur e Uriona-Maldonado (2018). O objetivo desses testes é descobrir as falhas do modelo e habilitar melhor compreensão do sistema [Sterman 2000]. As variáveis exógenas testadas foram: (i) "Mercado potencial" (setor 1), (ii) "Tempo de vida" (setor 2), (iii) "Eficiência da reciclagem" (setor 3) e (iv) "% para aterros" (setor 4), de acordo com:

(i) Quando o "Mercado potencial" é levado a condição extrema zero, o modelo não permite que a simulação seja realizada, pois esse é o valor que serve de insumo para gerar a capacidade acumulada, que gera os resíduos - sem ele não há descarte;

(ii) Quando o "Tempo de vida" (regular) dos PSF é elevado a um valor maior que o período de simulação, por exemplo 100 anos, o número de resíduos não é significativo;

(iii) Quando a "Eficiência da reciclagem" recebe valor zero, nenhum material é reciclado, apenas há acúmulo nos aterros;

(iv) Quando "% para aterros" recebe valores extremos zero e 1, 100% dos painéis desinstalados "vão para a reciclagem" e 100% é descartado nos aterros, respectivamente.

Com o modelo calibrado e em pleno funcionamento, o próximo passo consiste em apresentar a simulação do caso base, ou cenário de referência, chamado de BAU (*business-as-usual*). De acordo com o crescimento do mercado fotovoltaico, calculado por meio da equação de Bass, é possível estimar o número de PSF em fim de vida, para cada país.

Nesse cenário BAU, o fim de vida regular é responsável por 93% dos PSF e acontece aos 30 anos. Já o fim de vida precoce compreende 7% dos PSF e acontece aos 12 anos. Em relação ao ano de 2030 e o fim de vida regular acumulado de PSF a China dominaria (495 milhões), seguida de EUA (118 milhões), Índia (114 milhões), Japão (106 milhões) e Alemanha (69 milhões). Considerando o ano de 2050, ainda sob o fim de vida regular acumulado de PSF, esses valores crescem substancialmente. China teria 1174 milhões de PSF acumulados e a Índia 956 milhões. Os outros países apresentam valores menores: EUA 278 milhões, Japão 169 milhões e Alemanha 117 milhões.

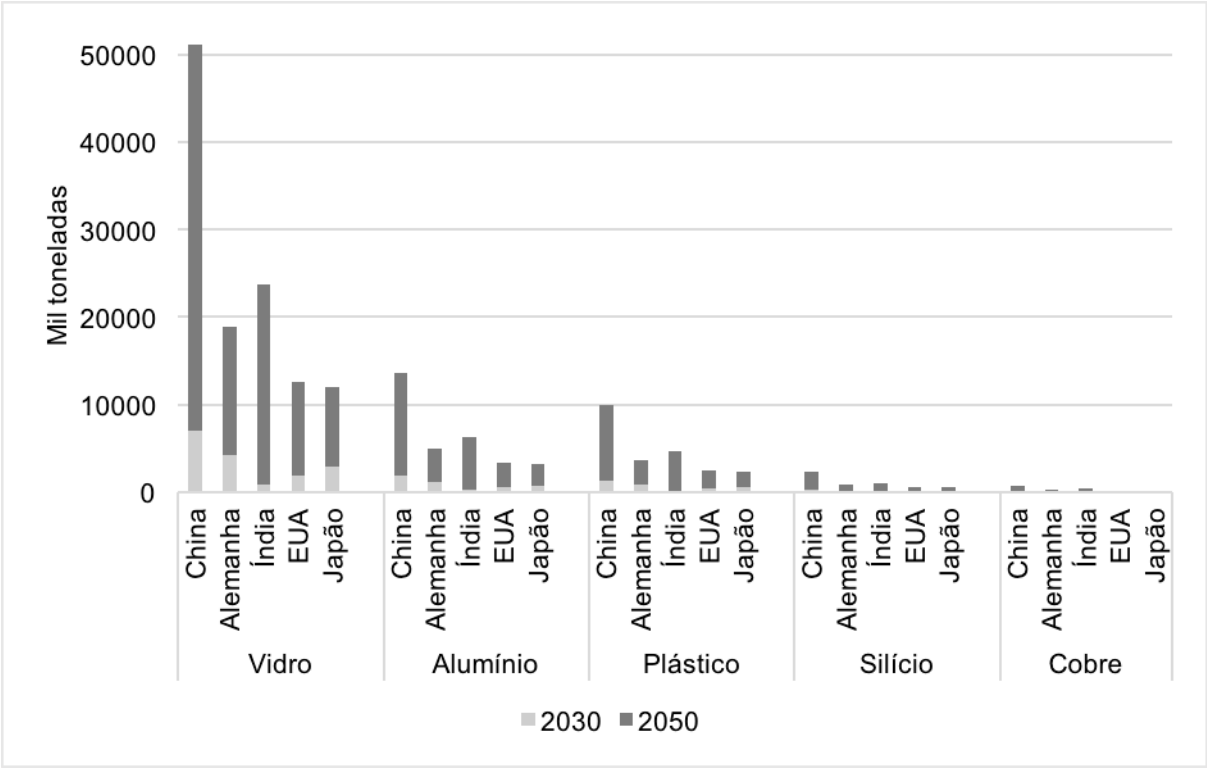
Transformando esses valores em unidades de massa, somando os valores acumulados de PSF em fim de vida em 2050 pelos cinco países, haveria um total de 51,3 milhões de toneladas de PSF, um valor próximo ao do relatório elaborado pelas agências IRENA e IEA-PVPS (2016),

de 60 milhões de toneladas, que utiliza a mesma amostra de países, mas metodologia diferente. Tal relatório encontrou que em 2030 os 3 principais países com maior descarte incluem China, Alemanha e Japão. A simulação deste artigo encontrou China, EUA e Índia. Já em 2050, no relatório EUA ultrapassam Alemanha, tornando-se o segundo colocado e Japão vem em sequência (China, EUA e Japão). Na simulação foi encontrado China, Índia e EUA. A disparidade principal ocorre em relação a Índia e Japão, porém como os valores são bastante próximos pode-se considerar ambas possibilidades.

Diante desses dados iniciais, os descartes acumulados em aterros provenientes dessas quantidades atingiriam patamares assustadores. Nesse cenário BAU, o descarte em aterros recebe 80% de todos PSF em fim de vida, sobrando apenas 20% para reciclagem, exceto para a Alemanha por estar avançada na regulação desse tema, cujas proporções foram estipuladas em 50/50. Em 2030 o descarte acumulado de PSF (em milhões de toneladas) em aterros seria da ordem de: China (52,4), EUA (13,9), Japão (13,7), Índia (12,8) e Alemanha (12,5). Em 2030, o total descartado acumulado em aterros pelos cinco países seria aproximadamente 105 milhões de toneladas. Em 2050 o descarte acumulado de PSF (em milhões de toneladas) em aterros seria da ordem de: China (308,7), Índia (203,7), EUA (74,6), Japão (48,7) e Alemanha (41,1). Em 2050, o total descartado acumulado em aterros pelos cinco países seria aproximadamente 676 milhões de toneladas.

Finalizando a análise do cenário BAU, cabe estimar as quantidades de materiais que seriam aproveitadas na reciclagem dos PSF. Esses materiais são vidro, alumínio, plástico, cobre e silício, e as quantidades que poderiam ser recicladas são ilustradas no Gráfico 1.

Gráfico 1 - Potencial para reciclagem de PSF (BAU)



As estimativas sobre a composição de um PSF médio foram de 65,8% vidro, 17,5% alumínio, 12,8% plástico, 2,9% silício e 1% cobre, de acordo com Cucchiella e Rosa (2015). Sob essas taxas, os volumes de materiais reciclados em 2050 pelos cinco países somados seriam, em mil toneladas, 101.370 de vidro, 26.960 de alumínio, 19.719 de plástico, 4.467 de silício e 1.540

Galoá { Este trabalho foi publicado utilizando o **Galoá** proceedings

de cobre. China, Alemanha e Índia dominariam em parcela de contribuição em todos os materiais. Diante dessas presunções do cenário BAU, há aparato para realizar as comparações com outros cenários. Assim, o trabalho segue em direção a formulação dessas novas cenas.

2.3 Construção dos cenários

A elaboração de diferentes cenários sobre o fim de vida de PSF serve de base para comparação ao caso base e pode servir de auxílio para identificar ações para mitigar os impactos negativos (descarte em aterros) e aproveitar os potenciais benefícios (reciclagem).

O primeiro cenário (C1) considera grandes investimentos em pesquisa e desenvolvimento de células fotovoltaicas de tal forma que haverá um aumento na vida útil média dos painéis, de 30 para 40 anos em 2030.

O segundo cenário (C2) apresenta desenvolvimento e implementação de regulamentações e incentivos para reciclagem de PSF, seguindo a inclusão de produtos fotovoltaicos da Diretiva WEEE. Estipula-se de acordo com isso que, a partir de 2030, devem ser reciclados e reutilizados em torno de 80% dos resíduos dos painéis solares fotovoltaicos. Assim, C2 é um cenário otimista de destinação de 80% para reciclagem e 20% para aterros, de 2030 em diante.

O terceiro cenário (C3) é mais modesto e considera que os avanços tecnológicos e regulatórios não fornecerão os resultados do cenário anterior. Nesse cenário ocorre uma situação de equilíbrio, a partir de 2030, com taxas semelhantes de destinação dos PSF, sendo 50% para aterros e 50% para reciclagem.

O quarto cenário (C4) combina os cenários C1 e C2, afim de simular uma situação com os melhores esforços para potencializar o gerenciamento de fim de vida de PSF.

3 Resultados e discussões

Os resultados das simulações em relação as possíveis rotas de gerenciamento de PSF em fim de vida considerando o somatório dos cinco países mais representativos (China, EUA, Alemanha, Japão e Índia) estão nas Tabelas 3 e 4, respectivamente aos anos 2030 e 2050.

Tabela 3 - Cenários 2030

2030	PSF em fim de vida (M ton)	PSF em aterros (M ton)	Materiais reciclados (M ton)				
			Vidro	Alumínio	Plástico	Silício	Cobre
BAU	17,97	105,6	16,9	4,5	3,3	0,747	0,257
C1	17,97	105,6	2,1	0,567	0,415	0,094	0,032
C2	17,97	26,8	7,6	2,0	1,4	0,336	0,116
C3	17,97	66,9	4,8	1,3	0,925	0,209	0,072
C4	17,97	26,8	7,6	2,0	1,4	0,336	0,116

Para 2030, são esperadas em torno de 18 milhões de toneladas de PSF em fim de vida em qualquer um dos cenários. Mesmo assim, outros fenômenos poderiam surgir antes de 2030 e diminuir esses números, como por exemplo legislações mais específicas (a exemplo da diretiva da WEEE da EU) e ou inovações tecnológicas (na fabricação e ou uso de PSF), porém seriam cenas muito otimistas para 2030 [Kopacek e Kopacek 2017].

O aumento esperado da vida útil dos painéis em 33% (de 30 para 40 anos - C1) fornece uma quantidade bem menor (quase 90% menos) de materiais a serem reciclados, em comparação com o cenário BAU. Com menos painéis sendo descartados, menor é a intensidade do descarte em aterros e da atividade de reciclagem, o que leva também a menores quantidades de material tóxico que seria produzida durante todo o processo de reciclagem dos painéis (desinstalação, transporte, armazenamento, reciclagem e tratamento e descarte de resíduos) [Padoan et al. 2019].

Galoá { Este trabalho foi publicado utilizando o Galoá proceedings

Para além do desenvolvimento tecnológico preconizado por C1, seria necessária maior coordenação entre as instituições que representam indústrias de manufatura e de reciclagem de PSF. Isso depende de o processo de reciclagem tornar-se economicamente viável - ou mandatório, o que requer a iniciativa governamental [Xu et al. 2018]. Para além da questão puramente econômica, há também o perigo de contaminação ambiental, que no caso dos PSF de silício cristalino seria por conta do elemento tóxico chumbo.

Apesar de horizonte de 2030 fornece apenas uma década para que resultados efetivos apareçam no tocante a reversão da quantidade de PSF em aterros, esse período deve ser permeado por alinhamento principalmente entre instituições de pesquisa e desenvolvimento científico e tecnológico e órgãos ambientais. Para tanto, organismos intermediários podem surgir e ampliar suas atuações, como agências não-governamentais para consolidar esforços no gerenciamento de lixo eletrônico [Aspeteg e Bergek 2020].

Considerando o ano de 2050, os resultados das simulações atingem proporções diferentes, conforme demonstra a Tabela 4.

Tabela 4 - Cenários 2050

2050	PSF em fim de vida (M ton)	PSF em aterros (M ton)	Materiais reciclados (M ton)				
			Vidro	Alumínio	Plástico	Silício	Cobre
BAU	51,3	676,2	101,4	29,9	19,7	4,5	1,54
C1	34,87	507,7	4,3	1,1	0,843	0,191	0,065
C2	34,87	162,2	23,4	6,3	4,6	1,0	0,356
C3	34,87	405,6	14,6	3,9	2,8	0,645	0,222
C4	34,87	130,5	16,0	4,3	3,1	0,709	0,244

Inicialmente é preciso salientar que o valor em fim de vida representa um estoque que diminuí conforme o tempo, ao contrário do descarte em aterros, cujo montante só cresce. A partir disso, percebe-se que a maior quantidade material que poderia ser reciclada encontra-se no cenário BAU, porém, visto que não há infraestrutura para tanto, isso seria apenas um grande custo de oportunidade.

Já no cenário C1 haveriam as menores quantidades a reciclar, visto que a vida útil regular dos equipamentos fotovoltaicos iria passar para 40 anos. Analogamente, porém com melhores resultados ainda, os cenários C2 e C4 teriam quantidades mais razoáveis de materiais a serem reciclados e conciliariam menores quantidades de descarte em aterros, reduções entre 77% e 81% em relação ao cenário BAU.

Considerando que 0,5% em massa de um PSF silício-cristalino seja chumbo, mesmo no melhor dos cenários (C4) haveriam sido dispostos em aterros em torno de 652 mil toneladas desse elemento e, no pior dos cenários (BAU), mais de 3 milhões de toneladas, apenas pelos cinco países até 2050. O perigo do chumbo para o meio ambiente e a saúde humana ocorre pelo manuseio indevido historicamente, incluindo o descarte inadequado [Huo et al. 2007, Jung et al. 2016].

Para atingir os cenários otimistas de 2050 (C2 e C4) as indústrias fabricantes e de reciclagem poderiam colaborar no presente e criar organizações não-governamentais, como associações locais e estaduais específicas para discussão, integração, planejamento e controle do descarte de equipamentos fotovoltaicos. Assim, haveria maior coordenação para que governos e indústrias alinhassem os propósitos e pudessem criar regulamentos que equilibrassem bônus e ônus entre os elementos do sistema econômico em questão [Bakhiyi et al. 2014, Kopacek e Kopacek 2017].

A diminuição preconizada por C2 e C4 também requer a mobilização de recursos adicionais para tecnologias de reciclagem e metodologias de planejamento e avaliação dos efeitos indesejados do descarte inadequado [Mccollum et al. 2018]. É preciso ter cuidado com a escolha

Galoá { Este trabalho foi publicado utilizando o **Galoá** proceedings

dos instrumentos políticos de mobilização de recursos para que os efeitos em outras dimensões da sustentabilidade sejam também atendidos (políticas ambientais não podem barrar ou dificultar ainda mais o acesso a fontes alternativas de energia pelas classes sociais inferiores, por exemplo).

Principais recomendações políticas são considerar a viabilidade econômica de todas as etapas e processos e, inicialmente, delegar que a indústria que manufatura os PSF seja responsável pela reciclagem. Nesse ponto, há o impasse de que responsabilizar fabricantes aumenta o risco de mais falhas financeiras [Besiou e Van Wassenhove 2016, Shellenberger 2018]. Mas esse fato demonstra exatamente que não foram consideradas a viabilidade econômica das atividades de reciclagem e que faltou participação de setores e alinhamento entre as instituições no momento de definir os detalhes técnicos.

Os resultados das simulações indicam um futuro preocupante, mas auxiliam na criação de visões comuns e podem ter seus efeitos mais bem planejados. Planejar esses cenários pode preparar as nações, principalmente as em que o mercado de energia e os mecanismos de gerenciamento são subdesenvolvidos [Xu et al. 2018]. Nesses casos, os governos podem tomar medidas para melhorar o mercado nacional de energia e comércio de carbono, como orientar as empresas a desenvolver o gerenciamento de ativos de carbono e fortalecer a construção dos dados de emissão de gases de efeito estufa pelas etapas do ciclo de vida dos equipamentos fotovoltaicos.

4. Considerações Finais

Através do modelo criado, o cenário BAU demonstrou que o descarte de PSF em fim de vida em aterros pode causar grandes problemas futuros devido a sua acumulação, fato que se deve à falta de conhecimento da tecnologia e da falta de incentivo aos processos de reciclagem desses equipamentos, para posterior reutilização. Juntamente com um custo de oportunidade da não-reciclagem estão os riscos da toxicidade ecológica em larga escala por causa principalmente do chumbo presentes nos PSF.

Esse impasse técnico-econômico-ambiental do fim de vida de PSF deveria ser um debate mais intenso, não apenas pelo potencial social e econômico advento da reciclagem, mas também pelo impacto ambiental da contaminação futura de solos e águas pelo descarte inadequado desses equipamentos. Na literatura já há atenção sendo dada para o tema, mas faltam ainda proposições reais de governos em todo o mundo, a exemplo do que já fez a União Europeia com sua Diretiva WEEE.

Os principais resultados apontam que (i) em 2050, pode-se atingir 70 a 80% na redução de PSF descartados em aterros e (ii) milhões de toneladas de vidro, alumínio, plástico, silício e cobre poderiam ser recuperados desses materiais, coordenando manufatura e reciclagem (tecnologia e regulamentação) ao longo de todo o ciclo de vida dos equipamentos eletrônicos; (iii) há o risco de que entre 652 mil toneladas e 3 milhões de toneladas de chumbo possam ser descartadas em aterros municipais de resíduos sólidos, apenas pelos cinco países. Conhecer melhor as fontes poluentes de chumbo, pode munir os órgãos de controle e fiscalização com informações no momento da investigação sobre uma ocorrência de contaminação.

Outra solução para amenizar os efeitos contaminantes seria a substituição de ligas metálicas contendo chumbo por outras sem tal elemento, ou outro não tão perigoso quanto, porém igualmente eficaz. Controlar o impacto dos preços nos processos de reciclagem, dar visibilidade suficiente aos industriais e avaliar uma penalidade pelo descarte inadequado, também podem ser úteis para atenuar os impactos negativos do descarte inadequado em aterros de PSF em fim de vida. Afinal, acredita-se que gestão e políticas adequadas para o fim de vida de PSF auxiliem na mitigação da contaminação por elementos tóxicos e na geração de outras externalidades positivas, como emprego e renda através da indústria de reciclagem.

O presente estudo foi aplicado nos cinco países mais significativos em capacidade acumulada fotovoltaica, mas pode ser replicado para outros diferentes países do mundo, tanto desenvolvidos como em desenvolvimento, que podem vir a se deparar com o problema do

Galoá { Este trabalho foi publicado utilizando o Galoá proceedings

descarte de PSF nas próximas décadas. Essa característica do modelo é descrita por Sterman (2000) como "*family member*", na qual um modelo pode gerar o comportamento de outras instâncias de mesma classe, podendo por isso ser considerado genérico.

Uma limitação do presente estudo reside na desconsideração de eventos naturais no modelo, pois esses também atuam na contaminação do solo, por exemplo quando fortes tempestades e ventanias destroem instalações fotovoltaicas e acabam aumentando a quantidade de PSF descartados inadequadamente. Uma segunda limitação está no fato da consideração das quantidades de materiais (vidro, alumínio, plástico) serem fixas ao longo do tempo, fato que pode vir a ser alterado de acordo com a evolução dos PSF.

A principal recomendação de pesquisas futuras é estudar como as nações podem colaborar e acelerar as atividades de mitigação dos efeitos do descarte inadequado de contaminantes em PSF e de aproveitamento dos benefícios da reciclagem dos mesmos, inclusive com acordos internacionais de transporte de PSF descartados para tratamento adequado. Essa seria a ação mais rápida a se tentar, visto que o avanço (e as vezes o compartilhamento) tecnológico é mais difícil (apesar de estar ocorrendo) e demorado.

Referências

Aspeteg, J., & Bergek, A. (2020). The value creation of diffusion intermediaries: Brokering mechanisms and trade-offs in solar and wind power in Sweden. *Journal of Cleaner Production*, *251*, 119640.

Bakhiyi, B., Labrèche, F., & Zayed, J. (2014). The photovoltaic industry on the path to a sustainable future—Environmental and occupational health issues. *Environment international*, *73*, 224-234.

Bass, F. M. (1969). A new product growth for model consumer durables. *Management science*, *15*(5), 215-227.

Baur, L., & Uriona-Maldonado, M. (2018). Diffusion of photovoltaic technology in Germany: A sustainable success or an illusion driven by guaranteed feed-in tariffs?. *Energy*, *150*, 289-298.

Besiou, M., & Van Wassenhove, L. N. (2016). Closed-loop supply chains for photovoltaic panels: A case-based approach. *Journal of Industrial Ecology*, *20*(4), 929-937.

Choi, J. K., & Fthenakis, V. (2010). Economic feasibility of recycling photovoltaic modules: survey and model. *Journal of Industrial Ecology*, *14*(6), 947-964.

Comello, S., Reichelstein, S., & Sahoo, A. (2018). The road ahead for solar PV power. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *92*, 744-756.

Cucchiella, F., & Rosa, P. (2015). End-of-Life of used photovoltaic modules: A financial analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *47*, 552-561.

Fraunhofer. (2019). Photovoltaics report. Fraunhofer Institute for Solar Energy Systems, ISE with https://www.ise.fraunhofer.de/en/publications/studies/photovoltaics-report.html.

Gigerenzer, G, R. Selten (editors). (2000). Bounded Rationality. MIT Press, Cambridge, Ma.

Hoppmann, J., Huenteler, J., & Girod, B. (2014). Compulsive policy-making—The evolution of the German feed-in tariff system for solar photovoltaic power. *Research policy*, *43*(8), 1422-1441.

Huang, B., Zhao, J., Chai, J., Xue, B., Zhao, F., & Wang, X. (2017). Environmental influence assessment of China's multi-crystalline silicon (multi-Si) photovoltaic modules considering recycling process. *Solar Energy*, *143*, 132-141.

Galoá { Este trabalho foi publicado utilizando o **Galoá** proceedings

Huo, X., Peng, L., Xu, X., Zheng, L., Qiu, B., Qi, Z., ... & Piao, Z. (2007). Elevated blood lead levels of children in Guiyu, an electronic waste recycling town in China. *Environmental Health Perspectives*, *115*(7), 1113-1117.

International Energy Agency (IEA). (2018). "Renewables 2018", IEA, Paris. https://www.iea.org/reports/renewables-2018.

International Renewable Energy Agency and International Energy Agency-Photovoltaic Power Systems Programme (IEA-PVPS). IRENA, & IEA-PVPS. (2016). End-of-Life Management: Solar Photovoltaic Panels. https://www.irena.org/documentdownloads/publications/irena_ieapvps_end-of-life_solar_pv_panels_2016.pdf.

International Renewable Energy Agency (IRENA). (2019). Decentralised renewable energy data review 2019. http://resourceirena.irena.org/gateway/dashboard/.

Jung, B., Park, J., Seo, D., & Park, N. (2016). Sustainable system for raw-metal recovery from crystalline silicon solar panels: from noble-metal extraction to lead removal. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, *4*(8), 4079-4083.

Kopacek, P., & Kopacek, B. (2017). Economy of Disassembly. *IFAC-PapersOnLine*, *50*(1), 5161-5165.

Luceño-Sánchez, J. A., Díez-Pascual, A. M., & Capilla, P. R. (2019). Materials for Photovoltaics: State of Art and Recent Developments. *International journal of molecular sciences*, *20*(4), 976.

McCollum, D. L., Zhou, W., Bertram, C., De Boer, H. S., Bosetti, V., Busch, S., ... & Fricko, O. (2018). Energy investment needs for fulfilling the Paris Agreement and achieving the Sustainable Development Goals. *Nature Energy*, *3*(7), 589.

Padoan, F. C., Altimari, P., & Pagnanelli, F. (2019). Recycling of end of life photovoltaic panels: A chemical prospective on process development. *Solar Energy*, *177*, 746-761.

Papachristos, G. (2019). System dynamics modelling and simulation for sociotechnical transitions research. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, *31*, 248-261.

Sahu, B. K. (2015). A study on global solar PV energy developments and policies with special focus on the top ten solar PV power producing countries. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 43, 621-634.

Sampaio, P. G. V., & González, M. O. A. (2017). Photovoltaic solar energy: Conceptual framework. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *74*, 590-601.

Shellenberger, M. (2018). If Solar Panels Are So Clean, Why Do They Produce So Much Toxic Waste?. *Forbes. Retrieved from https://www. forbes. com/sites/michaelshellenberger/2018/05/23/if-solar-panels-areso-clean-why-do-they-produce-so-much-toxic-waste*.

Simon, H.A. (2000). Can There Be a Science of Complex Systems? in Unifying Themes in Complex Systems, edited by Y. Bar-Yam. Perseus Books, Cambridge MA.

Srinivasan, S., & Kottam, V. K. R. (2018). Solar photovoltaic module production: Environmental footprint, management horizons and investor goodwill. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *81*, 874-882.

Sterman, J. D. (2000) Business dynamics. Systems thinking and modeling for a complex world. Boston: Mc Graw Hill Higher Education.

Xu, Y., Li, J., Tan, Q., Peters, A. L., & Yang, C. (2018). Global status of recycling waste solar panels: A review. *Waste management*, *75*, 450-458.

Galoá { Este trabalho foi publicado utilizando o **Galoá** proceedings