

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Faculdade de Ciências Econômicas
Programa de Pós-graduação em Economia

ELISA CARRER IAMASHITA

**DINÂMICA DE REDUÇÃO DE EMISSÕES VIA MERCADO DE
COMÉRCIO DE PERMISSÕES: UMA SIMULAÇÃO PARA O MERCADO
BRASILEIRO**

Belo Horizonte
2025

Elisa Carrer Iamashita

DINÂMICA DE REDUÇÃO DE EMISSÕES VIA MERCADO DE
COMÉRCIO DE PERMISSÕES: UMA SIMULAÇÃO PARA O MERCADO BRASILEIRO

Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em Economia do Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Economia.

Orientador: Prof. Dr. Juan Pablo Gama Torres

Belo Horizonte
2025

Ficha Catalográfica

I11d
2025
Iamashita, Elisa Carrer.
Dinâmica de redução de emissões via mercado de comércio de
permissões [manuscrito]: uma simulação para o mercado brasileiro / Elisa
Carrer Iamashita. – 2025.
1 v.: il., tabs.

Orientador: Juan Pablo Gama Torres.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais,
Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional.
Inclui bibliografia e apêndices.

1. Redução de gases do efeito estufa – Brasil – Teses. 2. Mercado de
emissão de carbono – Teses. 3. Política ambiental – Teses. 4. Economia
– Teses. I. Torres, Juan Pablo Gama. II. Universidade Federal de Minas
Gerais. Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional. III. Título.

CDD: 363.7981

Elaborada pela Biblioteca da FACE/UFMG – 56/2025
Leonardo Vasconcelos Renault - CRB6 2211



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
FACULDADE DE CIÊNCIAS ECONÔMICAS
CENTRO DE DESENVOLVIMENTO E PLANEJAMENTO REGIONAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA

FOLHA DE APROVAÇÃO

DINÂMICA DE REDUÇÃO DE EMISSÕES VIA MERCADO DE COMÉRCIO DE PERMISSÕES: UMA SIMULAÇÃO PARA O MERCADO BRASILEIRO

ELISA CARRER IAMASHITA

Dissertação de Mestrado defendida e aprovada, no dia 23 de abril de 2025, pela Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Economia da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

Prof. Juan Pablo Gama Torres - Orientador (CEDEPLAR/FACE/UFMG)

Prof. Edson Paulo Domingues (CEDEPLAR/FACE/UFMG)

Profa. Fernanda Faria Silva (UFOP)

Belo Horizonte, 23 de abril de 2025.



Documento assinado eletronicamente por **Juan Pablo Gama Torres, Professor do Magistério Superior**, em 17/07/2025, às 07:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Edson Paulo Domingues, Professor do Magistério Superior**, em 17/07/2025, às 08:33, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Fernanda Faria Silva, Usuária Externa**, em 17/07/2025, às 15:58, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **4388544** e o código CRC **A1C43833**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais pelo financiamento, bem como à Universidade Federal de Minas Gerais e ao Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional pela oportunidade, pelo suporte institucional e pelo apoio acadêmico.

RESUMO

A emergência climática e o avanço dos mercados regulados de carbono em diversas jurisdições reforçam a importância de mecanismos econômicos eficazes para o controle de emissões. O Brasil, apesar dos compromissos assumidos na Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC), ainda não conta com um sistema mandatório de comércio de emissões em estágio operacional. Nesse contexto, esta pesquisa foi estruturada para simular um Sistema de Comércio de Emissões (ETS) com base em dados brasileiros, incorporando a dimensão temporal e diferentes regras regulatórias. O objetivo é analisar a dinâmica do ETS a partir de múltiplas configurações. Buscou-se compreender como o mercado de permissões pode influenciar o custo de conformidade e a trajetória de emissões ao longo do tempo. Foram considerados 14 subsetores da economia, distribuídos entre os setores de Energia, Processos Industriais e Uso de Produtos e Resíduos. No total, as emissões subsetoriais abordadas equivalem a aproximadamente 26% das emissões líquidas de GEE registradas no Brasil em 2022. Além desses dados, a mais recente atualização da NDC brasileira foi adotada como critério ambiental a ser perseguido, servindo como *cap* (limite) das emissões ao longo do tempo. Os resultados revelam que a inclusão do mecanismo de flexibilidade *banking* permite suavizar os custos intertemporais e reduzir os custos associados em comparação aos arranjos de comércio de permissões em sua forma básica ou à alternativa de comando e controle, todos avaliados com base na mesma meta de emissão. A principal contribuição do trabalho é a identificação de uma configuração eficiente de ETS, apresentada como sugestão concreta de desenho regulatório aplicável ao contexto nacional.

Palavras-chave: Sistema de comércio de emissões; gases de efeito estufa; custo de conformidade; *cap-and-trade*; política climática.

ABSTRACT

The climate emergency and the expansion of regulated carbon markets across various jurisdictions emphasize the importance of effective economic mechanisms for emission control. Although Brazil has committed to the targets outlined in its Nationally Determined Contribution (NDC), it does not yet have an operational mandatory emissions trading system (ETS). In this context, this study simulates an ETS based on Brazilian data, incorporating a temporal dimension and alternative regulatory designs. The objective is to analyze the dynamics of the system under different configurations, evaluating how the carbon market influences abatement costs and emissions trajectories over time. The analysis encompasses 14 economic subsectors across the Energy, Industrial Processes and Product Use, and Waste sectors, which together accounted for approximately 26% of Brazil's net greenhouse gas emissions in 2022. The most recent update to Brazil's NDC serves as the environmental target, acting as the emissions cap throughout the modeled period. Results demonstrate that incorporating a banking flexibility mechanism smooths intertemporal abatement costs and reduces overall costs compared to both a basic ETS setup and a command-and-control alternative, each evaluated under the same emissions target. The primary contribution of this research is the identification of an efficient ETS configuration, proposed as a practical regulatory design applicable to the Brazilian context.

Key-words: Emissions trading system; greenhouse gases; abatement costs; cap-and-trade; climate policy.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Sistemas de licenças de emissão.	38
Figura 2 – Sistemas de licenças de emissão com relaxamento de restrição.	41
Figura 3 – Comércio sob licenças de emissão.	42
Figura 4 - Curva Marginal de Abatimento (MAC).....	59
Figura 5 - Curva Marginal de Abatimento e <i>Cap-and-Trade</i>	60
Figura 6 - Emissões de GEE no Brasil por Setor (1990-2020)	63
Figura 7 - Trajetórias de emissões sob diferentes cenários regulatórios	68
Figura 8 - Emissões e banking ($\alpha = 1100$, $t_0 = 5$)	72
Figura 9 - Emissões e banking ($\alpha = 1500$, $t_0 = 7$)	72
Figura 10 - Emissões e banking ($\alpha = 1100$, $t_0 = 7$)	72
Figura 11 - Emissões e banking ($\alpha = 1100$, $t_0 = 9$)	73
Figura 12 - Dinâmica das emissões e banking no cenário Côncavo 1	76
Figura 13 - Dinâmica das emissões e banking no cenário Côncavo 2	76
Figura 14 - Dinâmica das emissões e banking no cenário Convexo 1	76
Figura 15 - Dinâmica das emissões e banking no cenário Convexo 2	77
Figura 16 - Dinâmica das emissões e banking no cenário Linear	77
Figura 17 - Dinâmica das emissões no cenário Côncavo 1	79
Figura 18 - Dinâmica das emissões no cenário Côncavo 2	79
Figura 19 - Dinâmica das emissões no cenário Convexo 1	79
Figura 20 - Dinâmica das emissões no cenário Convexo 2.....	80
Figura 21 - Dinâmica das emissões no cenário Linear	80
Figura 22 - Comparação dos custos por estratégia	81
Figura 23 - Emissão e comércio setorial	85
Figura 24 - Comportamento dos preços	89
Figura 25 - Trajetória de emissões com variação da taxa de juros.....	92
Figura 26 - <i>Banking</i> com variação da taxa de juros.	92
Figura 27 - Trajetória de emissões com variação da taxa de juros.....	93
Figura 28 - <i>Banking</i> com variação da taxa de juros	93

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Emissões de GEE no Brasil por Setor em 2022	63
Tabela 2 - Emissões Líquidas de GEE no Brasil em 2022	66

ABREVIATURAS E SIGLAS

APS	Permissões Ambientais
BUR	Relatórios de Atualização Bienal
COP	Conferência das Nações Unidas Sobre Mudanças Climáticas
CSC	Custo Social do Carbono
EPS	Sistemas de Emissão
ETS	Sistemas de Comércio de Emissões
GEE	Emissões de Gases de Efeito Estufa
EU ETS	<i>European Union Emissions Trading System</i>
ILPF	Sistemas Integrados de Lavoura-Pecuária-Floresta
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
IPPU	Processos Industriais e Uso de Produtos
LULUCF	Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas
MAC	Custo Marginal de Abatimento
NDC	Contribuição Nacionalmente Determinada
POS	Compensação de Poluição
PIB	Produto Interno Bruto
RPD	Recuperação de Pastagens Degradadas
SEEG	Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa
SIRENE	Registro Nacional de Emissões
UNFCCC	Convenção-Quadro das Nações Unidas Sobre Mudança do Clima

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. CONTROLE DA POLUIÇÃO: TEORIA E EVOLUÇÃO.....	16
3. A CONSTRUÇÃO DE UM MERCADO DE PERMISSÕES.....	27
3.1 Mercado de licenças para poluir	27
3.1.1 O problema do controle de poluição	27
3.1.2 O mercado de licenças.....	31
3.1.3 Mercado de licenças de poluir.....	32
3.1.4 O mercado de licenças de emissão.....	36
3.1.5 Compensação de poluição	40
3.1.6 A escolha entre sistemas: a simplificação para o caso de controle de GEE.....	44
3.2 Extensões: <i>banking</i> e <i>borrowing</i>	46
3.2.1 Modelo Intertemporal de negociação, <i>banking</i> e <i>borrowing</i> :	47
3.2.2 O problema de otimização custo conjunto	47
3.2.3 O problema da fonte poluidora.....	50
3.2.4 Equilíbrio.....	53
3.2.5 Trajetória das emissões	55
3.3 Curva de custo marginal de abatimento.....	57
4. METODOLOGIA.....	62
4.1 Base de dados	62
4.1.1 Inventários e estimativas de emissões de GEE	62
4.1.2 Seleção dos setores para modelagem do sistema de comércio de emissões (ETS)..	64
4.2 Cenários e mecanismos de regulação	67
4.2.1 Diretrizes para o <i>banking</i>	68
4.2.2 Parâmetros e efeitos da regra de <i>banking</i>	71
5. SIMULAÇÕES E RESULTADOS	74
5.1 Avaliação do desempenho do ETS sob diferentes configurações regulatórias.....	74
5.2 <i>Banking</i> e custo de conformidade: análise de diferentes configurações	78
5.3 Comportamento setorial.....	82
5.4 Preços no ETS: impacto das restrições e mecanismos de estabilização.....	86
5.5. Custo de conformidade e seu impacto.....	90

5.6 Variação na taxa de desconto	91
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	94
REFERÊNCIAS	98
APÊNDICE A - TRAJETÓRIA DE PREÇOS DAS PERMISSÕES	107

1. INTRODUÇÃO

Apesar do surgimento e da solidificação de um campo científico exclusivamente dedicado à investigação dos impactos climáticos em função do aumento das emissões poluentes, a concentração de dióxido de carbono (CO_2) na atmosfera continua a crescer em ritmo acelerado. Nos últimos 30 anos, esse aumento foi de 60%, evidenciando o desafio persistente da mitigação das emissões.

Segundo o Sexto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas¹ (IPCC, 2023) indica que, no curto prazo (2021–2040), o aquecimento global continuará a aumentar, principalmente devido ao acúmulo de emissões de CO_2 em quase todos os cenários modelados. Mesmo no melhor cenário, com baixíssimas emissões, o mundo observará 1,5 °C de aquecimento nos próximos anos. Para o final do século, as previsões indicam elevação da temperatura média global entre 1,4 °C e 4,4 °C, dependendo da trajetória considerada, que varia de uma drástica redução até altas emissões contínuas. Os formuladores de políticas ambientais visam manter um cenário com alta probabilidade de incremento inferior a 2 °C, desafio acentuado pelo crescimento populacional e a busca por melhor padrão de vida. Para alcançar as metas climáticas de longo prazo, as emissões globais precisarão ser reduzidas em cerca de 68% até 2050, em relação aos níveis de 2019 (UNFCCC, 2022).

Embora a regulação ambiental tenha evoluído significativamente nas últimas décadas para mitigar os impactos econômicos no aquecimento global, a discussão sobre o *trade-off* entre qualidade ambiental e desenvolvimento econômico já estava presente anteriormente na literatura de economia ambiental. Essa abordagem considera a qualidade ambiental como a redução da contaminação gerada pelas atividades humanas para um nível socialmente aceitável, uma vez que a completa eliminação de poluentes antropogênicos só seria possível mediante a proibição da maioria das atividades que caracterizam o estilo de vida moderno (CALLAN e THOMAS, 2016).

As regulamentações ambientais tradicionalmente seguiam uma abordagem rígida de comando e controle, impondo limites uniformes de emissão ou exigindo tecnologias específicas

¹ O Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC) foi criado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (ONU Meio Ambiente) e pela Organização Meteorológica Mundial (OMM) em 1988. A missão do IPCC é fornecer aos formuladores de políticas informações sistematizadas e avaliações científicas regulares sobre as mudanças climáticas e suas possíveis consequências, bem como sugerir ações de adaptação e mitigação.

de controle de poluição. Esse modelo desconsiderava a heterogeneidade das instalações e os diferentes custos de conformidade. Como alternativa, surgiu a alocação negociável de permissões de emissão, permitindo ajustes mais eficientes ao longo do tempo. Muitos na comunidade ambiental eram hostis à ideia de negociar direitos de poluir, outros duvidavam de sua viabilidade (SCHMALENSEE e STAVINS, 2013).

O conceito de comércio de emissões tornou-se realidade na década de 1970, quando a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. EPA) e os governos estaduais desenvolveram quatro programas para aumentar a flexibilidade e reduzir os custos de conformidade. Esses programas tinham como objetivo melhorar a qualidade do ar e garantir o cumprimento dos padrões atmosféricos estabelecidos na Lei do Ar Limpo de 1990 (*Clean Air Act*).

Dentre estes programas, a experiência mais bem-sucedida de comércio de emissões desenvolvida foi o controle das emissões de dióxido de enxofre (SO_2) provenientes de usinas elétricas, que contribuía para a chuva ácida. Esse sistema inovador, conhecido como *Acid Rain Program*, foi criado pelo Título IV das Emendas à Lei do Ar Limpo. Sob essa abordagem, permissões para a emissão de SO_2 foram alocadas para plantas individuais, com uma redução gradual das emissões autorizadas em duas fases, visando garantir uma diminuição de 10 milhões de toneladas em relação aos níveis de 1980 até o ano de 2010. Segundo Ellerman e Harrison (2003), estima-se que, ao longo dos primeiros 13 anos do programa, a negociação de permissões reduziu os custos totais de conformidade em cerca de US\$ 20 bilhões, uma economia de 57% em relação a um regime de comando e controle tradicional.

Devido à sua grande escala, alta visibilidade e êxito, o *Acid Rain Program* foi o principal fator na mudança de percepção sobre o comércio de emissões nos anos 1990, tornando-se referência para outras aplicações, como a redução de GEE, e inclusive influenciou o *design* e a implementação do esquema europeu de permissões (TIETENBERG, 2006).

O primeiro grande programa de comércio de emissões de GEE foi o da União Europeia. Na década de 1990, como uma estratégia para reduzir suas emissões, a União Europeia apresentou uma proposta de imposto sobre a energia baseada em carbono. Essa iniciativa fracassou, principalmente, devido ao argumento de autonomia fiscal dos países do bloco, pois havia o temor de que isso abrisse precedentes para outras iniciativas tributárias da Comissão Europeia (CONVERY, 2009).

A proposta de imposto foi oficialmente retirada e, em 1997, a Comunidade Europeia adotou no Protocolo de Kyoto uma meta coletiva quantitativa de redução em 8% das emissões em relação a 1990 para os 15 países do bloco. Para alcançar esse objetivo, foram estabelecidos

mecanismos flexíveis, incluindo o comércio de emissões, além de compromissos juridicamente vinculantes para os Estados-Membros (UNFCCC, 2008).

Em 1º de janeiro de 2005, o *EU Emissions Trading System* (EU ETS) foi oficialmente lançado. Inicialmente o esquema cobria 5% das emissões globais. Desde 2021, o EU ETS é aplicável nos 27 Estados-Membros da UE e nos países da Associação Europeia de Comércio Livre (EFTA), bem como às centrais elétricas na Irlanda do Norte. Sua cobertura abrange as emissões dos setores de geração de eletricidade e calor, da indústria de uso intensivo de energia, e aviação, além da inclusão do transporte marítimo em 2024. Em 2022, essas emissões representaram 40% do total das emissões da UE, provenientes de 8.554 centrais elétricas, instalações industriais e unidades de produção de calor, além de 379 operadores de aeronaves (EUROPEAN COMMISSION, 2024).

Segundo dados do *The International Carbon Action Partnership* (ICAP, 2024), atualmente há 36 sistemas de comércio de emissões (ETS) em vigor globalmente, cobrindo 18% das emissões globais de GEE. Além disso, 58% do PIB mundial está sob um sistema ETS, e aproximadamente um terço da população global vive em regiões onde um ETS já está em operação. Em termos de arrecadação, os sistemas geraram US\$ 74 bilhões em receitas apenas em 2023 e, desde 2007, o montante acumulado chegou a quase US\$ 303 bilhões.

Além do nível supranacional, como o EU ETS, os sistemas de comércio de emissões podem ser implementados em diferentes níveis de governo. Existem ETSs municipais, como o de Shenzhen (China), e nacionais, como os da Alemanha e da Áustria, que coexistem com o EU ETS. Na China, o ETS nacional cobre apenas a geração de energia, enquanto programas-piloto regulam outros setores em níveis provincial e municipal. Nos Estados Unidos e Canadá, múltiplos ETSs estaduais e provinciais operam, alguns interligados nacional e internacionalmente (ICAP, 2024).

No Brasil, ainda não há um mercado de carbono mandatório em operação, embora a Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC) do país preveja o uso desse mecanismo. A última atualização da NDC estabelece uma meta de redução das emissões entre 59% e 67% até 2035, em relação aos níveis de 2005. Mesmo com uma matriz elétrica predominantemente renovável, o país ainda precisa adotar medidas adicionais para atingir suas metas climáticas. Para isso, será necessário implementar programas ambientais, como sistemas integrados de lavoura-pecuária-floresta (ILPF), recuperação de pastagens degradadas (RPD), reflorestamento

e manejo florestal sustentável, entre outras ações previstas no Acordo de Paris². Isso indica que os mercados de carbono não são uma bala de prata para solução do aquecimento global ou das emissões brasileiras, mas fazem sim, parte de um conjunto de estratégias importantes a serem adotadas.

Atualmente, a comercialização de créditos de carbono no Brasil ocorre apenas no mercado voluntário³. Embora o mercado voluntário tenha crescido significativamente em 2021, com um volume de negociações cinco vezes maior que o de 2020, ele ainda é descentralizado e opera sem regras uniformes, o que gera instabilidade e limita seu impacto na redução estrutural de emissões. Visto que o objetivo maior é incentivar a descarbonização de longo prazo, a instituição de um arcabouço regulatório mandatório centralizado garantiria previsibilidade, infraestrutura robusta, transparência, regras claras e metas vinculantes para o mercado de carbono brasileiro (VARGAS et al., 2022).

Além do desafio do cumprimento da NDC do Brasil, a expectativa é que a regulação de um mercado nacional de carbono tenha potencial de atrair investimentos para o país desenvolver os recursos necessários para avanços ambientais. Por isso, a necessidade de um mercado regulado é tão latente, visto que estruturalmente, é indispensável um ambiente jurídico-regulatório para fornecer segurança aos participantes. Para a criação de um mercado carbono regulado, o Brasil precisa ensejar temas normativos, assegurar a governança do mercado e estabelecer mecanismos de convertibilidade de créditos que possam ser transacionados com segurança e integridade (EPE, 2020).

As discussões sobre o mercado de créditos de carbono ocorrem desde 2009, quando foi criada a Lei nº 12.187, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima. Desde 2021, proposições legislativas foram apresentadas com objetivo de estabelecer um marco regulatório

² O Acordo de Paris é o tratado internacional, assinado em 2015, que substituiu o Protocolo de Kyoto em 2020. Discutido entre 195 nações, o principal compromisso assumido foi o objetivo de conter as emissões de gases de efeito estufa para limitar o aumento médio de temperatura global a 2°C, quando comparado aos níveis pré-industriais. Até então, o Protocolo de Kyoto, celebrado em 1997 por 84 países, tinha sido o único tratado internacional para controle da emissão de GEE. Sua principal meta era a redução de 5,2%, em relação a 1990, na emissão de poluentes, principalmente por parte dos países industrializados.

³ Os mercados de compensação de carbono existem tanto sob esquemas de conformidade, os chamados mercados regulados, quanto como programas voluntários. Os mercados regulados são instituídos por regimes obrigatórios de redução de carbono regionais, nacionais e internacionais. Os mercados voluntários de compensação funcionam fora dos mercados de conformidade e permitem que empresas e indivíduos comprem compensações de carbono de forma espontânea. Atualmente é uma estrutura descentralizada em que a autorregulação é feita por padrões de certificação de projetos e créditos conferidos por organizações privadas internacionais. Os mercados de conformidade registraram 84 bilhões de dólares negociados globalmente em 2021 (WORLD BANK, 2022), contra um volume infinitamente menor do mercado voluntário, de 1,4 bilhão de dólares (ECOSYSTEM MARKETPLACE, 2021).

para o mercado brasileiro. Em 2024, foi sancionada a Lei nº 15.042/2024 que instituiu o Sistema Brasileiro de Comércio de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SBCE), fornecendo a base legal para um mercado de créditos de carbono no Brasil. No entanto, a plena implementação desse sistema ainda depende da regulamentação de normativas complementares, da estruturação de mecanismos operacionais, diretrizes práticas e da criação da infraestrutura necessária para viabilizar sua efetiva funcionalidade.

Dessa forma, diante da urgência da crise climática e do avanço concreto de mercados de carbono em diversos países, torna-se ainda mais evidente a lacuna existente no contexto brasileiro, que permanece sem um sistema operacional e avança lentamente no debate regulatório. Nesse cenário, a relevância desta pesquisa se destaca ao contribuir para a discussão sobre a implementação de um mercado nacional e fomentar expectativas realistas para o futuro da comercialização de créditos de carbono no Brasil.

Este trabalho tem como objetivo simular a dinâmica de um ETS aplicado ao Brasil, considerando diferentes configurações regulatórias e o impacto de mecanismos como o *banking*. Por meio de uma modelagem intertemporal, busca-se compreender como o mercado de permissões pode influenciar o custo de conformidade e a trajetória de emissões ao longo do tempo. Assim, espera-se que os resultados futuros desta pesquisa também sejam proveitosos, pois o desenvolvimento do trabalho pode sugerir como a implementação de um modelo de comercialização compensatório de emissão pode contribuir para os compromissos climáticos internacionais, servindo como uma base adequada para o *design* de um esquema nacional.

Incluindo esta introdução, a dissertação se encontra dividida em seis capítulos. A segunda apresenta a teoria e a evolução dos mecanismos de controle da poluição. O Capítulo 3 é dividido em três seções diferentes, com o objetivo de apresentar os componentes necessários para a construção de um mercado de permissões, abordando desde o modelo até o conceito de curva de custo marginal de abatimento e sua utilidade para a análise econômica de um cenário de baixo carbono. A literatura analítica sobre os sistemas de permissões de poluição negociáveis, propostos por Montgomery (1972), é cuidadosamente revisada, assim como a introdução de mecanismos que conferem flexibilidade ao comércio por meio de negociações intertemporais, com base em Rubin (1996). Ambos os trabalhos são referências seminais no estudo de mercados ambientais. O Capítulo 4 detalha a metodologia adotada para a modelagem e simulação dos cenários analisados. As simulações e os resultados serão apresentados no Capítulo 5 e as considerações finais, no Capítulo 6.

2. CONTROLE DA POLUIÇÃO: TEORIA E EVOLUÇÃO

Nos anos 1960, a economia ambiental se desenvolvia como um campo acadêmico distinto da economia de recursos naturais, com um novo foco na qualidade ambiental. De forma mais abrangente, os denominados economistas ambientais promoviam políticas fundamentadas nas economias de custo que o uso de impostos ou incentivos alcançariam em comparação com a regulamentação tradicional baseada em regimes regulatórios de comando e controle (BERTA, 2019).

À época, em um primeiro momento, o debate entre os formuladores de políticas e economistas, sobre a configuração dos sistemas de regulação de poluição, centrava-se em duas perspectivas diferentes. Primeiro, os formuladores de políticas preferiam gerenciar as atividades poluidoras por meio de regulamentações legais, que variavam desde o controle da localização das atividades produtivas até o estabelecimento de quantidades de emissão como instrumentos de planejamento central. Isso incluía regras operacionais, como cotas ou metas para induzir um determinado nível de produção e, conseqüentemente, um nível específico de emissão (TIETENBERG, 2010).

Ocorre que a aplicação de regras regulatórias uniformes a vários grupos de fontes poluidoras possui um problema de alocação. Este era o argumento que os economistas ambientais utilizavam na defesa de uma mudança para uma abordagem mais ampla das análises de custo-benefício, pesquisa de potenciais economias de custo e o uso de incentivos econômicos. As políticas de regulação direta eram vistas como demasiadamente caras (BERTA, 2019). Dessa forma, os economistas ambientais favoreciam a perspectiva de preços como instrumentos derivados de regras que especificam, explicitamente ou implicitamente, que os lucros devem ser maximizados nos preços paramétricos dados (WEITZMAN, 1974).

A narrativa convencional é que esse debate surge com a retomada de *“Wealth and Welfare”* (1912) e *“The Economics of Welfare”* (1920), no qual Pigou apresentou sua teoria de economias e deseconomias externas. Embora tenham se passado mais de 30 anos desde a publicação de Pigou, quando os economistas começaram a abordar questões ambientais entre as décadas de 1950 e 1960, o ferramental de política pigouviana - a conhecida “taxação pigouviana” (ou “taxa de efluentes”, como é tradicionalmente chamada na economia ambiental, embora não seja estritamente idêntica à solução pigouviana) - foi resgatado e amplamente empregado (BANZHAF, 2020). Medema (2020) faz uma revisão histórica sobre o tema e destaca a inexistência de uma linha contínua de Pigou à perspectiva ambiental dos anos 1960. Nesse ínterim, as ideias de Pigou sobre deseconomias externas evoluíram para o conceito atual

de externalidades e, assim, a linha do tempo perdida foi reconectada quando o pensamento pigouviano foi revisado e aplicado ao jovem campo da economia ambiental.

O uso da teoria de externalidades de Pigou como solução apropriada envolve a aplicação de um imposto por unidade nas emissões de uma atividade poluente. A taxa de imposto seria definida igual ao dano social marginal externo causado pela última unidade de poluição na alocação eficiente. Diante do imposto, as firmas internalizariam a externalidade. Ao minimizarem seus próprios custos, as firmas simultaneamente minimizariam os custos para a sociedade como um todo. Assim, a política ambiental seria de precificação da poluição. No entanto, este resultado está sujeito a reservas quanto à sua aplicabilidade, em particular, a existência de incerteza quanto à magnitude dos danos sociais e dos custos de redução de emissão, a presença de elementos imperfeitamente competitivos na economia, e a probabilidade de não-convexidades⁴ que podem comprometer as condições de segunda ordem exigidas (BAUMOL e BRADFORD, 1972).

É árduo obter uma estimativa razoável do valor monetário do dano (benefício) marginal. O volume de atividades e seu impacto em um grande número de pessoas torna a tarefa colossal. Além disso, há desafios na quantificação de muitas das consequências significativas, como danos à saúde e perdas de benefícios com lazer. Tentativas para medir valor recreativo de áreas específicas de terra e água, por exemplo, são feitas com a suposição de equilíbrio parcial de que o uso recreativo de áreas vizinhas segue constante. Porém, em geral, uma redução na capacidade de uso de uma qualidade ambiental resultará no aumento da demanda do uso de uma qualidade ambiental de outras aéreas próximas (DALES, 1968b).

As dificuldades em atribuir um valor monetário ao dano líquido marginal se tornam evidentes. Baumol e Oates (1988) ressaltam mais um complicador: o nível ótimo de imposto sobre uma atividade que resulta externalidade não é igual ao dano líquido marginal que ela gera

⁴ Preços e impostos, em geral, influenciam as condições de primeira ordem, as quais impactam as decisões dos indivíduos e das firmas e, assim, a posição da economia em relação ao seu conjunto de possibilidades de produção. No entanto, preços e impostos não podem transformar uma região não convexa em uma região convexa, o que é essencialmente um aspecto tecnológico. Ou seja, preços e impostos não modificam a forma do conjunto de possibilidades de produção. Além disso, na presença de não convexidades, esses preços podem transmitir sinais inadequados, desviando a economia do ótimo social (BAUMOL e OATES, 1988).

Baumol (1964) foi um dos primeiros a reconhecer o vínculo entre externalidades e não-convexidade. Em *Detrimental Externalities and Non-Convexity of the Production Set*, Baumol e Bradford (1972) demonstram que externalidades prejudiciais tendem a induzir a não-convexidade do conjunto de possibilidades de produção social. No caso de externalidades suficientemente severas, as condições de convexidade se degradam ainda mais. Em *On the Theory of Externalities*, Baumol e Oates (1988) discutem um remédio para o uso do ferramental de preços e impostos mesmo na presença de uma curvatura indesejada no conjunto social de possibilidades de produção como resultado de externalidades.

inicialmente, mas sim ao dano que ela causaria se o nível da atividade fosse ajustado para o seu nível ótimo. Ou seja, um imposto por unidade de produção equivalente ao dano atual da poluição levaria a uma redução excessiva na atividade emissora, além do ponto em que o benefício marginal da redução das emissões excede o seu custo marginal. Esse argumento amplifica as dificuldades de determinar os níveis ótimos de impostos e benefícios, uma vez que mensurar o dano atual já é uma barreira, mais hercúleo seria um dano possível que ocorreria em um mundo ótimo que sequer foi experimentado.

Um caminho mais prático poderia ser estabelecer um conjunto de impostos nos níveis atuais de dano e conforme o dano fosse modificado, em virtude da aplicação do imposto, os próprios impostos seriam reajustados para corresponder aos novos níveis do dano marginal, criando um processo iterativo e convergente. Novamente, tal processo também requer informações de difícil obtenção. Em cada etapa sequencial, é preciso ser possível a avaliação dos resultados da etapa anterior para determinar as direções de melhorias adicionais (BAUMOL e OATES, 1971). A falta de conhecimento sobre o bem-estar social e os parâmetros do "ótimo" torna difícil avaliar se o preço escolhido é realmente efetivo e a nebulosidade sobre como controlar externalidades via abordagem pigouviana se mantém.

A despeito do diagnóstico acima, existe uma maneira de evitar a decisão via comando e controle e manter o uso do sistema de preços como meio de controlar as externalidades: envolve a seleção de um conjunto de padrões para um ambiente aceitável com base em evidências sobre os efeitos médicos do ar poluído na saúde de uma comunidade ou da água poluída na procriação dos peixes, por exemplo. Esses padrões de aceitabilidade não somente representam um conjunto de restrições que a sociedade impõe às suas atividades, como também representam a política subjetivamente selecionada pela agência como o desejável para agregar qualidade de vida (BAUMOL e OATES, 1988).

Kneese (1964) (edição revisada, publicada anos depois; Kneese e Bower, 1968) foi o primeiro a combinar a ideia de padrão político e imposto, sugerindo o uso de taxas de efluentes para poluição da água. O foco estava em como internalizar deseconomias externas sem realizar uma avaliação do valor não mercadológico do meio ambiente⁵, além de discutir a criação de instituições e organizações responsáveis por implementar essa política de internalização. Para

⁵ A perspectiva de atribuição de preço de Kneese é exclusivamente dedicada ao problema do poluidor-pagador, sem necessidade de recorrer à avaliação de valor intrínseco do meio ambiente, que não está refletido nos mercados convencionais. A abordagem de estimar o valor do meio ambiente natural para elaborar políticas de controle de poluição foi apresentada pela primeira vez por John V. Krutilla (1967), outro importante economista ambiental na década de 1960. Ele desenvolveu métodos para atribuir valores econômicos a benefícios ambientais que não são transacionados no mercado.

Kneese, as taxas de efluentes são ferramentas usadas para alcançar padrões de qualidade da água ecologicamente desejável com custo mínimo por meio da "equivalência marginal", distintamente do imposto pigouviano, que visa atingir um nível de poluição ótimo de Pareto de primeira ordem (NISHIBAYASHI, 2019).

Embora o procedimento de preços e padrões geralmente não leve a níveis Pareto-ótimos das atividades, o uso de impostos unitários para alcançar um padrão é o método de menor custo para obtenção dessas metas. As cobranças (ou tarifas) seriam selecionadas de forma a alcançar padrões específicos de aceitabilidade, em vez de tentar baseá-las no valor desconhecido dos danos líquidos marginais. Assim, cada poluidor teria um incentivo financeiro para reduzir a quantidade de efluente que descarrega e melhorar a qualidade do lançamento. Foi Baumol e Oates (1971) quem formularam essa abordagem de "segunda ordem" com minimização de custos para um imposto uniforme que alcança padrões estabelecidos. O imposto é considerado uniforme porque o resultado de Baumol e Oates se aplica ao caso de quando todas as emissões de todos os emissores têm o mesmo impacto na meta ambiental. Isso ocorre quando a meta ambiental independe da localização da fonte emissora, ou quando o padrão considera emissões agregadas em vez de concentrações de poluentes (TIETENBERG 1973).

No entanto, observa-se que a definição de taxas de efluentes desejáveis envolve um processo de tentativa e erro. Isso significa que, mesmo ao utilizar padrões pré-determinados como ferramenta para lidar com a vasta quantidade de informações necessárias, a questão permanece sendo um requisito proibitivo para o custo-benefício, não só dos programas ambientais de comando e controle, mas também apresenta ser desafio semelhante para instrumentos de precificação. Porém, há muito mais na teoria econômica da regulamentação ambiental do que simplesmente a introdução de um imposto.

Paralelamente, em 1960, Ronald Coase sugeriu o estabelecimento de direitos de propriedade explícitos e transferíveis como uma abordagem diferente para o problema da falta de precificação dos efeitos sobre terceiros não envolvidos em uma transação ou decisão econômica. O Teorema de Coase criou terreno teórico para idear a negociação direta entre o receptor da poluição e a fonte poluidora como forma de eliminação de externalidades para alcançar uma alocação eficiente, mesmo na presença de falhas de mercado. A negociação propiciaria não só a atribuição de valor a esses direitos, mas também garantiria que eles se movessem para seu melhor uso. No entanto, a influência da solução de Coase na literatura

ambiental durante os anos 1960 foi limitada e, geralmente, não era considerada apropriada para o grande número de agentes envolvidos nos problemas da poluição⁶ (MEDEMA, 2014).

Influenciados por Coase, Tom Crocker (1966) e John Dales (1968a, 1968b) incorporaram a ideia do estabelecimento de direitos de propriedade e introduziram a ideia de mercados de poluição. Dales (1968b) argumentou a favor da necessidade de definição de direitos de propriedade fazendo uma comparação entre a história do uso da terra e da água nos Estados Unidos e no Canadá. Segundo o autor, os direitos de propriedade foram estabelecidos para a terra, com a renda sendo o pagamento pelo direito de utilizar a fertilidade do solo. Por outro lado, não havia renda para a água porque os direitos de propriedade para o seu uso não estavam definidos. Isso resultou em rendas crescentes para a terra, associadas a melhorias na tecnologia de seu uso.

Em contraste, a falta de direitos de propriedade para a água levou a rendas nulas, e isso foi associado a poucas melhorias na tecnologia de uso da água, especialmente no que diz respeito aos usos que degradam a qualidade. Se um ativo for exaurível, ele será continuamente exaurido com base no argumento de que "a propriedade de todos é a propriedade de ninguém". O resultado de rendas zero da água foi o uso excessivo, que levou a uma redução contínua na qualidade e a um crescente problema de pressão populacional sobre os recursos hídricos da América do Norte à época.

Enquanto as taxas de efluentes, ou impostos pigouvianos como mencionado anteriormente, estabelecem um preço para a poluição, sendo o mercado o decisor da quantidade demandada, as permissões negociáveis estabelecem um limite superior para a quantidade de poluição, permitindo que o mercado determine o preço na quantidade fornecida.

Banzhaf (2020) retrata a negociação de poluição como coaseana, na medida em que esclarece os direitos de propriedade de recursos ambientais, como a atmosfera, institui mecanismos de fiscalização para descumprimento desses direitos, reduz os custos de transação ao transformar a poluição em mercadoria e obviamente, viabiliza a negociação. O autor ainda

⁶ Medema (2014) relata que na época, a receptividade às ideias de Coase foi pessimista e até hostil. Os debates sobre a aceitabilidade do trabalho de Coase, no nicho da economia ambiental, centravam-se em torno do: (1) irrealismo da suposição de custos de transação zero, visto a grande quantidade de envolvidos nos dilemas de poluição, que originam problemas de carona ao negociar acordos entre um extenso grupo de afetados. Soma-se a complexidade em atribuir responsabilidade específica pela poluição a fontes individuais, juntamente com as complicações associadas à propriedade fragmentada de recursos. Além disso, há a presença de custos diretos relacionados às negociações; (2) capacidade das partes envolvidas de entrar ou sair do processo de negociação pode influenciar a aplicação prática do teorema; (3) a percepção de que a abordagem coaseana era uma ameaça à tradição pigouviana.

utiliza a expressão “árvore genealógica da precificação da poluição”, citando que as permissões negociáveis são “primos de primeiro grau das taxas de efluentes”.

A distinção básica entre esses dois instrumentos está no fato de que os impostos fixam o custo marginal de redução da poluição na quantia de imposto determinada, enquanto os sistemas de permissões limitam precisamente as emissões, mas resultam em uma gama de custos potenciais. No primeiro caso, a incerteza sobre os custos gera uma variedade de possíveis níveis de abatimento da poluição. Já uma política com permissões negociáveis leva a uma variedade de resultados de potenciais custos (PIZER, 1997). Um desenho de limitação da emissão possui a vantagem de maior segurança quando o objetivo primordial é garantir um controle da quantidade total de poluição, o que é crucial para enfrentar problemas ambientais, como as mudanças climáticas.

Tanto Dales como Crocker compartilhavam objetivos semelhantes, como confiar em incentivos econômicos e opor-se à regulamentação baseada em comando e controle direto, que era a mais amplamente empregada na elaboração de políticas ambientais na época. Ambos identificavam os benefícios da sinalização de informações do sistema de preços de mercado como atenuante do complexo processo de estimativas do comportamento das preferências de emissores e receptores de poluição, além dos custos técnicos e políticos envolvidos em um processo iterativo para definir faixas de impostos para diferentes condições. O programa prático para controlar a poluição apresentado por Crocker é uma aplicação para o controle da poluição do ar nos Estados Unidos e Dales, para a poluição de recursos hídricos no Canadá.

Os distintos interesses entre compradores e vendedores de poluição resultam em dois usos divergentes do ambiente. Crocker (1968) apresenta a definição do uso do ar como o uso referente à capacidade do ar de prover manutenção à vida e proteger propriedades e o uso quanto à sua capacidade de eliminação de resíduos. Esses dois usos são conflitantes, considerados bens gratuitos, mas possuem valor econômico. Um procedimento ótimo exigiria levar em consideração o valor econômico dos dois usos do ar de acordo com os valores presentes dos danos aos receptores e das economias de custo dos emissores. Dales (1968b), de forma semelhante à classificação de Crocker para o uso do ar, também categoriza o uso do ambiente em duas categorias, neste caso, a água: a eliminação de resíduos e o uso de amenidades, que engloba todos os outros usos. O contexto de competição entre o uso de amenidades versus quem precisa descartar resíduos se mantém, pois, embora pescadores ou nadadores não tenham as mesmas demandas de qualidade, é verdade que alguns se beneficiariam e nenhum seria prejudicado por uma melhoria na qualidade da água. Por outro lado, os poluidores seriam

prejudicados por tal melhoria, pois ela dependeria da redução na quantidade de resíduos despejados na água.

Então, o problema social é decidir sobre a divisão dos serviços entre esses usos conflitantes. Para que o controle da poluição fosse ótimo, novamente, vem à tona a necessidade do conhecimento perfeito das funções de economia de custo e dano ao longo do tempo dos envolvidos. Dado que a quantidade ótima de eliminação de resíduos não pode ser identificada, tanto Crocker quanto Dales enfatizam que a autoridade de controle está justificada em estabelecer padrões. Como padrões que maximizariam o excedente potencial do controle dos usos concorrentes são impossíveis de definir, o regulador pode estabelecer padrões minimamente aceitáveis. Na prática, a decisão é tomada em um cálculo político em vez de um cálculo econômico.

Uma vez que os padrões sejam estabelecidos com base no conhecimento disponível, a agência ambiental pode alocar direitos para o uso de descarte de resíduos do ar aos receptores e emissores concorrentes. A criação de um mercado para esses direitos faz com que as decisões sobre os dois usos sejam delegadas aos indivíduos e, conseqüentemente, reflitam suas funções de preferências (CROCKER, 1966 apud BERTA, 2021). A possibilidade de estabelecimento de mercados de direitos (ou licenças) que reúnam muitos compradores e vendedores de poluição surge do fato de muitas formas de poluição gerarem os mesmos males para quem está sendo afetado, não importando muito a fonte produtora dessas emissões, desde que a quantidade total de poluição seja a mesma. Infelizmente, devido aos elementos de bens públicos presentes na maioria das melhorias ambientais, parece improvável que mercados de direitos, contendo muitos prejudicados pela poluição como participantes, levem a uma otimalidade de Pareto geral. Eles só podem servir ao propósito mais limitado, mas ainda assim essencial, de internalizar as externalidades negativas da poluição procurando soluções mais eficazes para lidar com o problema ambiental (MONTGOMERY, 1972).

Embora ambos os autores tivessem o mesmo propósito de antecipar propriedades gerais de um sistema de mercado de direitos de poluição, havia diferenças de concepção sobre a instituição desses mercados que nem sempre eram tratadas com clareza ou que careciam de entendimento. Conforme salientado por Gorman e Solomon (2002), o mercado de direitos de poluição pode estabelecer um nível e distribuição de emissões causadoras de poluição que otimize a utilidade social, com os consumidores de ar limpo competindo com as instalações industriais pelo direito de usar esse recurso valioso, ou ter o objetivo maior de atingir uma meta ambiental pré-determinada de maneira eficiente. A distinção entre os trabalhos de Crocker e Dales reside precisamente nessa variação de abordagem. BERTA (2021) esclarece esse

contraste, citando que são raras as vezes na literatura em que suas contribuições são devidamente diferenciadas.

Primeiramente, Crocker organizava uma negociação entre emissores e receptores de poluição competindo pelo uso do ar, tentando se aproximar de uma alocação ótima no estilo do espírito coaseano, ou seja, que enfatiza a importância de permitir que os agentes econômicos envolvidos em uma situação de externalidade cheguem a um acordo mutuamente benéfico que maximize o valor total gerado pelas atividades econômicas. As negociações de emissão ocorreriam em uma relação de um para um, independentemente do destino espacial das emissões.

Segundo o autor, da mesma forma que não é justificável sobrecarregar os receptores com todos os custos da poluição, enquanto os emissores colhem todos os benefícios da atividade poluente, a fonte poluidora não deveria arcar sozinha com todos os custos advindos de um ambiente limpo, enquanto o receptor desfruta de todos os benefícios dessa melhoria. A ideia é que a alocação justa dos custos e benefícios deve considerar tanto os impactos negativos da poluição quanto os benefícios obtidos com a atividade que causa a poluição. Isso é alcançado via negociações entre interesses ambientais e industriais, diferentemente de uma abordagem de taxaçaõ que faz apenas o emissor a internalizar os custos.

Em *Pollution, Property and Prices, An Essay in Policy Making and Economics* (Dales, 1968a) e *Land, Water, and Ownership* (Dales, 1968b), Dales apresenta a sua abordagem para a formulação de políticas ambientais com base na definição de direitos de propriedade e na implementação do seu esquema de negociação comercial.

Um aspecto curioso é que Dales reconhece a influência de Coase (1960) quando aborda especificamente a definição de direitos de propriedade sobre um ativo e sobre seu uso, mas como ressalta Berta (2021), não utiliza diretamente a barganha de Coase como meio de negociação desses direitos. Assim, não se considera que seu mercado seja uma adaptação coaseana para um grande número de agentes. De fato, diferentemente de Crocker, no qual há um mercado natural com a interação bidirecional entre oferta e demanda, o mercado de Dales limita a negociação somente entre os emissores de poluição, com o nível de emissão politicamente definido.

Essa perspectiva é orientada diretamente para a eficiência de custos. O autor descreve seu mercado como artificial e unidirecional, que transmite as decisões do regulador sobre o limite de poluição para o uso do ativo, mas sem a via reversa. Isso implica que um aumento no preço de um direito de poluição sinaliza que o uso de descarte de resíduos está se tornando mais valioso. Porém, isso não significa que a capacidade permitida de descarte deva ser ampliada,

de modo que o valor da escassez do ativo não tem efeito sobre a quantidade de poluição fornecida, nem sobre o valor de outras utilizações da água, que competem com o descarte de resíduos e provavelmente também estão se valorizando sob as mesmas forças que tornam o uso de descarte mais valioso (DALES, 1968b).

Essa avaliação fez com que Dales tenha ido além de Crocker ao separar padrões de qualidade ambiental e comércio. O nível de emissão não mais resultava das compras de direitos de emissores e receptores concorrentes, ele era claramente exógeno, fruto de uma decisão política. Diferente da solução de Crocker, no qual a negociação entre emissor e receptor pretende alcançar um nível de poluição endógeno à negociação limitado por um padrão. Portanto, a negociação entre emissores tinha uma função distinta: minimizar os custos totais de abatimento, ou seja, alocar o abatimento total necessário de forma eficiente entre os poluidores e não alocar os usos da água entre emissores e receptores (BERTA, 2021).

Esse retrato mostra como o mercado proposto por Dales é semelhante ao desenho de *cap-and-trade* (limitação e comércio de emissões) dos dias atuais, que será discutido melhor adiante, sendo tema central para este trabalho, no qual o limite de emissões é uma decisão política e vinculativa, instituída por um regulador que é orientado por questões de saúde, ambientais ou compromissos climáticos internacionais.

A segunda característica importante do trabalho de Dales foi sua reprovação de soluções ótimas. Ele alega que as definições necessárias para uma atividade produtiva regulada, como marcação geográfica, equivalentes de resíduos, horizonte temporal de validade dos direitos e a quantidade autorizada de poluição introduzirão elementos não ótimos, quando comparados a um esquema ideal “Pareto-ótimo estabelecido no céu”. Porém, as economias de custos administrativos compensariam a perda em termos de má alocação de recursos em comparação a um ótimo teórico que ignora os custos administrativos e os custos de aquisição de informações básicas para encontrar um sistema de preços ideal (DALES, 1968b). Assim, sua proposta não visa a otimalidade e sim, o menor custo possível (custos totais de abatimento e administrativos). Ocorre que a alocação a um custo mínimo não foi devidamente elucidada pelo autor, ou seja, o equilíbrio é quase implicitamente assumido como consequência direta da adoção de um mercado competitivo.

Foi Montgomery (1972) em *Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs* quem estabeleceu os fundamentos matemáticos primários para a propriedade teórica de eficiência de custos, demonstrando a existência de um equilíbrio de mercado de permissões economicamente eficiente. Utilizando a proposta de Dales (1968a, 1968b), Montgomery

sugeriu a implementação de mercados competitivos com uma grande quantidade de agentes participantes, visando atingir um padrão predefinido.

Banzhaf (2020) cita que o trabalho de Montgomery foi um cruzamento da abordagem de mercados artificiais de Dales com o equilíbrio competitivo de Arrow-Debreu sugerido por Arrow em 1969. Arrow (1969) argumenta que, em um sistema de equilíbrio geral com externalidades, a inclusão dessas no escopo do mercado, por meio da ampliação do conjunto de bens e serviços, poderia levar à otimalidade de Pareto. Isso significaria que o sistema de preços poderia controlar as externalidades, uma vez que elas estivessem incluídas no escopo do mercado. No entanto, como cada externalidade envolve apenas um comprador e um vendedor, não há incentivos para um equilíbrio competitivo eficiente. Porém, como mencionado anteriormente, o fato de muitas formas de poluição serem substitutas perfeitas entre si, viabiliza a instituição de mercados que agreguem muitos compradores e vendedores.

Montgomery provou a existência de um equilíbrio de mercado de permissões economicamente eficiente, inclusive para o caso no qual a determinante geográfica é fundamental. Sabe-se que existe uma relação entre a localização de emissão de poluentes e o grau de prejuízo ao bem-estar sofrido por uma comunidade ou dano ambiental. Por exemplo, uma fonte poluidora que emite resíduos nas partes superiores de um rio pode causar mais ou menos danos a uma comunidade do que outra fonte que descarrega a mesma quantidade de resíduos a montante (BAUMOL & OATES, 1988).

A qualidade do recurso hídrico após lançamentos de efluentes domésticos e industriais depende, em grande parte, da diluição sofrida pelos contaminantes contidos nesses efluentes, variando de acordo com a vazão, dos coeficientes de dispersão e difusão, da distância, entre outros (GHERARDI-GOLDSTEIN et al., 1993). O mesmo vale para a propagação de poluentes atmosféricos, na qual a extensão pela qual os poluentes se diluem na atmosfera é influenciada por fatores como condições meteorológicas, topografia, características dos poluentes e partículas e também distância entre a fonte de emissão e a área de concentração.

Assim, um coeficiente de dispersão é uma medida crucial para avaliar os efeitos ambientais e de saúde associados às emissões de poluentes, bem como para auxiliar no planejamento e controle da qualidade do ar ou de recursos hídricos. Modelos matemáticos e simulações são amplamente utilizados, tanto para poluentes específicos, quanto para diferentes condições. Porque os danos sociais causados pelas descargas a montante e a jusante obviamente diferem, os poluidores possuem coeficientes de dispersão de poluentes diferentes, e as trocas de direitos de poluição de um para um negligenciarão as diferenças nas concentrações resultantes de suas respectivas emissões (BAUMOL & OATES, 1988).

A prova de Montgomery (1972) inclui a existência de um equilíbrio de mercado de permissões economicamente eficiente nesse caso mais complicado. Em geral, as fontes que têm maiores impactos marginais na meta ambiental precisam pagar preços mais altos por unidade de emissões, o que pode ser implementado por meio de permissões separadas para cada local do receptor (TIETENBERG, 1973). O desenvolvimento de um sistema descentralizado para alcançar metas ambientais em vários locais foi, segundo o próprio Montgomery, a contribuição mais importante da sua publicação.

O autor foi o primeiro a analisar dois sistemas de permissões de poluição negociáveis que refletem as considerações espaciais citadas anteriormente: uma “licença de poluição”, que estabelece os níveis permitidos de emissões com base nas concentrações de poluentes em uma gama de pontos receptores e uma “licença de emissão” que confere o direito de emissão de poluição até uma taxa designada. Os tipos de licenças retratadas por Montgomery também são frequentemente identificados na literatura como permissões ambientais (APS) e sistemas de emissão (EPS), respectivamente (KRUPNICK, OATES E VAN DE VERG, 1983; MCGARTLAND, 1986; BAUMOL e OATES, 1988; ATKINSON, 1994; PEARCE E TURNER, 1990).

Na licença de poluição, a autoridade ambiental pode simplesmente emitir " l " permissões em cada ponto receptor, com essas autorizações expressas em relação à contribuição permitida para a concentração de poluentes em " j ". Neste desenho, as permissões se referem não às emissões de uma fonte, mas aos efeitos das emissões sobre os níveis de poluição em um ponto específico. Isso de fato implica que os direitos de emissão, em geral, não serão trocados em uma base de um para um. Alternativamente, a agência ambiental pode introduzir um sistema de licenças de emissão, no qual as permissões são definidas em termos dos níveis da atividade emissora, em vez dos efeitos dessas emissões na qualidade do ambiente. Esse desenho geralmente divide a região em zonas de emissão, e dentro de cada zona as fontes negociam os direitos de emissão em uma base de um para um, estabelecendo uma equivalência entre os poluentes.

A seção imediatamente abaixo sintetiza a contribuição de Montgomery (1972) em seu artigo seminal, que serve de base para a construção de um sistema *cap-and-trade*. Nesse modelo, a autoridade ambiental emitiria uma quantidade de permissões, definidas em termos de concentrações de poluentes para cada um dos n pontos receptores. A concorrência por essas permissões geraria uma solução de equilíbrio que satisfaz as condições para a minimização dos custos totais de redução de poluição, ou seja, um arranjo de custo mínimo para as indústrias regulamentadas.

3. A CONSTRUÇÃO DE UM MERCADO DE PERMISSÕES

3.1 Mercado de licenças para poluir

3.1.1 O problema do controle de poluição

O problema de controle de poluição pode ser apresentado formalmente como: uma região específica composta por uma porção de ar ou sistema de vias hídricas no qual existe um conjunto de n fontes de poluição, cada uma delas fixa em uma localização. Cada fonte pertence a uma firma maximizadora de lucro. Os preços dos insumos e produtos da firma são fixos, pois a região é pequena em relação à economia como um todo. A suposição de que todos os preços (exceto os associados à poluição) não são afetados por medidas adotadas para controlar a poluição é comum na análise econômica de problemas ambientais. É necessário permitir a consideração de problemas isoladamente e evitar modelos de equilíbrio geral em tamanho real (e não operacionais). As firmas são representadas por um conjunto de inteiros $I = \{1, \dots, n\}$.

A qualidade ambiental é estabelecida, por uma agência ambiental, em termos de concentrações de poluentes em cada um dos n pontos receptores na região. Esse padrão regional de qualidade é definido em termos de um único poluente e é representado por um vetor $Q^* = (q_1^*, \dots, q_m^*)$ cujos elementos indicam a concentração do poluente em cada um dos receptores. q_j^* pode ser uma concentração média anual de dióxido de enxofre no ponto j em uma bacia de ar ou uma medida do déficit de oxigênio dissolvido no ponto j de um rio, por exemplo.

Montgomery cita a presença de um poluente único nos vários locais de vigilância, como uma simplificação utilizada, pois o intuito é atender a um determinado critério regulatório que visa um ganho em um indicador de qualidade ambiental específico. Isso também é aplicável se a quantidade de poluente liberada não depender de um terceiro poluente que também é alvo de um padrão ambiental. Para o objetivo deste trabalho, assumir a presença de apenas um poluente não será uma simplificação, pois o caso de investigação do estudo tem interesse no controle de emissão de CO_2 ⁷.

Toda poluição na região é originária das fontes, sendo que cada uma emite um único poluente na taxa de emissão e_i . O vetor de emissão $E = (e_1, \dots, e_n)$ é transformado em

⁷ Rigorosamente falando, o poluente objeto de uma regulação não é apenas o CO_2 e sim, os Gases de Efeito Estufa (GEE). Embora o CO_2 seja o principal composto do GEE, outros compostos também são enquadrados nesse grupo, como metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), hidrofluorcarbonetos ($HFCs$), perfluorcarbonetos ($PFCs$) e hexafluoreto de enxofre (SF_6). No entanto, é utilizada uma métrica de equivalência de dióxido de carbono (CO_2e) para expressar as emissões de diversos gases em termos do impacto equivalente no aquecimento global oriundo da emissão de dióxido de carbono.

concentrações por meio da matriz H , de modo que $EH = Q$. O padrão Q^* impõe restrições às taxas de emissão, de forma que $EH \leq Q^*$. O problema do controle de poluição consiste em alcançar o padrão ambiental com o mínimo custo para os poluidores.

Essa relação teórica entre as taxas médias de emissão e as concentrações médias permite calcular a contribuição de qualquer fonte para a concentração em qualquer receptor, dadas características como direção e condições climáticas, por exemplo. O resultado é um modelo de dispersão das emissões de resíduos das fontes, descrito por uma matriz $m \times n$ de coeficientes de difusão (ou coeficientes de transferência) unitários que relaciona as emissões dos locais das fontes e os níveis de poluição nos locais regulamentados. Portanto, o elemento típico indica a contribuição que uma unidade de emissão da firma i implica na concentração média de poluente no ponto j .

$$H = \begin{pmatrix} h_{11} & \cdots & h_{1n} \\ \vdots & h_{ij} & \vdots \\ h_{m1} & \cdots & h_{mn} \end{pmatrix}$$

A partir deste ponto, é possível estabelecer uma função que associa cada quantidade de poluição emitida por uma firma com o seu custo.

3.1.2 Função custo de abatimento de poluição

Seguindo Montgomery, a função de custo de abatimento para a empresa i , denotada por $C_i(e_i)$, é definida como a diferença entre o lucro sem restrição e sob restrição de emissões, assumindo que a firma ajusta sua produção para maximizar o lucro dentro dessa limitação.

A função custo $G_i(y_{i1}, \dots, y_{iR}, e_i)$ representa o custo total incorrido quando os insumos são ajustados de forma ideal para o vetor produção (y_{i1}, \dots, y_{iR}) e nível de emissão e_i .

O lucro segue a forma:

$$\pi_i = \sum_r p_r y_{ir} - G_i(y_{i1}, \dots, y_{iR}, e_i) \quad (3.1)$$

Se há um regulador impondo um critério ambiental, a firma ajusta sua produção para obter lucro máximo atentando-se para e_i , agora, dado exogenamente. O vetor produção que maximizava o lucro da firma sem restrição deixa de ser \bar{y}_{ir} , \bar{e}_i e passa a ser \tilde{y}_{ir} , determinado por:

$$\sum_r p_r \tilde{y}_{ir} - G_i(\tilde{y}_{i1}, \dots, \tilde{y}_{iR}, e_i) = \max_{y_{ir}} \left[\sum_r p_r y_{ir} - G_i(y_{i1}, \dots, y_{iR}, e_i) \right] \quad (3.2)$$

O custo para a firma adotar essa restrição de emissão nada mais é que a diferença entre o lucro máximo sem restrição de emissão (\bar{e}_i) e com restrição (e_i):

$$C_i(e_i) = \sum_r p_r (\bar{y}_{ir} - \tilde{y}_{ir}) - [C_i(\bar{y}_{i1}, \dots, \bar{y}_{iR}, \bar{e}_i) - C_i(\tilde{y}_{i1}, \dots, \tilde{y}_{iR}, e_i)] \quad (3.3)$$

Observa-se que esse custo é formado por dois componentes: a variação na receita bruta ao modificar o vetor de produção e a alteração nos custos ao fixar as emissões em um nível não ótimo, mas atenção, com ajuste ótimo na produção.

Considere o comportamento de $C_i(e_i)$ quando uma mudança é feita em e_i . Diferenciando totalmente em relação a e_i :

$$dC_i(e_i) = - \sum_r \left(p_r - \frac{\partial G_i}{\partial y_{ir}} \right) \frac{\partial y_{ir}}{\partial e_i} de_i + \frac{\partial G_i}{\partial e_i} de_i \quad (3.4)$$

A função $C_i(e_i)$ é assumida como decrescente e convexa em relação a e_i , com $C_i'(e_i) < 0$ e $C_i''(e_i) > 0$. Isso significa que, quanto maior o nível de emissão permitido, menor será o custo de abatimento necessário.

O custo marginal de abatimento, também amplamente denominado pela sigla MAC (*marginal abatement cost*), mede o custo adicional que uma empresa enfrenta para reduzir suas emissões em uma unidade. Ele não é simplesmente $C_i'(e_i)$, mas sim seu negativo, sendo definido como $MAC = -C_i'(e_i)$, conforme a equação acima. Essa relação decorre do fato de que o MAC deve ser positivo, pois reduzir emissões sempre envolve um custo adicional. Assim, tomamos o negativo da derivada para garantir essa coerência econômica.

Assumindo que os níveis de produção se ajustam para maximizar o lucro para um determinado nível de e_i , então, preço é igual ao custo marginal e a empresa é tomadora de preço:

$$p_r - \frac{\partial G_i}{\partial y_{ir}} = 0$$

Percebe-se que:

$$\frac{dC_i(e_i)}{de_i} = \frac{\partial G_i}{\partial e_i} \quad (3.5)$$

É conveniente poder usar uma função de valor único $C_i(e_i)$ para associar qualquer nível de emissões ao custo. É justamente isso que Montgomery (1972) estabelece: que o comportamento de G_i em relação à e_i possui as mesmas características de C_i em relação a e_i . Se G_i é convexa, o custo de adoção do padrão de emissão, $\sum_i C_i(e_i)$, é mínimo sob as mesmas condições de custo mínimo para as empresas sob regulação.

3.1.3 Caracterização do vetor eficiente de emissão.

O propósito do regulador é obter um conjunto de emissões que conduzirá a uma qualidade do ar Q^* , com um custo total mínimo para a região regulada, sendo o mínimo o somatório $\sum_i C_i(e_i)$. Esse conjunto otimizado de emissões é eficiente e representado pelo vetor E^{**} . O problema da minimização desse custo total é escolher o vetor $E = (e_1, \dots, e_n)$ que minimiza:

$$\min \sum_i C_i(e_i)$$

s.a. $E \geq 0$ e $EH \leq Q^*$

Em que $Q^* \geq 0$, $h_{ij} \geq 0$ para todo i, j ; G_i é convexa e, portanto, $C_i(e_i)$ é convexa e $\sum_i C_i(e_i)$ também. O autor denomina esse problema como “minimização de custo conjunto total”.

Tem-se então:

$$\sum_i C_i(e_i) + \sum_j u_j \left(q_j^* - \sum_i h_{ij} e_i \right)$$

No qual os pontos críticos obtidos da expressão acima são $(E^{**}, U^{**}) = (e_1^{**}, \dots, e_n^{**}, u_1^{**}, \dots, u_m^{**})$. Com $E^{**} \geq 0, U^{**} \geq 0$. As condições diferenciais de Kuhn-Tucker para estes pontos críticos são:

$$C'_i(e_i) + \sum_j u_j h_{ij} \geq 0 \quad , \quad \sum_i \left[e_i \left(C'_i(e_i) + \sum_j u_j h_{ij} \right) \right] = 0 \quad (3.6)$$

$$q_j^* - \sum_i h_{ij} e_i \geq 0 \quad , \quad \sum_j \left[u_j \left(q_j + \sum_i h_{ij} e_i \right) \right] = 0 \quad (3.7)$$

E^{**} e U^{**} satisfazem as condições de otimalidade e existem. Agora, pode-se prosseguir com a construção de mercados que, em equilíbrio, propiciem que a emissão eficiente minimize o custo de adoção do padrão de emissão.

3.1.2 O mercado de licenças

Se anteriormente o problema da firma era minimizar o custo de operar sob uma restrição de emissão exogenamente definida pelo regulador, após a introdução de um mercado de licenças, o problema da firma, além de minimizar o custo de redução de emissão, aborda a preocupação com o gasto de aquisição de licenças.

Um conjunto de licenças é definido de modo que a posse dessas licenças confere o direito de realizar uma determinada taxa média de emissão. Para isso, define-se a função de licenciamento:

$$\Lambda(H_i, L_i)$$

$L_i = (l_{i1}, \dots, l_{ik})$, em que l_{ik} é o número de licenças do tipo k detidas pela empresa i . Essa função define o direito de emissão que é gerado ao possuir um portfólio de licenças. Esse portfólio, conforme citado anteriormente, surge da atividade do poluidor, que geralmente afeta a qualidade do ambiente em vários pontos como resultado de suas emissões e assim, ele será obrigado a possuir um portfólio que cubra todos os pontos relevantes de monitoramento. Todas essas licenças são livremente transferíveis.

Retomando o modelo, existe uma alocação inicial l_{ik}^0 de licenças feita pelo regulador às firmas. As licenças são emitidas gratuitamente para as firmas cobertas pelo programa de controle de poluição. Além dessas permissões recebidas, as firmas podem adquirir mais licenças no mercado. Portanto, o problema da firma passa a ser não somente a minimização dos seus custos, mas também, no contexto de operação sob regulação, a minimização do custo de aquisição das licenças que permitam sua atividade poluidora, sujeito à restrição de que as emissões não ultrapassem $\Lambda(H_i, L_i)$:

$$C_i(e_i) + \sum_k p_k (l_{ik} - l_{ik}^0)$$

s.a. $e_i \leq \Lambda(H_i, L_i)$

Um equilíbrio de mercado existirá para um p^* não negativo tal que quando a emissão ótima e_i^* e L_i resolverem o problema de minimização da firma para p_k^* , as condições de *market clearing* são satisfeitas:

$$\sum_i (l_{ik}^* - l_{ik}^0) \leq 0 \quad (3.8)$$

$$\sum_k p_k^* \left[\sum_i (l_{ik}^* - l_{ik}^0) \right] = 0 \quad (3.9)$$

Isso significa que existe um conjunto de preços de licenças tal que cada firma, ao tomar decisões sobre a redução de emissões, considera tanto o custo de implementar medidas para reduzir suas emissões quanto o custo líquido de comprar licenças no mercado. A quantidade demandada de licenças não excede positivamente a quantidade disponível. Como l_{ik}^0 é estabelecido de acordo com o critério ambiental, 3.8 não será positivo, caso contrário, haveria possibilidade do parâmetro de qualidade ambiental da regulação não ser respeitada. Já na condição 3.9, as emissões ou necessidade de licenças agregadas podem sim ficar abaixo do limite ambiental superior estabelecido.

Nota-se que, ao atribuir todas as licenças às empresas, qualquer despesa em licenças por uma empresa se traduz em receita para outra.

$$\begin{aligned} \sum_i \left[C_i(e_i^*) + \sum_k p_k (l_{ik}^* - l_{ik}^0) \right] &= \sum_i C_i(e_i^*) + \sum_k p_k \left[\sum_i (l_{ik}^* - l_{ik}^0) \right] \\ &= \sum_i C_i(e_i^*) \end{aligned} \quad (3.10)$$

Portanto, o gasto total entre todas as firmas, relacionado ao controle da poluição, equivale precisamente ao custo total do controle de emissões.

3.1.3 Mercado de licenças de poluir

Retomando os dois sistemas de permissão apresentados por Montgomery, que lidam com o problema de controle abordado imediatamente acima, a seção abaixo estabelece a existência e eficiência do equilíbrio em um sistema de licenças transferíveis para poluição. Mais adiante, serão abordadas as condições nas quais as licenças de poluição e de emissão são

equivalentes. Designando L_{ij} como a quantidade de licenças que permitem a poluição no ponto j detida pela empresa i e L_i o portfólio de licenças que a empresa i possui.

$$L_i = (l_{i1}, \dots, l_{im})$$

A função de licenciamento passa a ter a forma:

$$\Lambda(H_i, L_i) = \min_j \frac{l_{ij}}{h_{ij}} \quad (3.11)$$

Ou seja, cada firma enfrenta a restrição $h_{ij}e_i \leq l_{ij}$, $j = 1, \dots, m$.

Cada empresa tem uma taxa máxima permitida de emissão de poluição em pontos específicos. A empresa irá minimizar os custos sujeitos à restrição de licenciamento.

$$C_i(e_i) + \sum_j p_j^*(l_{ij} - l_{ij}^0)$$

s.a. $l_{ij} - h_{ij}e_{ij} \geq 0$

Considera-se a convenção de que l_j é um escalar, um número total de licenças que permitem a poluição no ponto j . Assim, $\sum_i l_{ij} = l_j$, ou seja, a soma de todas as empresas que podem poluir em j resulta a quantidade de poluição permitida no ponto j .

A definição de mercado em equilíbrio consiste em um conjunto de vetores L_i^*, E^*, P^* , em que L_i^* e E^* são vetores que minimizam o problema acima, para todo i e que também satisfazem as condições de *market clearing*:

$$\sum_i (l_{ij}^* - l_{ij}^0) \leq 0 \quad (3.12)$$

$$\sum_j p_j^* \left[\sum_i (l_{ij}^* - l_{ij}^0) \right] = 0 \quad (3.13)$$

Montgomery estabelece a existência dos vetores de multiplicadores de Lagrange que satisfazem as condições de equilíbrio de mercado, garantindo que o sistema de preços e alocações propostos seja consistente com as condições de otimização e as restrições impostas, tal que:

$$C'_i(e_i^*) + \sum_j u_{ij}^* h_{ij} \geq 0 \quad , \quad e_i \left[C'_i(e_i^*) + \sum_j u_{ij}^* h_{ij} \right] = 0 \quad (3.14)$$

$$p_j^* - u_{ij}^* \geq 0 \quad , \quad \sum_j l_{ij}^* [p_j^* - u_{ij}^*] = 0 \quad (3.15)$$

$$l_{ij}^* - h_{ij} e_i^* \geq 0 \quad , \quad \sum_j u_{ij}^* [l_{ij}^* - h_{ij} e_i^*] = 0 \quad (3.16)$$

$$\sum_i (l_{ij}^* - l_{ij}^0) \leq 0 \quad , \quad \sum_j p_j^* \left[\sum_i (l_{ij}^* - l_{ij}^0) \right] = 0 \quad (3.17)$$

Já o custo conjunto mínimo restrito pela licença é um vetor E^{**} que minimiza:

$$\sum_i C_i(e_i)$$

s.a. $EH \leq L^0$ e $E \geq 0$

L^0 é o vetor de licenças emitido pelo regulador. Assume-se que o conjunto $\{E | EH \leq L^0 \text{ e } E \geq 0\}$ não é vazio. O mesmo argumento usado no tópico 3.1.3 para estabelecer a existência do problema apresentado como o mínimo de custo conjunto total estabelecerá a existência de um mínimo restrito por licença.

O vetor de emissão E^{**} é um mínimo de custo conjunto restrito por licença se, e somente se, existe um vetor $(u_1^{**}, \dots, u_m^{**}) \geq 0$ de modo que:

$$C'_i(e_i^{**}) + \sum_j u_j^{**} h_{ij} \geq 0 \quad , \quad \sum_i e_i^{**} \left[C'_i(e_i^{**}) + \sum_j u_j^{**} h_{ij} \right] = 0 \quad (3.18)$$

$$l_j^0 - \sum_i h_{ij} e_i^{**} \geq 0 \quad , \quad \sum_j u_j^{**} \left[l_j^0 - \sum_i h_{ij} e_i^{**} \right] = 0 \quad (3.19)$$

Um reforço sobre o sistema de licenças de poluição deve ser feito. Sob esse esquema, cada receptor funciona como um mercado de permissões individualizado. A agência emite o número de permissões igual à restrição de qualidade do ar para cada um dos n receptores. A partir desse ponto, os n mercados operam simultaneamente, e cada poluidor deve obter as permissões referentes a cada receptor (ou mercado) que é impactado por sua atividade. Por exemplo, se as emissões da fonte i se propagam para os receptores 1, 2 e 3, então a fonte deve

deter simultaneamente três conjuntos de permissões iguais a $h_{i1}e_i$, $h_{i2}e_i$, $h_{i3}e_i$ (MCGARTLAND, 1988).

Outra observação importante é o fato de emissão não ser contaminação. Conforme apresentado, essa distinção implica na existência de uma função linear que relaciona essas duas variáveis. Portanto, o mercado de licenças descrito deve ser interpretado como aplicável apenas em situações em que a suposição é aproximadamente verdadeira. Existem problemas de controle de poluição conhecidos por essa relação linear. Montgomery, em defesa de seu modelo, cita o caso do gerenciamento do déficit de oxigênio dissolvido em um rio, em que a concentração do poluente a jusante é proporcional à quantidade de resíduos despejados pela fonte emissora.

O gerenciamento de concentrações de poluentes atmosféricos não reativos é outro problema em que a linearidade é aproximadamente verdadeira, desde que as variáveis a serem relacionadas sejam as taxas médias de emissão e as concentrações médias. Dos gases de efeito estufa (GEE) mencionados anteriormente, o dióxido de carbono (CO_2) é geralmente considerado o menos reativo na atmosfera, uma vez que sua presença não leva diretamente à formação de poluentes secundários. O metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O) são relativamente mais reativos do que o CO_2 , mas ainda podem ser considerados não reativos em comparação com certos poluentes atmosféricos reativos. Já os hidrofluorcarbonetos (HFC_s), perfluorcarbonetos (PFC_s) e o hexafluoreto de enxofre (SF_6) são compostos químicos sintéticos que têm baixa reatividade na atmosfera.

Esses resultados elucidam um caso padrão para um sistema de controle que minimiza os custos de redução. É perceptível a simplicidade do desenho de mercado do ponto de vista da agência. A agência ambiental meramente faz a emissão das permissões em cada ponto receptor e as negociações fluem via mercado. Já para as empresas, o ônus pode ser elevado, pois as fontes devem atuar nos “ n ” mercados diferentes, um para cada local receptor que sua atividade poluidora afeta, sujeito a um parâmetro de ponderação (h_{ij}). O desenho com uma variedade de mercados distintos pode, inclusive, levar a firma a comprar permissões em uma determinada região e vender em outro ponto receptor (KRUPNICK, OATES e VAN DE VERG, 1983).

Como alternativa à complexidade de gestão de um portfólio de licenças, Montgomery apresenta o sistema de licenças de emissão. No modelo, a autoridade ambiental determina uma alocação de permissões para cada zona, e os poluidores dentro de uma zona realizam a comercialização. Cada fonte de poluição estará situada exclusivamente em uma zona e, portanto, participará apenas de um mercado de licenças para um determinado poluente. O

zoneamento é autônomo e, assim, o preço das permissões em cada zona é determinado pela demanda das fontes e oferta da agência, não ocorrendo transações interzonas. Para o poluidor, o fato das transações ocorrerem em ambiente de mercado único (zona única de emissão) e sem um sistema de pesos específicos, simplifica as transações entre as fontes e torna o sistema muito atrativo para o poluidor. O tópico abaixo apresenta as principais características da abordagem de licenças de emissão, também abordadas por Montgomery em 1972.

3.1.4 O mercado de licenças de emissão

Deve-se diferenciar os direitos de emissão pelo local no qual é permitida a ocorrência das emissões. Então, l_{ik} em que $k = 1, \dots, n$ é uma quantidade de licenças para emitir no local k . Nesse caso, a função de licenciamento vai incorporar a troca de tais licenças entre poluidores distintos e difere do mercado de licenças de poluição, no qual o licenciamento prima pelo efeito contaminação no receptor j . Assim, a regra estabelecida em relação ao direito de emissão no local k expressa o coeficiente de troca entre as fontes $\frac{h_{kj}}{h_{ij}}$, o que confere a uma empresa i uma taxa de emissão permitida igual a $e_i = \frac{h_{kj}}{h_{ij}} l_{ik}$.

É essencial que não ocorra aumento global de poluição, ou seja, as transações entre as firmas devem ser apenas uma redistribuição dos direitos de emissão entre as empresas. Portanto, para que a firma k cause o mesmo impacto no receptor j , sua taxa de emissão deve ser $e_k = l_{ik}$. Isso exprime a regra da troca de direitos de emissão que, basicamente, autoriza uma empresa a emitir até um nível que cause poluição igual àquela que seria causada se cada empresa da qual ela obteve direitos emitisse até o limite máximo permitido pelos direitos renunciados. A função de licenciamento passa a ter a forma:

$$\Lambda(H_i, L_i) = \min_j \left(\sum_k \frac{h_{kj}}{h_{ij}} l_{ik} \right) \quad (3.22)$$

Ou seja, cada firma enfrenta a restrição $h_{ij}e_i \leq \sum_k h_{kj}l_{ik}$, $j = 1, \dots, m$.

Novamente, a firma minimiza os custos sujeito à restrição de licenciamento:

$$C_i(e_i) + \sum_j p_k^* (l_{ik} - l_{ik}^0)$$

$$s.a. \quad \sum_k h_{kj} l_{ik} - h_{ij} e_i \geq 0$$

Para que o mercado com licenças de emissão seja eficiente é necessária uma restrição sobre a alocação inicial de licenças, em que $\sum_i l_{ik}^0 \geq 0$ e $\sum_k h_{kj} \sum_i l_{ik}^0 = q_j^*$ para todo j . Percebe-se que essa restrição pode ser escrita também como $E^0 H = Q^*$.

Portanto, a definição de mercado em equilíbrio de licenças de emissão consiste em um conjunto de vetores $L_i^* \geq 0$, $E^* \geq 0$, $P^* \geq 0$, em que L_i^* e E^* são vetores que minimizam o problema acima, para todo i e que também satisfazem as condições de *market clearing*:

$$\sum_i (l_{ik}^* - l_{ik}^0) \leq 0 \quad (3.23)$$

$$\sum_k p_k^* \left[\sum_i (l_{ik}^* - l_{ik}^0) \right] = 0 \quad (3.24)$$

Embora as condições para o mercado de licenças de emissão possam parecer semelhantes às condições para o mercado de licenças para poluir, deve-se atentar para o número de equações que representam os mercados e as transações. O direito de emissão é especificado para cada fonte emissora, portanto, há m mercados. Contudo, o direito de poluir é estabelecido para cada receptor, resultando em n mercados. Outra diferença entre os dois esquemas é a alocação inicial de licenças. Basta lembrar que no mercado de licenças para poluir, com o foco na qualidade ambiental no receptor j , a restrição da minimização dos custos de redução da firma é $EH \leq L^0$ e $E \geq 0$, equivalente a $EH \leq Q^*$. Já no mercado de licenças de emissão, conforme citado acima, a restrição ocorre sobre a emissão de poluição, ou seja, $E^0 H \leq Q^*$ e $L^0 \geq 0$.

Apesar da atratividade em termos de simplificação das transações entre as fontes, a restrição sobre a alocação inicial de licenças do sistema de permissões de emissão gera um grande problema sobre a aplicabilidade da solução. No sistema de licenças de emissão apresentado por Montgomery, a agência ambiental primeiro faz uma alocação inicial de licenças e, depois, as fontes são livres para transacionar, sempre limitadas à condição de não degradação em nenhum ponto receptor, conforme citado anteriormente. Por isso o autor faz a ressalva para o caso no qual a soma ponderada das licenças iniciais alocadas é inferior à qualidade ótima, $\sum_k h_{kj} l_{ik}^0 < q_j^*$. Nesse caso, torna-se inviável atingir o mínimo custo agregado de abatimento sem conhecimento prévio das funções de custo marginal das fontes, pois se o vetor mínimo conjunto de custos E^{**} satisfaz:

$$\sum_i h_{ij} e_i^{**} = q_j^*$$

para algum j , e que $\sum_k h_{kj} e_k^* < q_j^*$ para o mesmo j . Então, dado que o vetor de emissão de equilíbrio E^* satisfaz:

$$\sum_i h_{ij} e_i^* \leq \sum_k h_{kj} l_k^0$$

Segue que:

$$\sum_i h_{ij} e_i^* < \sum_i h_{ij} e_i^{**}$$

sendo $e_i^* \neq e_i^{**}$, então o equilíbrio não é eficiente.

Krupnick, Oates e Van de Verg (1983) detalham o sistema de permissões baseado em emissões e as implicações que a restrição $E^0 H = Q^*$ provoca para a eficiência do equilíbrio. A Figura 1 foi elaborada pelos autores para exemplificar seu racional.

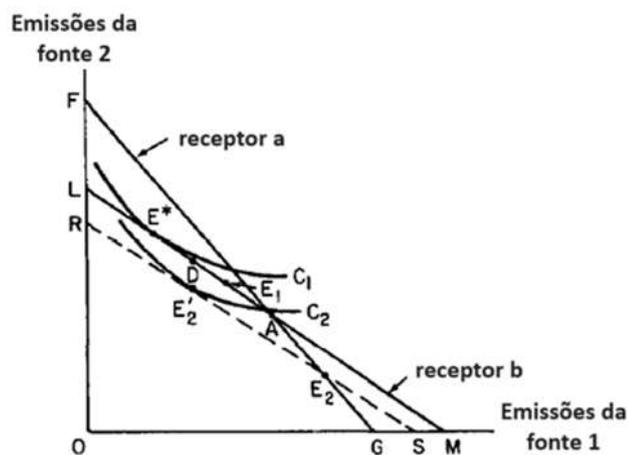


Figura 1 – Sistemas de licenças de emissão
Fonte: adaptado de Krupnick, Oates, e Van de Verg (1983).

Os eixos mensuram os níveis de emissões das empresas 1 e 2. As curvas C_1 e C_2 são as curvas de abatimento de poluição, sendo $C_1 < C_2$, pois a curva mais alta representa o custo total de controle da poluição mais baixo. As linhas FG e LM indicam as restrições de poluição, associadas aos receptores a e b , respectivamente. Portanto, as linhas de restrição de poluição representam combinações de emissão de 1 e 2 para as quais $q_1 = q_2$. A inclinação das restrições

representa a taxa pela qual as emissões da empresa 2 podem substituir as emissões da empresa 1 sem alterar as concentrações de poluição no receptor. As combinações de emissões das empresas 1 e 2 que satisfazem a restrição de poluição em ambos os receptores formam o conjunto de pontos *OLAG*. A solução de menor custo ocorre em E^* .

No caso da figura acima, o regulador estabelece uma alocação inicial de licenças de emissão indicada por E_1 . É lucrativo para a fonte 2 comprar licenças da fonte 1. A taxa efetiva de troca de licenças corresponderia à inclinação da linha *LM*, pois a restrição no ponto receptor *b* é a restrição vinculante. Os ganhos provenientes do comércio seriam totalmente obtidos em E^* . Observa-se que a distribuição inicial de direitos indicada por E_1 leva ao equilíbrio de mercado que coincide com a alocação ótima.

No entanto, se o regulador opta por E_2 como a alocação inicial de licenças, a fonte 2 obteria lucro na compra de licenças da fonte 1, mas a restrição faz com que o conjunto viável de resultados seja limitado em *ORE₂G* e portanto, o comércio ocorre ao longo de *RS*⁸. O equilíbrio de mercado passa a ser E'_2 que não coincide com o resultado ótimo. A restrição impede um movimento de E'_2 para E^* , o que resulta em um nível excessivo de qualidade ambiental e conseqüentemente, um controle de poluição demasiadamente custoso. Portanto, ao contrário do que ocorre com as licenças para poluição, em um sistema que utiliza licenças de emissão, a solução de menor custo não é independente da alocação inicial de licenças (KRUPNICK, OATES e VAN DE VERG, 1983).

Obviamente, um custo excessivamente alto de qualidade ambiental não é desejável. Para escapar desse cenário, seria necessário que a agência soubesse em qual segmento da fronteira de restrição de poluição o equilíbrio final está e, assim, a alocação inicial de licenças seria feita de forma que o equilíbrio de menor custo ambiental seja obtido. Ocorre que conhecer a fronteira de restrição de poluição é justamente saber as diferentes combinações de emissão de poluição a um custo de abatimento de poluição constante, ou seja, implica em conhecer os custos de redução da poluição.

A busca por uma opção para evitar um resultado excessivamente custoso às firmas levou ao dilema do conhecimento dos custos das fontes emissoras a uma terceira via assumida por Montgomery para evitar esse conjunto não desejável de variáveis: caso a alocação inicial de licenças fosse representada pelo ponto *A*, as transações de mercado se moveriam para E^* , independentemente do segmento (*LM* ou *FG*) em que o equilíbrio está situado. Isso representa

⁸ *RS* é paralela a *LM*, já que o comportamento dos coeficientes de difusão é não muda com as decisões da agência.

a restrição de Montgomery na alocação inicial de licenças ($E^0H = Q^*$), que condiciona a distribuição de licenças de modo que a restrição de poluição seja vinculante em todos os receptores para garantir que o equilíbrio de mercado coincida com a solução de menor custo (KRUPNICK, OATES e VAN DE VERG, 1983).

É fácil perceber que essa propriedade das permissões de Montgomery torna a existência de um equilíbrio de menor custo irreal sob presunções plausíveis. Em um ambiente no qual existem muitos pontos receptores⁹, não existirá um vetor de emissão que atenda a condição de restrições vinculativas em todos os pontos e, portanto, não há viabilidade do regulador obter uma alocação inicial de licenças que garanta a solução de custo mínimo. Diante dessas condições, o próprio Montgomery afirma que uma das conclusões do seu trabalho é de que o mercado de licenças de poluição será mais amplamente aplicável do que o mercado de licenças de emissão.

3.1.5 Compensação de poluição

A possibilidade de operacionalização de mercados de poluição apenas com o modelo de licenças de poluição poderia ser um diagnóstico desanimador, visto que a realidade de atuar em cada ponto receptor com um comportamento de minimercado independente seria muito custosa para as firmas. O fato é que o trabalho de Montgomery foi amplamente citado na literatura posterior, com diferentes modificações e reinterpretções dos seus resultados. Destaca-se a revisão das propriedades do sistema de licenças de emissão feitas por Krupnick, Oates e Van de Verg (1983) e McGartland e Oates (1985).

Krupnick, Oates e Van de Verg (1983) argumentam que a restrição de Montgomery sobre a troca de licenças de emissão é desnecessariamente restritiva. Os autores referem-se a ela como a “restrição de não degradação”. Retornando à Figura 1, na qual a alocação inicial de licenças foi E_2 , as negociações ocorreram ao longo da linha RS , em vez da restrição real LM . De fato, $q \leq q^*$ em todos os receptores, mas ocorre a um custo excessivamente alto de qualidade ambiental. O relaxamento dessa restrição apresenta uma modificação no sistema de Montgomery no qual, a condição de não degradação é eliminada e simplesmente é feita uma imposição de que a fonte com necessidade de aumentar sua emissão induza os poluidores

⁹ Gericamente, quando o número de receptores excede o número de fontes ($m < n$), o sistema geralmente será superdeterminado, de modo que não seja possível encontrar um vetor de emissões que torne a restrição de qualidade. Se $m > n$, mais de um vetor pode existir, permitindo a obtenção da solução de menor custo sob o sistema de licenças de emissão de Montgomery (KRUPNICK, OATES e VAN DE VERG, 1983).

existentes a reduzirem suas emissões o suficiente para evitar violações em qualquer ponto de receptor. O racional é apresentado na Figura 2 abaixo.

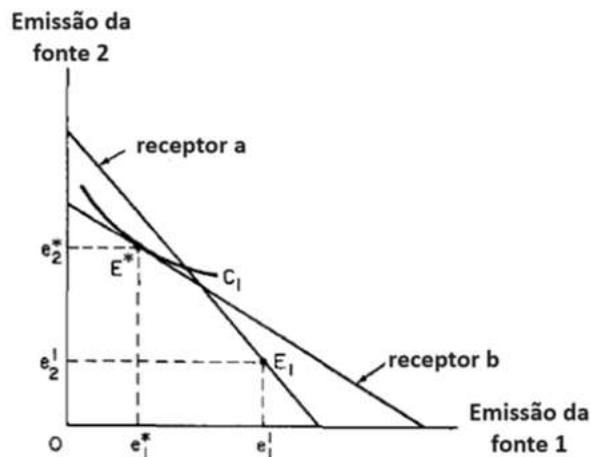


Figura 2 – Sistemas de licenças de emissão com relaxamento de restrição
Fonte: adaptado de Krupnick, Oates, & Van de Verg (1983).

Supondo que o ponto de partida seja E_1 , em que $E_1 = (e_1^1, e_2^1)$ e $E^* = (e_1^*, e_2^*)$ são os vetores de emissões. A empresa 2 pagaria à empresa 1 para reduzir suas emissões de e_1^1 para e_1^* , para que as emissões da fonte 2 sejam aumentadas em e_2^1 para e_2^* . Essa transação moveria o sistema diretamente de E_1 para E^* , esgotando os ganhos do comércio. Observa-se que a transação entre as fontes ocorre de maneira direta, tornando as firmas livres para comprar e vender licenças de emissão apenas sujeitas à restrição $EH = Q^*$, ou seja, limitadas apenas pela condição de que não haja violações dos padrões de qualidade do ar em nenhum ponto receptor. O relaxamento da restrição é a base da versão modificada do sistema de permissões baseado em emissões proposta por Krupnick, Oates, e Van de Verg (1983), denominada de “compensação de poluição” (POS).

O POS é uma mistura entre os sistemas de licenças de poluição e emissão de Montgomery, pois as licenças são definidas em termos de emissões, mas as transações diretas entre as fontes não ocorrem na base de um para um e, sim, em proporções que dependem dos efeitos relativos das emissões na qualidade ambiental nos receptores. Isso captura a essência de um esquema baseado no sistema de licenças para poluir. Além do equilíbrio de negociação coincidir com a solução de menor custo, ele é independente da alocação inicial de licenças de emissão. Krupnick, Oates e Van de Verg (1983) defendem que esse sistema híbrido atribui menos custos de transação para as fontes e também é mais congruente com a realidade dos

mercados de poluição, pois na prática, os poluidores lidam em um mercado baseado em emissões de compensação de poluição e não em vários pequenos mercados sob APS.

Baseado no trabalho de Krupnick, Oates e Van de Verg (1983), McGartland e Oates (1985) argumentam que, na verdade, a restrição imposta por Montgomery não é uma condição de não-degradação e sim, uma indexação permanente das licenças de emissão a poluidores específicos. Basicamente, essa indexação das permissões é feita pelas características de dispersão do detentor inicial. Se uma fonte *A* afeta os receptores 1 e 2 e uma fonte *B* afeta os receptores 1, 2 e 3, a restrição faz com que a aquisição do direito de poluir de *B* por *A* imponha ao poluidor *A* o direito de também poluir em 1, 2 e 3, mesmo que suas emissões não afetem a concentração de poluentes no receptor 3. A Figura 3 abaixo sintetiza o raciocínio.

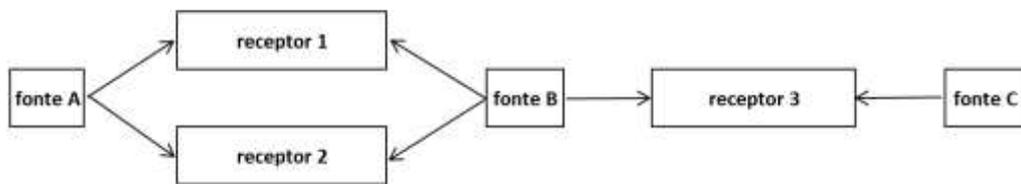


Figura 3 – Comércio sob licenças de emissão
Fonte: adaptado de McGartland e Oates (1985).

A discussão apresentada por McGartland e Oates (1985) vai de encontro com a modificação feita por Krupnick, Oates e Van de Verg (1983), na qual se as permissões baseadas em emissões estiverem desindexadas de fontes específicas, os poluidores não precisarão mais comprar direitos implícitos de poluir para receptores que não são do seu interesse, contribuindo para que o equilíbrio competitivo atenda às condições de menor custo.

McGartland e Oates (1985) também demonstraram que o problema do poluidor sob o POS é matematicamente idêntico ao problema do poluidor sob o APS (licença de poluição) de Montgomery. A prova é apresentada abaixo.

Caracterizando o problema do regulador sob o esquema de POS como:

$$\min \sum_i C_i(e_i)$$

$$s.a. \quad ED \leq Q^*, E \geq 0$$

E o problema do poluidor como:

$$C_i(e_i) + P_i(l_i^* - l_i^0)$$

s.a. $e_i \leq l_i^*$

Em que l_i^* é a quantidade de licenças mantida em equilíbrio e l_i^0 é a quantidade inicialmente distribuída para a fonte i .

Em um mercado verdadeiramente competitivo, o valor de uma licença de emissão, P_i , pode ser representado como a soma dos valores do direito de aumentar a concentração de poluentes em cada receptor j . Se o poluidor B , na Figura 3, quiser vender suas licenças de emissão, o poluidor A pagará pelo aumento das concentrações de poluentes nos receptores 1 e 2, enquanto o poluidor C pagará o preço competitivo pelo aumento da concentração de poluentes no receptor 3. Em resumo:

$$P_i = \sum_j h_{ij} p_j$$

em que p_j é o valor do direito de aumentar as concentrações de poluentes no receptor j em uma unidade. Reescrevendo o problema de minimização do poluidor, ele pode ser apresentado como:

$$\min C_i(e_i) + \sum_j h_{ij} p_j [(l_{ij}^* - l_{ij}^0)]$$

s.a. $e_i \leq l_i^*$

Observando que o termo $e_i h_{ij}$ é igual à concentração aumentada de poluentes no receptor j e o fato de que um direito de emissão pode ser repartido, representa-se l_i^* e l_i^0 como l_{ij}^*/h_{ij} e l_{ij}^0/h_{ij} , respectivamente. Em que l_{ij} é o direito de aumentar a concentração de poluentes no receptor j em uma unidade. Portanto, l_{ij} dividido por h_{ij} denota o direito de emissão implícito para a fonte i , preservando $j = 1, 2, \dots, n$.

Fazendo a substituição, o problema do poluidor é reescrito como:

$$\min C_i(e_i) + \sum_j h_{ij} p_j \left[\left(\frac{l_{ij}^*}{h_{ij}} - \frac{l_{ij}^0}{h_{ij}} \right) \right]$$

$$s.a. \quad e_i \leq l_{ij}^* / h_{ij}$$

Com o cancelamento do termo h_{ij} da função objetivo o problema de minimização resulta em:

$$\min C_i(e_i) + \sum_j p_j [(l_{ij}^* - l_{ij}^0)]$$

$$s.a. \quad h_{ij}e_i \leq l_{ij}^*$$

Percebe-se que o problema do poluidor e do regulador são idênticos aos mesmos problemas abordados na proposta de Montgomery de licenças para poluir e, uma vez que os problemas são matematicamente iguais, pode-se recorrer às provas formais de Montgomery sobre a existência do equilíbrio e cumprimento das condições de primeira ordem do problema de otimização conjunto de custos.

Krupnick, Oates e Van de Verg (1983) enfatizam que o número de fontes participantes do comércio para atingir o padrão de emissões de menor custo é o mesmo sob ambos os sistemas, pois os dois esquemas implicam a mesma transferência de direitos de emissão entre fontes a partir de qualquer alocação inicial de licenças para o equilíbrio. A diferença está no número de transações individuais necessárias para atingir a solução.

De volta à transação proposta, em que o poluidor A compra permissões do poluidor B , recorda-se de que as emissões de A não afetam a concentração de poluentes no receptor 3, enquanto as de B afetam. Sob os sistemas de compensação, B é livre para incluir o poluidor C (que afeta apenas o receptor 3) no processo de negociação. Então, quando B reduz suas emissões, A e C podem aumentar as suas simultaneamente. O maior grau de flexibilidade é óbvio.

3.1.6 A escolha entre sistemas: a simplificação para o caso de controle de GEE

Como observado até o momento, o manejo dos problemas ambientais depende fundamentalmente das características de cada poluente e questões geográficas. Por isso, Montgomery, introduz uma matriz de coeficientes de difusão para incorporar o aspecto espacial da contaminação.

Em situações em que a dimensão espacial é significativamente relevante, como é o caso de material particulado suspenso e de dióxido de nitrogênio, por exemplo, o refinamento espacial se mostra importante. No entanto, um refinamento implica um *trade-off* entre as economias nos custos de redução e os custos de transação mais elevados associados à necessidade de fazer distinções espaciais mais precisas. Nesses casos, é interessante a discussão sobre a consideração das diferentes abordagens, acima citadas, para o design de um sistema de licenças (MCGARTLAND e OATES, 1985).

Por outro lado, há situações em que o custo de uma solução perfeita não é justificável, pois as economias nos custos de transação e a simplificação dos processos de negociação podem superar os custos excessivos de redução da poluição, especialmente quando não há uma diferenciação precisa entre as fontes de poluição ou as áreas afetadas.

Para o tratamento do problema ambiental deste trabalho, o *framework* de Montgomery pode ser ainda mais simplificado, uma vez que ao fenômeno de aquecimento global cabe a interpretação da dispersão de poluentes como uniformes e que não depende da localização específica das fontes de emissão. Assim, é suficiente considerar um único ponto receptor de monitoramento de qualidade¹⁰, ou seja, $n = 1$, tornando a matriz de coeficientes de difusão uma matriz unitária.

Observando o modelo de licenças para poluir, um único ponto receptor significa um mercado único. Já para o mercado de licenças de emissão, a zona seria única e abarcaria toda a área de dispersão. O mesmo vale para um esquema sob POS, no qual o sistema de compensação de emissão e redução ocorreria em uma base de um para um. Portanto, se uma unidade de emissão tem o mesmo efeito nas concentrações em todos os pontos de uma área, os três sistemas abordados anteriormente coincidem. Essa simplicidade proporciona as vantagens das três configurações abordadas: implica economia de custos de transação para as fontes que operam em mercado único via mercado de licenças de poluição; em maior volume de comércio devido à agregação de mais compradores e vendedores sob o mercado de licenças de emissão; maior

¹⁰ Outro exemplo no qual o mercado pode ser considerado como único ponto receptor é o caso de emissão de clorofluorocarbonetos (CFCs), pois a localização das emissões não é relevante, visto que o problema do ozônio pode ser caracterizado como um bem público global, de modo que não há necessidade de diferenciar os incentivos para a redução pela localização da fonte. Um sistema de *cap-and-trade* para CFCs foi utilizado nos Estados Unidos para auxiliar na conformidade com o Protocolo de Montreal, destinado a retardar a taxa de degradação da camada de ozônio estratosférico. O Protocolo exigia reduções no uso de CFCs e impunha limitações tanto na produção quanto no consumo de CFCs. O programa da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos para aderência ao Protocolo de Montreal envolvia uma série de regulamentações, imposto e emissão de licenças. Uma abordagem semelhante também foi utilizada na União Europeia, que também implementou um esquema de comércio de licenças entre 1991 e 1994, até que a produção fosse praticamente eliminada. O mesmo ocorreu no Canadá, entre 1993 e 1996 (HAHN e STAVINS, 2011).

operacionalidade via uma taxa de transação única sob o esquema OPS, além de simplificação do planejamento para a agência (KRUPNICK, OATES e VAN DE VERG, 1983).

3.2 Extensões: *banking e borrowing*

Existem diversos atributos que devem ser especificados em um ETS. Incrementos de *design* e questões de implementação constituem as particularidades de cada programa de redução e controle de poluição. A negociação de emissões geralmente se refere a negociações espaciais no mesmo período de tempo, mas a maioria dos programas de *cap-and-trade* agrega em seu desenho negociações intertemporais. Essa possibilidade permite às entidades reguladas o “*banking*”, que é resguardo das permissões não utilizadas na dedução de suas emissões, para venda ou uso para abatimento próprio em período posterior. O oposto também é possível, no qual as fontes emitem mais do que o permitido, sendo a diferença computada como um empréstimo que será compensado por uma redução maior de emissão em períodos posteriores, denominado como “*borrowing*”. Um mercado com essas opções permite que as empresas reduzam as emissões diretamente, comprem, vendam, realizem *banking e borrowing* para cumprir padrões de qualidade ou, até mesmo, especulem.

O *banking* é frequentemente empregado como forma de reduzir a volatilidade no preço das permissões, pois a economia das permissões em períodos de baixa demanda e uso em períodos de alta demanda tende a suavizar as flutuações. O mecanismo foi testado e introduzido com o passar dos períodos de revisão dos programas de negociação de licenças. Na literatura, essa poupança geralmente é abordada como positiva devido à criação de incentivos para o cumprimento da meta ambiental e uma redistribuição intraperíodos das emissões que resulta em danos sociais mais baixos.

Já o *borrowing* é retratado como duas faces de uma mesma moeda. Tietenberg (2003) destaca a importância da flexibilidade intertemporal, especialmente para as indústrias nas quais grandes investimentos são necessários, pois permite que fontes adaptem o cronograma de desembolso de capital. Já Chevallier (2012), cita que os agentes com altos custos de abatimento de poluição irão justamente postergar os investimentos custosos em tecnologias, emprestando permissões de períodos futuros, concentrando as emissões nos primeiros períodos e adiando o alcance do padrão ambiental. Percebe-se que reservar ou emprestar licenças altera o fluxo de emissão ao longo do tempo e conseqüentemente afeta o mercado e controle de poluição.

A introdução dessa flexibilidade para as fontes gerenciarem suas emissões ao longo do tempo pode resultar em um caminho intertemporal do custo marginal que não segue estritamente a regra de Hotelling¹¹

Esta seção apresenta formalmente os mecanismos acima citados e como eles podem ser incluídos em um mercado de negociações de licenças com o objetivo principal de verificar quais os impactos são produzidos. O tratamento geral da negociação, banco e empréstimo de emissões, que será apresentado abaixo, é o modelo intertemporal contínuo de Rubin (1996). Seu modelo de equilíbrio parcial do mercado de licenças é considerado a base para diversos estudos e modificações posteriores.

3.2.1 Modelo Intertemporal de negociação, *banking* e *borrowing*:

Em *A Model of Intertemporal Emission Trading, Banking, and Borrowing*, Rubin (1996) preenche uma lacuna que existia na literatura ambiental, desde Montgomery (1972), que era justamente um tratamento abrangente da negociação de permissão entre n empresas heterogêneas na presença de padrões de poluição ao longo do tempo. O autor se baseia no artigo estático seminal de Montgomery sobre o mercado de poluição. Conforme observa Rubin (1996), a contribuição mais valiosa do seu trabalho, até mais valiosa que a observação das economias de custo, é utilizar o quadro de tempo contínuo para obter uma solução explícita do caminho temporal de emissões.

3.2.2 O problema de otimização custo conjunto

O problema de otimização de custo conjunto é o mesmo já apresentado no tópico 3.1.5. Inicialmente, ao apresentar o problema estático da minimização de custo total, ou problema do

¹¹ Em economia dos recursos naturais, a regra de Hotelling, apresentada por Hotelling (1931) em *The Economics of Exhaustible Resources*, sugere que o preço de um recurso esgotável deve aumentar à taxa de juros ao longo do tempo, assumindo que não há mudanças nas condições de demanda e oferta. Aplicada ao contexto de permissões de emissão, significa que o custo marginal das permissões aumenta à taxa de juros real, quando não há restrições vinculativas, refletindo o custo de oportunidade de manter o recurso. Isso ocorre porque, à medida que o recurso se esgota, seu valor aumenta, incentivando os proprietários a reterem o recurso e vendê-lo no futuro, quando esperam obter um preço mais alto. Ao longo de sua análise, Hotelling assume que a produção de uma mina é reduzida a zero no ponto terminal. Sob essa condição de exaustão completa, o conceito de “custo marginal total” deve incluir um termo que reflita o custo alternativo de produzir uma unidade adicional em vez de vendê-la no momento terminal. Em outras palavras, o custo total incluiria não apenas os custos diretos de extração, mas também a perda de oportunidade de vender o recurso no futuro.

regulador, o padrão ambiental era vinculante e, portanto, a restrição do problema era apresentada como $EH \leq L^0$ e $E \geq 0$. Com a possibilidade de *banking* e *borrowing* a natureza do padrão pode ser alterada, uma vez que as fontes podem emitir acima do padrão em alguns pontos no tempo. A restrição ambiental passa a ser a conformidade do padrão cumulativo ao longo do tempo.

O regulador faz a alocação inicial de licenças $l_i^0(t)$. A diferença de notação para a alocação de permissões em comparação com a notação utilizada na seção 3.1, no qual se considerava a dimensão geográfica, reflete a discussão de interesse para o trabalho, já abordada no tópico 3.1.7, que assume a existência de apenas uma única localidade.

A quantidade de emissões a cada período $e_i(t)$ é uma variável de controle e $e_i(t) \geq 0$ para todo i . $B_i(t)$ é a variável que descreve o nível de emissões armazenadas (ou “emissões bancadas”), refletindo as condições atuais das emissões e as decisões tomadas ao longo do tempo. $B = \sum B_i$ é o estoque agregado de emissões bancadas e \dot{B} é a taxa de variação das emissões bancadas agregadas. No ponto de partida, não há estoque agregado de emissões bancadas ($B(0) = 0$) e considera-se que o banco não pode ser negativo ($B(t) \geq 0$) ou seja, só há reservas de permissões e nunca há empréstimos ($B(t) < 0$).

A função ótima J^{**} minimiza a soma dos custos de redução de emissão, que passam a ser descontados e o problema de minimização do custo conjunto é apresentado da forma abaixo:

$$\begin{aligned}
 J^{**} &\equiv \min_{e_i} \int_0^T e^{-rt} \sum_i^n C_i(e_i(t)) dt \\
 \text{s.a.} \quad &\dot{B} = \sum_{i=1}^n (l_i^0(t) - e_i(t)) \\
 &B(0) = 0, \quad B(t) \geq 0 \\
 &e_i(t) \geq 0
 \end{aligned}$$

Assim, o problema do regulador, agora, visa uma otimização intertemporal dos custos conjuntos de redução de poluição, no qual ϕ é o multiplicador para a restrição de não-negatividade do banco:

$$H \equiv e^{-rt} \left[\sum_{i=1}^n C_i(e(t)) \right] + \theta \left[\sum_{i=1}^n (l_i^0(t) - e_i(t)) \right] \quad (3.25)$$

$$L \equiv e^{-rt} \left[\sum_{i=1}^n C_i(e(t)) \right] + \theta \left[\sum_{i=1}^n (l_i^0(t) - e_i(t)) \right] - \phi B \quad (3.26)$$

Para obtenção de um ótimo, o problema deve garantir que H seja convexo em e_i e B , e que as condições abaixo sejam atendidas:

$$\frac{\partial L}{\partial e_i} = e^{-rt} C_i'(e_i) - \theta \geq 0; \quad e_i \geq 0, \quad e_i \frac{\partial L}{\partial e_i} = 0 \quad (3.27)$$

$$\dot{B} = \frac{\partial L}{\partial \theta} = \sum_{i=1}^n (l_i^0(t) - e_i(t)) \quad (3.28)$$

$$\dot{\theta} = -\frac{\partial L}{\partial B} = \Phi; \quad B \geq 0; \quad \Phi \geq 0, \quad \Phi B = 0 \quad (3.29)$$

$$B(T) \geq 0; \quad -\theta(T) \geq 0; \quad B(T)\theta(T) = 0 \quad (3.30)$$

A proibição do empréstimo, inclusive implementada no pioneiro programa de comercialização de permissões de poluição Título IV¹², impõe uma restrição adicional que altera a forma como as empresas gerenciam suas permissões de emissão. Enquanto um horizonte finito com empréstimo forçaria o pagamento das dívidas ao final do período, a proibição do empréstimo impõe uma disciplina mais imediata em cada ciclo de conformidade. Por isso, o uso da proibição, pois sua aplicação visa uma gestão mais conservadora das emissões ao longo do tempo.

Destaca-se a interpretação econômica das condições 3.27 e 3.29. A equação 3.27 afirma que o custo marginal de redução presente descontado ($-e^{-rt} C_i'(e_i)$) é igual ao valor marginal de uma unidade adicional de emissão bancada ($-\theta$). Portanto, reduzir uma tonelada de CO_2e é custoso, mas guardar uma permissão tem valor. O ponto ótimo ocorre quando o custo de reduzir e o benefício de ter uma tonelada a mais de permissão no *banking* se igualam. Também é verificado que o valor marginal de uma unidade de emissões no banco é negativo. Em termos econômicos, isso significa que se o sistema tivesse mais uma permissão disponível, o custo total de abatimento cairia, pois reduzir menos emissões nos períodos em que o custo de abatimento é mais alto alivia o esforço de redução e gera economia para o sistema.

¹² Título IV da *Clean Air Act Amendments* de 1990 criou o *Acid Rain Program*, um sistema de comércio de emissões para reduzir a poluição por SO_2 e NO_x , principais causadores da chuva ácida.

Na equação 3.29 percebe-se como o valor marginal das emissões bancadas se comporta em relação à possibilidade de empréstimo de emissões. Se é permitido o empréstimo de permissões, a restrição nunca será vinculante e portanto, $\Phi = 0$ e B é irrestrito em sinal, indicando que o valor marginal de uma unidade de permissão estocada é constante e negativo.

Por outro lado, se o estoque estiver esvaziado e houver necessidade de fazer frente ao seu fluxo de emissão, a restrição torna-se ativa ($\Phi > 0$) e o sistema enfrenta escassez crescente. Como não é possível antecipar permissões, a opção será realizar abatimentos mesmo quando isso é mais custoso. Isso torna cada permissão adicional ainda mais valiosa. Em outras palavras, quanto mais negativa for θ , maior o alívio que uma permissão adicional traria ao custo total de abatimento.

Por fim, T representa o período terminal, e a condição 3.30 demonstra que, para assegurar a consistência das soluções ótimas, é necessária a condição de transversalidade. A interpretação econômica dessa condição é que, para alcançar o valor mínimo de J^{**} , uma das seguintes situações deve ocorrer no período final: ou o estoque de permissões está esgotado, ou o valor marginal da emissão é nulo. Em outras palavras, deixa de ser economicamente vantajoso utilizar as permissões ambientais, ou pela falta de permissões disponíveis, ou pela igualdade entre os benefícios marginais e os custos marginais, sugerindo que não há ganho adicional em sua utilização.

3.2.3 O problema da fonte poluidora

O próximo passo é avaliar o problema pela perspectiva da fonte i . A função ótima J^{**} minimiza o desembolso da firma descontado, tal que $P(t)$ é o preço instantâneo das permissões e não há emissões negativas. Além de $e_i(t)$, $y_i(t)$ é uma variável de controle que indica a quantidade de permissões negociadas ao preço de mercado, sendo $y_i > 0$ ou $y_i < 0$ para permissões compradas ou vendidas, respectivamente.

Novamente, no ponto de partida, o *banking* é zero ($B_i(0) = 0$), as fontes não possuem saldo de *banking* negativo ($B_i(t) \geq 0$, ou seja, *borrowing* não é permitido) e no período terminal a empresa está livre para manter quaisquer estoques não negativos de permissões de emissão bancadas.

$$J_i^* \equiv \min_{y_i, e_i} \int_0^T e^{-rt} [C_i(e_i(t)) + P(t)y_i(t)] dt$$

$$\begin{aligned}
s.a. \quad \dot{B} &= l_i^0(t) - e_i(t) + y_i(t) \\
B_i(0) &= 0, \quad B_i(t) \geq 0 \\
e_i(t) &\geq 0
\end{aligned}$$

A restrição apresentada acima informa que as mudanças no banco de emissões são iguais à diferença entre o padrão e o nível de emissão mais quaisquer permissões negociadas.

Então, o problema de otimização pode ser resolvido seguindo os passos abaixo¹³:

$$H_i \equiv e^{-rt} [C_i(e(t) + Py_i) + \lambda_i [l_i^0 - e_i + y_i]] \quad (3.31)$$

As condições de otimalidade são:

$$\frac{\partial H_i}{\partial e_i} = e^{-rt} C'_i(e_i) - \lambda_i \geq 0; \quad e_i \geq 0, \quad e_i \frac{\partial H_i}{\partial e_i} = 0 \quad (3.32)$$

$$\frac{\partial H_i}{\partial y_i} = e^{-rt} P + \lambda_i = 0 \quad (3.33)$$

$$\frac{\partial H_i}{\partial \lambda_i} = l_i^0 - e_i + y_i = \dot{B}_i \quad (3.34)$$

$$\dot{\lambda}_i = -\frac{\partial H_i}{\partial B_i} = \varphi_i; \quad B_i \geq 0, \quad \varphi_i \geq 0, \quad \varphi_i B_i = 0 \quad (3.35)$$

$$B_i(T) \geq 0, \quad \lambda_i(T) \geq 0, \quad B_i(T) \lambda(T) = 0 \quad (3.36)$$

Destaca-se as interpretações das equações 3.32, 3.33 e 3.35.

Equação 3.32 afirma que se a fonte i realiza alguma emissão ($e_i > 0$), então os custos marginais de redução presentes descontados são iguais ao valor marginal de uma unidade adicional de emissão bancada pela empresa ($-e^{-rt} C'_i(e_i) = -\lambda_i$). Se os custos marginais de

¹³ Essa resolução é uma opção alternativa apresentada pelo autor que considera trajetórias de preços para as quais existe uma solução para o problema das empresas, sem limites para as negociações instantâneas. Exceto em dois casos nos quais não há solução para o problema: quando a fonte possui uma estratégia de menor custo que visa vender um número máximo limitado de permissões em qualquer momento, ou quando os custos marginais de redução de uma empresa são tão altos que ela preferiria não realizar atividades de redução, mas simplesmente comprar o máximo possível de permissões. Essa opção, segundo o próprio Rubin (1996), foi adotada por praticidade e evita o requisito de adicionar restrições de limites na negociação instantânea sobre o problema de otimização, que são necessárias quando se deseja um percurso arbitrário nos preços, uma vez que a função objetivo é linear em y_i .

abatimento descontados forem menores do que o valor presente de uma unidade adicional de emissões no banco, ($-e^{-rt}C'_i(e_i) < -\lambda_i$) então é mais vantajoso para a fonte reduzir suas emissões, em vez de emitir mais poluentes ($e_i = 0$). O fato de o valor marginal das emissões armazenadas ser negativo reflete a preferência da empresa por não reduzir poluentes diretamente, mas, em vez disso, usar emissões bancadas para compensar suas emissões. Isso sugere que a empresa prefere evitar custos mais altos associados ao abatimento direto, ou seja, ter mais emissões disponíveis no banco pode ser benéfico economicamente, resultando em custos de abatimento mais baixos e, conseqüentemente, custos totais mais baixos.

A Equação 3.35 afirma que se o empréstimo fosse autorizado, então o valor marginal de uma unidade de emissões armazenadas seria constante, pois a restrição não é ativa. Já para o caso no qual a empresa deseja realizar empréstimo de permissões devido a um cenário de estoque exaurido, mas são limitadas, o valor para a empresa de uma unidade adicional de emissões no banco é decrescente (a restrição é vinculante e $\varphi_i > 0$).

Já a equação 3.33 indica como as empresas decidem comprar ou vender permissões, com o objetivo de equilibrar seus custos marginais com os preços das permissões no mercado, e como as restrições sobre os preços das permissões são necessárias para manter a estabilidade do sistema de negociação de licenças. A fonte comprará ou venderá y_i permissões de modo que o custo marginal descontado de uma unidade no banco seja igual ao seu preço descontado. Para que a fonte i tenha uma solução sem limites nas compras ou vendas de permissões ao longo de todo o horizonte de tempo, os preços das permissões devem seguir uma trajetória definida por $\alpha = e^{-rt}P + \lambda_i$.

A variável α expressa o valor total, para a firma, de possuir uma licença em determinado momento do tempo. Esse valor é composto por duas partes. A primeira, representa o preço da permissão no mercado, trazido a valor presente. A segunda, (λ_i) reflete o valor marginal de guardar esse direito para uso futuro. Assim, α corresponde à consideração da firma sobre o que pode ser obtido agora com a venda ou uso da permissão, bem como sobre o benefício potencial de utilizá-la estrategicamente em um período posterior.

Essa expressão é central para definir a trajetória dos preços ao longo do tempo. A formalização detalhada dessa condição, bem suas as implicações dinâmicas da trajetória ótima e ressalvas quanto às restrições sobre *banking* e *borrowing*, será apresentada no Apêndice A.

3.2.4 Equilíbrio

É necessário modificar a definição de equilíbrio de mercado, abordada no tópico 1.4, para incluir o comércio dinâmico. Para garantir que o equilíbrio seja alcançado, deve-se assumir que a decisão de ajuste de compra ou venda responda de maneira suave às mudanças no preço, mesmo que a empresa decida abruptamente comprar ou vender uma quantidade diferente de permissões em um determinado momento.

Por definição, um equilíbrio de mercado intertemporal em permissões de emissão ao longo de um horizonte de T períodos consiste nos vetores $Y^*(t) = (y_1^*(t), \dots, y_n^*(t))$ e $E^*(t) = (e_1^*(t), \dots, e_n^*(t))$ e no escalar $P^*(t) > 0$ tal que $Y^*(t)$ e $E^*(t)$ minimizam os custos de cada fonte dado $P^*(t)$, de acordo com o problema da fonte poluidora.

A condição de *market clearing* é:

$$\sum_{i=1}^n y_i^*(t) = 0 \quad (3.37)$$

Além disso, a minimização de custos requer que o preço de uma unidade de poluição no banco seja zero no período terminal ou que o estoque de permissões de todas as empresas seja zero:

$$P^*(T) \left[\sum_{i=1}^n B_i^*(T) \right] = 0 \quad (3.38)$$

A prova da existência de um equilíbrio apresentado por Rubin (1996) sugere que, no mercado de permissões de emissão ao longo do tempo, as empresas não estão constantemente comprando e vendendo permissões na taxa máxima possível a cada momento. Em vez disso, elas tomam decisões estratégicas em relação às suas transações de permissões, em vez de apenas buscar maximizar suas transações em cada momento individual. Em outras palavras, elas estão considerando o impacto de suas decisões no mercado como um todo ao longo do tempo e não buscando ganhos imediatos.

Agora é necessário mostrar que a solução de mercado é a solução de menor custo. Primeiramente, deve-se observar como o aumento do preço das licenças ($P(t)$) afeta a quantidade total de emissões (E).

Considerando que os preços das permissões são uma função do custo de redução de emissão de todas as fontes $P = g(C_1(e_1), \dots, C_n(e_n))$ e as equações $e^{-rt}C'_i(e_i) - \lambda_i \geq 0$ (3.32) e $e^{-rt}P + \lambda_i = 0$ (3.33), obtém-se $C'_i(e_i) + P(t) = 0$. Para encontrar um valor de emissões que seja consistente com a correspondência entre custo marginal e preço das permissões, mesmo que essa associação não seja diretamente definida, pode-se defini-la implicitamente.

Assumindo a relação implícita assume-se a relação implícita $e_i = e_i(P(t))$, em que $\frac{\partial E}{\partial P(t)} = -1/C''_i < 0$, sendo $C''_i > 0$. Ou seja, à medida que o preço das permissões aumenta, as empresas tendem a encontrar maneiras mais eficientes e menos custosas de reduzir suas emissões, o que leva a uma diminuição no custo marginal de abatimento, embora a uma taxa decrescente. Esse fenômeno implica que, conforme o preço das permissões sobe, a quantidade total de emissões tende a diminuir. Em resumo, o aumento no preço das permissões não apenas reduz o custo de abatimento das emissões, mas também incentiva uma menor emissão de poluentes.

Ao longo de T períodos, a quantidade total de emissões é:

$$\int_0^T \sum_{i=1}^n e_i(P^*(z)) dz = \int_0^T \sum_{i=1}^n l_i^0(z) dz \quad (3.39)$$

Uma implicação das condições de equilíbrio é a relação entre o caminho de preço das permissões e o *banking* no equilíbrio. A equação 3.40 descreve como o comportamento do mercado influencia a mudança agregada no banco:

$$\dot{B} = \sum_{i=1}^n l_i^0(t) - e_i(P(t) + y_i(P(t))) \quad (3.40)$$

Dado a condição de *market clearing* $\sum_{i=1}^n y_i^*(t) = 0$, a quantidade de emissões bancadas armazenadas em qualquer momento t e a equação acima pode ser escrita como:

$$B(t) = \int_0^t \sum_{i=1}^n (l_i^0(z) - e_i(P(z))) dz \quad (3.41)$$

Independentemente da possibilidade de empréstimo ou não, ao longo de todo o horizonte temporal, o agregado das emissões bancadas deve ser não negativa.

$$B(T) = \int_0^t \sum_{i=1}^n \left(l_i^0(z) - e_i(P(z)) \right) dz \geq 0 \quad (3.42)$$

A importância das equações 3.40 a 3.42 está em apresentar a dinâmica de uso e armazenamento de permissões. Permissões podem ser acumuladas no banco quando os custos de redução estão baixos e utilizadas em períodos futuros, quando os custos são mais altos. O resultado é um ajuste intertemporal eficiente, desde que respeitada a restrição de não negatividade no agregado. A trajetória de preços, as reações das firmas e a dinâmica do *banking* estão interligadas por meio das condições de equilíbrio, que asseguram que o funcionamento do mercado. A equação 3.42 é usada para demonstrar que o resultado do mercado é eficiente, ou seja, o custo total das firmas no equilíbrio ($\sum_{i=1}^n J_i^*$) é igual ou menor que o custo mínimo possível para o sistema como um todo (J^{**}). A demonstração formal dessa equivalência encontra-se no apêndice do trabalho de Rubin (1996), estruturada com base na abordagem teórica proposta por Montgomery (1972).

3.2.5 Trajetória das emissões

Com base nas condições anteriormente apresentadas é possível avaliar como as empresas ajustam seus fluxos de emissão de acordo com a possibilidade de *banking* e *borrowing*. Compreender esses ajustes é importante para avaliar como o comportamento de emissão pode impactar a meta ambiental.

Considerando que as empresas igualam custos marginais de redução ao valor marginal das emissões bancadas, para obter a variação da emissão ao longo do tempo, deriva-se $e^{-rt} C_i'(e_i^*(t)) - \lambda_i = 0$ (equação 3.33) com relação a t . Obtém-se o caminho temporal de $e_i(t)$:

$$\dot{e}_i = \frac{rC_i'(e_i)}{C_i''(e_i)} + \frac{e^{rt}(\dot{\lambda}_i)}{C_i''(e_i)} \quad (3.45)$$

Substituindo equação 3.35:

$$\dot{e}_i = \frac{rC_i'(e_i)}{C_i''(e_i)} + \frac{e^{rt}\phi_i}{C_i''(e_i)} \quad (3.46)$$

A equação acima descreve como as empresas gerenciam suas emissões considerando tanto os custos de abatimento quanto as restrições regulatórias. Sendo $\frac{rC'_i(e_i)}{C''_i(e_i)} < 0$ e $\frac{e^{rt}\phi_i}{C''_i(e_i)} \geq 0$.

Se as fontes desejam tomar empréstimos e não há nenhuma proibição sobre *borrowing*, se apenas desejam bancar emissões sem recorrer ao empréstimo, tem-se $\phi_i(t) = 0$, o que implica que $\frac{e^{rt}\phi_i}{C''_i(e_i)} = 0$. Portanto, a equação 3.44 demonstra que os fluxos de emissão das empresas diminuirão ao longo do tempo.

Por outro lado, quando as empresas desejam tomar empréstimos de emissões, mas não estão autorizadas a fazê-lo, $\phi_i(t) > 0$, e, conseqüentemente, $\frac{e^{rt}\phi_i}{C''_i(e_i)} > 0$. Retomando a equação 3.44, caso o seu segundo termo for maior que o primeiro em magnitude, as emissões agregadas poderiam aumentar ao longo do tempo quando os empréstimos não são permitidos. Isso, no entanto, ocorreria, apenas quando os padrões de emissão estiverem se tornando menos rigorosos. Essa ressalva sobre o comportamento de crescimento das emissões quando os padrões estiverem menos estritos é importante, pois a forma como o regulador vai conduzir a política de restrição de poluição faz toda a diferença sobre a decisão de *banking* ou *borrowing* das fontes.

Quando os padrões são constantes ao longo do tempo, então é mais interessante para a fonte poluidora, em termos de economia de custo, tomar empréstimos de emissões, $B_i < 0$, nos primeiros anos e pagá-los de volta nos anos posteriores. Isso é verdadeiro porque, como foi mostrado anteriormente, o custo marginal presente de abatimento deve ser constante quando o banco e os empréstimos são permitidos.

Já se a fonte espera que os custos futuros de abatimento não descontados aumentem mais do que a taxa de desconto, ela opta por acumular permissões, $B_i > 0$. A única maneira de os custos de abatimento não descontados aumentarem ao longo do tempo é se o nível de abatimento aumentar ao longo do tempo. Se os danos das emissões forem uma função convexa e os padrões estiverem se tornando mais rigorosos ao longo do tempo, o *banking* pode ser socialmente benéfico, pois ao dar às empresas um incentivo para mais do que cumprir os padrões atuais, os danos sociais podem ser reduzidos. Essa dinâmica ocorre, por exemplo, no *European Union Emissions Trading System (EU ETS)*, no *Tokyo Cap-and-Trade*, no *California Cap-and-Trade Program*, no *Beijing Pilot ETS*, no *Shenzhen Pilot ETS*, no *Québec Cap-and-Trade System*, no *German National Emissions Trading System*, no *Indonesian Economic Value of Carbon Trading Scheme*, *Regional Greenhouse Gas Initiative (RGGI)* e no *New Zealand Emissions Trading Scheme*.

O oposto é verificado se os danos da poluição forem convexos e há autorização para o empréstimo, pois a antecipação de emissões futuras para o presente aumentará os danos ambientais. Como as empresas avaliam o custo de oportunidade de adquirir permissões de emissão agora versus no futuro, elas desejarão tomar empréstimos quando os preços das permissões crescerem a uma taxa menor que a taxa de juros, forem constantes ou realmente diminuïrem ao longo do tempo. Portanto, as empresas almejam tomar empréstimos de emissões quando os padrões forem constantes ou não se tornarem mais rigorosos a uma taxa suficientemente alta. Se as empresas devem ou não ser autorizadas a tomar empréstimos, à custa do aumento dos danos ambientais, depende de equilibrar a economia de custos para as empresas com o dano adicional causado pelos empréstimos. Alguns sistemas de comércio de emissões que permitem o *borrowing* incluem o *China National ETS*, o *United Kingdom ETS* e o *Australian Safeguard Mechanism*.

3.3 Curva de custo marginal de abatimento

A construção das curvas de custo marginal de abatimento (MAC) é uma questão crucial para a análise econômica de um cenário de baixo carbono e também é necessária para o cumprimento do objetivo deste trabalho.

Kesicki e Ekins (2012) examinam o desenvolvimento conceitual e a aplicação prática das curvas MAC, que fazem parte do conceito de curvas de redução, ou curvas de economia. Segundo os autores, essas curvas funcionam como ferramentas para estimar o potencial técnico e econômico de redução do consumo de energia ou das emissões de poluentes, ajudando a visualizar quais medidas podem ser implementadas para alcançar eficiência energética ou redução de emissões, considerando os custos e benefícios envolvidos. Os autores também descrevem como a abordagem foi adaptada ao longo do tempo: após as crises do petróleo na década de 1970, Meier (1982) elaborou as primeiras curvas voltadas à redução do consumo de eletricidade; em seguida, essa abordagem foi aplicada ao abatimento de poluentes atmosféricos (RENTZ et al., 1994), e, por fim, empregada à redução de emissões de carbono nos anos 1990 (JACKSON, 1991; MILLS et al., 1991).

O estabelecimento de um sistema de *cap-and-trade* requer a definição de metas de redução de emissões e, portanto, a estimativa das quantidades de emissões que podem ser abatidas por diferentes economias, setores ou medidas de mitigação, bem como os respectivos

custos. As curvas de MAC fornecem aos tomadores de decisão, seja o regulador ou os setores produtivos, informações sobre as oportunidades de substituição menos poluentes que atendam à mesma necessidade.

Embora as curvas MAC forneçam essa análise valiosa sobre a execução de um cenário de baixo carbono, não existe um método único para sua construção, e suas estimativas são desafiadoras devido à complexidade, seja por integrar tecnologias específicas que propiciam o abatimento em modelos econômicos, seja por considerar a variabilidade regional e setorial nas condições econômicas e tecnológicas. Geralmente, as curvas de MAC podem ser estimadas com uma abordagem tecnológica *bottom-up* ou baseadas em modelos *top-down*.

As curvas MAC com foco tecnológico buscam quantificar os custos associados à redução de emissões e avaliar o potencial de várias medidas de mitigação implementadas de acordo com projetos técnicos e de engenharia. Nas curvas de abordagem tecnológica, os valores são na verdade um ordenamento dos custos da tecnologia mais barata até a mais cara, associando-as aos níveis incrementais de redução das emissões (MOTTA et al., 2012).

McKinsey & Company (2009), Banco Mundial (2010), Henriques Júnior (2010) e Souza e Pacca (2023) apresentam estimativas dos custos marginais por essa abordagem para o Brasil.

O resultado é o custo marginal de abatimento de um projeto, por exemplo, aterro com queima de CH_4 e recuperação de calor de fornalha expressos monetariamente por unidade de massa de CO_2e (US\$ ou R\$/ tCO_2e). Considerando as tecnologias de abatimento disponíveis em um modelo *bottom-up*, a curva MAC representa a perda marginal de lucros ao evitar a última unidade de emissão, dado certo nível de produção (KIUILA e RUTHEFORD, 2011).

Em comum, os trabalhos citados apresentam um árduo levantamento de informações sobre quais estratégias de baixo carbono podem ser implementadas. Tal processo demanda estudos setoriais específicos, com entrevistas às indústrias para mapear processos, investimentos necessários e taxas de retorno. Os custos marginais por ações de mitigação também podem ser agregados para que seja possível observar a curva MAC por setores da economia. É o que o Motta et al. (2012) faz a partir dos dados de Henriques Júnior (2010), aglutinando as informações para delinear o custo de 11 setores. Realizar essa agregação também exige diligência para evitar a simples soma dos potenciais de mitigação avaliados de forma independente, o que poderia induzir problemas de contagem dupla.

Ainda que essa abordagem ofereça detalhamento tecnológico, o número e diversidade dos setores envolvidos impede a cobertura de todos os custos. Assim, as despesas e receitas são aqueles diretas e mensuráveis. Isso resulta em cálculos comumente superestimados e com

custos negativos para grandes quantidades de abatimentos potenciais. Por exemplo, no estudo do Motta et al. (2012), o agregado para toda economia gera um resultado total negativo, como se as medidas de mitigação potencialmente implementáveis fossem geradoras de receita.

Nordhaus e Yang (1996), Ellerman e Decaux (1998), Hyman et al. (2002) e o Modelo GEM-E3 (CAPROS et al., 2013) e estão entre os estudos que estimaram curvas MAC para analisar o comércio inter-regional (entre países) e intersetorial de emissões, utilizando uma abordagem metodológica *top-down* baseada em modelos de equilíbrio geral computável. Modelos como POLES (KERAMIDAS et al., 2017) e o PRIMES (EUROPEAN COMMISSION, 2024) também são uma abordagem *top-down*, porém com modelo de equilíbrio parcial destinado a setores específicos da economia, sem considerar interações econômicas mais amplas.

Em um modelo *top-down*, a curva MAC é definida pelo preço sombra gerado pela restrição de emissões de poluição. Os preços sombra das restrições de emissão aumentam conforme as metas de redução se tornam mais rigorosas, implicando que os custos marginais de abatimento sejam sempre positivos, pois refletem o custo incremental de reduzir a última tonelada de poluição. Dessa forma, a abordagem assegura que as medidas de mitigação evitem a ocorrência de abatimentos que resultem em ganhos líquidos sem custos associados.

A Figura 4 ilustra a curva MAC, que representa o custo incremental para reduzir emissões na região R. A integral sob a curva corresponde ao custo total de abatimento para uma determinada redução de emissões. No entanto, o gráfico apresenta o custo marginal de abatimento em função da quantidade de CO_2e abatido (q), em vez de representar diretamente as emissões e . Como o abatimento de carbono é definido como $q = e_0 - e$, sendo e_0 o nível de emissões sem restrições, um aumento no abatimento significa uma redução nas emissões.

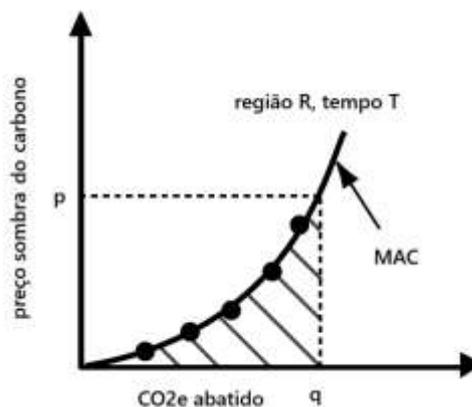


Figura 4 - Curva Marginal de Abatimento (MAC)
Fonte: adaptado de Ellerman e Decaux (1998).

Conforme explicado por Ellerman e Decaux (1998), quando vários setores reduzem suas emissões simultaneamente, aqueles com menores custos de abatimento podem gerar 'direitos de emissão' negociáveis com setores de custos mais elevados. A diferença entre os custos marginais de abatimento e a ausência de um mercado para essas transações cria uma oportunidade de ganhos econômicos, que podem ser distribuídos entre os setores. Como resultado, o custo total para atingir a meta de controle da poluição pode ser reduzido.

Isso é facilmente observado na Figura 5, no qual R_1 reduz q_1 emissões a um custo marginal p_1 , enquanto R_2 reduz q_2 emissões a um custo marginal p_2 .

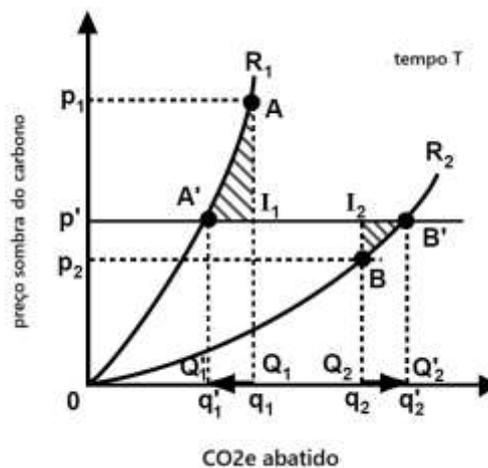


Figura 5 - Curva Marginal de Abatimento e *Cap-and-Trade*
Fonte: adaptado de Ellerman e Decaux (1998).

Como os custos marginais são diferentes ($p_1 > p_2$), há uma ineficiência econômica, pois R_1 está pagando mais do que R_2 para reduzir emissões, aumentando o custo total de abatimento.

Quando há um comércio de licenças operacional, a região de custo marginal mais alto pode comprar permissões da região de custo marginal mais baixo. Com isso, R_1 reduz menos emissões do que antes ($q'_1 < q_1$), enquanto R_2 reduz mais ($q'_2 < q_2$). O novo preço de equilíbrio do mercado de carbono, p' , é estabelecido, tornando o custo marginal de abatimento igual para ambas as regiões. O custo total de abatimento para cada região também se altera: R_1 passa a pagar menos, enquanto R_2 recebe pela venda de permissões, resultando em um custo agregado reduzido. (Ellerman e Decaux, 1998).

Uma terceira opção de obtenção do MAC seria, quando uma curva de custo *bottom-up* está disponível, aproximá-la de uma curva de custo de abatimento em um modelo *top-down*. Porém, a abordagem *top-down* geralmente descreve as curvas de redução como funções

contínuas por partes, enquanto modelos *bottom-up* representam mudanças discretas nos custos associados a diferentes intervalos de emissão. McKibbin e Wilcoxon (2002), Tuladhar et al. (2009) e Kiuila e Rutheford (2011) propõem técnicas para realizar essa aproximação. Apesar do problema de resultados com custos negativos ser inerentemente problemático, implicando na necessidade de reescalonamento para seu uso.

4. METODOLOGIA

Neste capítulo, descreve-se a estrutura metodológica utilizada. Inicialmente, na subseção 4.1.1, detalham-se as fontes de dados sobre emissões de gases de efeito estufa, incluindo inventários nacionais e estimativas setoriais. Em seguida, em 4.1.2, justifica-se a seleção dos setores considerados na simulação. Na subseção 4.2.1 é apresentada a estrutura do mecanismo de *banking* e as restrições associadas, discutindo como as regras aplicadas em sistemas internacionais foram incorporadas ao modelo. Por fim, em 4.2.2, introduz-se a regra do *banking* para o acúmulo de permissões, explicando os parâmetros utilizados e os impactos esperados sobre a dinâmica de *banking*.

4.1 Base de dados

4.1.1 Inventários e estimativas de emissões de GEE

Entre os compromissos que o Brasil assumiu com a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC), está a elaboração e atualização periódica dos inventários nacionais das emissões de gases de efeito estufa por emissões antrópicas e remoção por processos ou mecanismos naturais de GEE da atmosfera. De acordo com a UNFCCC, os países em desenvolvimento que são Parte do Acordo de Paris, como o Brasil, são comprometidos a apresentar esses inventários a cada quatro anos, por meio das Comunicações Nacionais, e a cada dois anos por meio dos Relatórios de Atualização Bienal (BUR). Há também a atualização das estimativas anuais e disponibilização dos dados no Sistema de Registro Nacional de Emissões (SIRENE), mantido pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI).

A produção de todos os informativos segue as metodologias utilizadas para a contabilidade das emissões de gases de efeito estufa, elaboradas pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (*Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC*). O critério de classificação das diversas fontes de emissões antrópicas baseia-se na atividade emissora nos diferentes setores: Energia, Processos Industriais e Uso de Produtos (IPPU), Agropecuária, Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas (LULUCF) e Resíduos. As remoções de GEE, no entanto, são contabilizadas apenas no setor LULUCF, como resultado da captura de carbono, por meio de ações como o reflorestamento ou a regeneração de florestas (BRASIL, 2020). A Figura 6 abaixo apresenta a participação dos setores nas emissões e sua evolução entre 1990 e 2020 no Brasil.

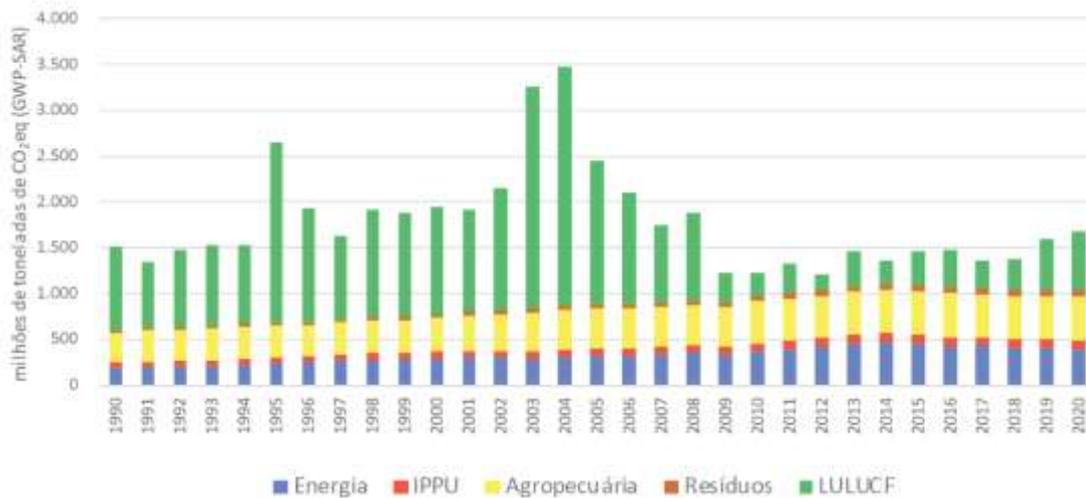


Figura 6 - Emissões de GEE no Brasil por Setor (1990-2020)

Fonte: extraído da 6ª Edição das Estimativas Anuais de Emissões de Gases Efeito Estufa no Brasil (2022).

Considerando todas as comunicações oficiais, a mais recente é a Sexta Edição das Estimativas Anuais (MCTI, 2022), com resultados das emissões no Brasil para os anos de 2017 a 2020. Para incluir dados mais recentes no escopo do trabalho, optou-se por utilizar as informações disponibilizadas pelo Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG), uma iniciativa do Observatório do Clima, que apresenta estimativas setoriais e subsetoriais para o ano de 2022.

A Tabela 1 a seguir apresenta as emissões líquidas de gases de efeito estufa no Brasil em 2022, distribuídas entre os setores responsáveis pela geração de emissões.

Tabela 1 – Emissões de GEE no Brasil por Setor em 2022

Categoria	Mt CO2e
Agropecuária	617.204.371
Energia	412.486.071
Mudança de Uso da Terra	489.701.126
Processos Industriais	90.781.117
Resíduos	91.333.389
Total	1.701.506.074

Fonte: elaboração própria com base nos dados do SEEG (2022).

Observa-se a relevância das atividades agrícolas e pecuárias no inventário nacional. O setor de Mudança de Uso da Terra e Floresta, inclui emissões associadas ao desmatamento e à degradação de áreas florestais. O setor de Energia representa as emissões derivadas da geração e consumo de energia no país. Os Processos Industriais e Uso de Produtos relacionados às

emissões geradas nas indústrias e o setor de Resíduos ao tratamento e disposição de resíduos sólidos e líquidos.

4.1.2 Seleção dos setores para modelagem do sistema de comércio de emissões (ETS)

Atualmente, os sistemas de comércio de emissões (ETS) ao redor do mundo concentram-se em setores como energia, processos industriais e resíduos, devido à maior facilidade de mensuração e controle das emissões nesses segmentos. As políticas relacionadas a mudanças no uso da terra e na agricultura são geridas separadamente das políticas energéticas e industriais e estruturadas em planos de mitigação próprios.

Globalmente, 81% das NDCs mencionam explicitamente o setor agrícola em suas contribuições de mitigação, enquanto 95% incluem em suas estratégias de adaptação. (CRUMPLER et al., 2022). As políticas englobam desde práticas agrícolas sustentáveis, manejo aprimorado do gado e agricultura de precisão. A União Europeia vai além, estabelecendo metas específicas de redução de GEE para a agricultura ou para gases geralmente não cobertos pelos sistemas existentes de comércio de emissões, como a meta de redução de 30% nas emissões fora do escopo de ETS na União Europeia até 2030 (COMISSÃO EUROPEIA, 2021).

Além dessas políticas, alguns mercados de permissões, como os da Austrália, Califórnia e algumas províncias canadenses, integram o uso da terra e a agropecuária por meio de créditos *offset* voluntários. Esses créditos, gerados por projetos certificados nesses setores, permitem que agentes regulados cumpram uma fração de suas metas de redução fora de suas operações diretas (HENDERSON, FREZAL e FLYNN, 2020).

A inclusão plena do setor agropecuário em programas regulados de comércio de emissões enfrenta desafios que vão desde a relutância em aplicar outras políticas climáticas de rigor comparável na agricultura, preocupação com segurança alimentar para algumas populações, dificuldades técnicas de mensuração das emissões oriundas da variabilidade natural das emissões agrícolas, da complexidade na quantificação de gases como metano e óxido nitroso, e da necessidade de desenvolver metodologias padronizadas para monitoramento e reporte. Wollenberg et al. (2016) estimaram que as reduções atualmente viáveis, mesmo que a agricultura fosse submetida a um preço moderado de emissão de US\$20/tCO_{2e}, entregariam apenas entre 0,2 e 0,4 GtCO_{2e} de abatimento até 2030. Por outro lado, Leahy, Clark e Reisinger (2020) observam que se as emissões agrícolas permanecerem no nível atual, os demais setores seriam ainda mais comprimidos em suas emissões para respeitar o orçamento global de 580

GtCO₂e até 2050. Ainda segundo os autores, o caráter voluntário de abatimento das emissões agrícolas torna inviável atingir as metas estabelecidas no IPCC no prazo, demandando reduções de emissões em ritmo acelerado ou a implementação de soluções tecnológicas em larga escala, como a captura de carbono, que ainda enfrentam desafios práticos e econômicos substanciais.

O caso da Nova Zelândia pode ser particularmente interessante para o contexto brasileiro, dado que 48% de suas emissões brutas são originadas pelo setor agrícola. As discussões políticas no país sobre emissões agrícolas começaram nos anos 90, durante as negociações do Protocolo de Quioto, ratificado pelo país em dezembro de 2002. Em 2008, a Nova Zelândia introduziu o primeiro sistema de comércio de emissões do mundo projetado para cobrir todos os setores econômicos e gases do protocolo, mas adiou a inclusão da agricultura indefinidamente após perceber a ausência de opções de mitigação economicamente viáveis e a falta de ações em mercados equivalentes. E assim, no momento, o setor agropecuário também é apartado do mercado de licenças, por meio de um esquema de tributação e reembolso de emissões a ser implementado até 2025 (LEAHY, CLARK e REISINGER, 2020).

Assim, seguindo o observado em outras práticas e discussões mais estabelecidas, este trabalho opta por incluir em sua simulação a inclusão dos subsetores que participam das categorias de Energia, Processos Industriais e Uso de Produtos e Resíduos como objetos de análise, com objetivo de avaliar um eventual mercado regulado de carbono.

As emissões relacionadas ao setor de Energia são aquelas oriundas da queima de produtos energéticos primários para a produção de energia, transmissão e distribuição de combustíveis, e do uso de combustíveis em instalações e equipamentos. As atividades de queima de combustível representam 95% das emissões do setor de Energia, que é composto pelos subsetores Indústria de Energia, Indústrias de Transformação e de Construção, Transporte e Outros Setores.

As emissões agregadas no setor de Processos Industriais e Uso de Produtos (IPPU) resultam dos processos produtivos nas indústrias, incluindo o consumo não energético de combustíveis como matéria-prima. Essa alocação evita a dupla contagem, pois as emissões de uso não energético de combustíveis não são contabilizadas no setor de Energia, mas sim no setor IPPU. Os subsetores que compõem o setor IPPU são: Indústria Mineral, Indústria Química, Indústria Metalúrgica, Produtos Não Energéticos de Combustíveis e Solventes, Indústria Eletrônica, Uso de Produtos como Substitutos para Substâncias Destruidoras da Camada de Ozônio, Fabricação e Uso de Outros Produtos e Outros. Dentre esses subsetores, a Indústria Metalúrgica e a Indústria Mineral juntas representam mais de 80% do volume total de emissões industriais.

O setor de Resíduos inclui as emissões provenientes da disposição e do tratamento de resíduos sólidos e líquidos, categorizados em quatro subsetores: Disposição de Resíduos Sólidos, Tratamento Biológico de Resíduos, Incineração e Queima a Céu Aberto de Resíduos, e Tratamento e Despejo de Águas Residuárias. As emissões do setor são geradas principalmente pela decomposição anaeróbica que ocorre na destinação final de resíduos sólidos em aterros sanitários, aterros controlados ou lixões. Além disso, o despejo de águas residuais, tratadas ou não, também contribui para essas emissões. A Disposição de Resíduos Sólidos e o Despejo de Águas Residuárias correspondem a praticamente todas as emissões do setor, representando mais de 98% do total de emissões.

A Tabela 2 apresenta os subsetores considerados na simulação. Todos os subsetores abaixo fazem parte de uma das três categorias já citadas: Energia, IPPU e Resíduos. Excluindo a Agropecuária e LULUCF, as emissões subsetoriais abordadas equivalem a aproximadamente 26% das emissões líquidas de GEE emitidas no Brasil, segundo as estimativas da SEEG para 2022.

Tabela 2 - Emissões líquidas de GEE no Brasil em 2022

Subsetores	MtCO₂e
Transporte de Carga	114.937.896
Transporte de Passageiro	92.843.424
Saneamento	85.744.711
Ferro-gusa, Aço e Ferroligas	51.117.070
Cimento	34.224.339
Refino de Petróleo	25.821.432
Termoelétrica a Gás Natural	12.172.604
Produtos Metalúrgico	11.361.545
Transporte Aéreo	9.549.379
Termoelétrica a Carvão	7.541.320
Celulose	5.901.419
Vidros e Cerâmicos	4.561.417
Termoelétrica a Óleo Diesel	2.425.250
Termoelétrica a Óleo Combustível	30.198
Total	458.232.004

Fonte: elaboração própria com base nos dados do SEEG (2022).

Os dados extraídos da SEEG são o ponto de partida para a simulação do mercado de permissões que será apresentado mais adiante. No entanto, para o prosseguimento, é necessário conhecer as curvas de abatimento marginal de cada uma das categorias, conforme já citado na abordagem teórica. Obviamente deve-se recorrer às informações sobre a economia brasileira e por isso optou-se por utilizar as curvas marginais de abatimento resultantes do modelo de

simulação elaborado por Carvalho (2022), utilizada também por Carvalho, Magalhães e Domingues (2022) e gentilmente cedidas pelos autores.

Destaca-se no trabalho Carvalho (2022) a atenção dedicada ao setor de energia, que permitiu o desmembramento do segmento de geração elétrica por fonte de combustível possibilitando a obtenção de três curvas marginais de abatimento: Termelétricas a Carvão, Termelétricas a Gás Natural, Termelétricas a Óleo Combustível e Termelétricas a Óleo Diesel. Esse tipo de usina foi responsável por aproximadamente 20% da produção de eletricidade fóssil no país e contribuindo de forma substancial para as emissões totais de gases de efeito estufa.

O próximo passo é considerar a meta de redução que o Brasil pretende alcançar. Desde a adesão ao Protocolo de Paris, o Brasil já atualizou algumas vezes sua NDC, sendo a mais recente apresentada na COP 29, em novembro de 2024. A nova NDC estabelece uma meta de redução de 59% a 67% das emissões brasileiras até 2035, em relação aos níveis de 2005. Em termos absolutos, isso equivale a alcançar entre 850 milhões e 1,05 bilhão de toneladas de CO_2e em 2035.

Obviamente, para atingir sua contribuição, o país necessita de um conjunto de práticas e políticas que abordem questões como o combate ao desmatamento e a promoção de ganhos de eficiência energética. Mais informações sobre essas ações estão detalhadas no Plano Clima, que contempla todos os setores da economia, com eixos voltados à mitigação (redução de emissões de gases de efeito estufa) e à adaptação aos impactos das mudanças climáticas. Neste contexto, o objetivo da simulação realizada no trabalho é analisar a implementação de um ETS, sendo o mercado de permissões uma das possíveis ações que podem contribuir para o cumprimento da meta estabelecida na NDC brasileira. Para a modelagem da simulação, foi considerada a meta de emissões em 2035 e esse valor foi proporcionalmente distribuído entre os setores econômicos incluídos na simulação, ou seja, assume-se que a participação relativa de cada setor nas emissões de GEE permanecerá constante ao longo dos próximos 11 anos.

4.2 Cenários e mecanismos de regulação

O ponto de partida da simulação é o nível de emissão setorial apresentado na Tabela 2, enquanto o ponto final reflete o nível de emissão definido na NDC brasileira. Contudo, como a NDC abrange toda a economia e, como mencionado, algumas subcategorias e categorias não estão contempladas no escopo da simulação, adotou-se como referência uma proporcionalidade

baseada no recorte inicial das emissões setoriais. Essa proporção foi ajustada à meta da NDC de 2035, definindo os valores finais e o objetivo da simulação.

Entre os cenários côncavo e convexo, há também diferenças na magnitude das exigências de abatimento. Por exemplo, o cenário convexo 2 impõe uma regulação mais rígida nos primeiros cinco anos em comparação ao convexo 1, enquanto o cenário côncavo 2 apresenta uma regulação mais suave em comparação ao côncavo 1, permitindo que os setores concentrem maior esforço de abatimento no período final do ciclo. Em todos os casos, o ponto de partida são as emissões de 2022, e o ponto final é o nível de emissões nacionalmente determinado, distribuído proporcionalmente entre os setores. Essas diferentes opções de regulação (*cap* regulatório) não alteram o objetivo, que é o alcance da NDC proporcionalmente distribuídas entre os setores, porém implicam em trajetórias distintas de emissão e *banking*.

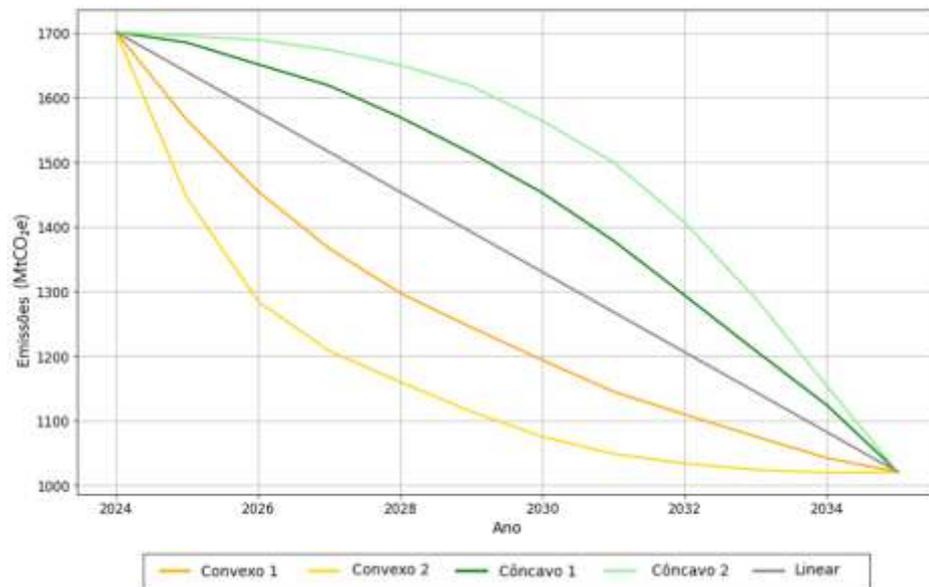


Figura 7 - Trajetórias de emissões sob diferentes cenários regulatórios

A Figura 7 apresenta as cinco trajetórias de abatimento consideradas neste trabalho. Observar essas diferentes opções é relevante, pois a trajetória influencia o ritmo de redução e pode impactar tanto o custo quanto o uso de permissões ao longo dos períodos.

4.2.1. Diretrizes para o *banking*

Embora o *banking* ofereça flexibilidade às empresas, muitos sistemas de comércio de emissões atualmente operacionais impõem regras e limitações à sua dinâmica. Essas restrições visam, principalmente, evitar o acúmulo excessivo de permissões e garantir a eficácia ambiental. Exemplos incluem o *Regional Greenhouse Gas Initiative* (RGGI), o *European*

Union Emissions Trading System (EU ETS), o *Korea Emissions Trading Scheme* (K-ETS), o *China National ETS* e o *Tokyo ETS*.

No RGGI, são realizados ajustes periódicos no volume total de permissões emitidas, com o objetivo de compensar o excesso de *banking* e evitar preços artificialmente baixos. Para isso, utilizam-se fórmulas específicas baseadas nos dados de permissões acumuladas e nas emissões efetivas, permitindo ajustar o orçamento de permissões ao longo do tempo e alinhar a oferta às metas de emissões regionais.

O sistema K-ETS estabelece regras de *banking* mais restritivas ao longo das fases do programa, baseando-se no número líquido de vendas, em reduções proporcionais para permissões de diferentes anos e em restrições entre fases de conformidade distintas. Já o sistema Tokyo ETS adota uma abordagem mais simples e direta, permitindo o *banking* apenas entre períodos de conformidade consecutivos. Por sua vez, o *China National ETS* define regras no contexto do plano de alocação para o setor de energia, com uma *baseline* de 10.000 toneladas, permitindo o acúmulo de permissões em até 10.000 toneladas mais 1,5 vezes suas vendas líquidas durante o mesmo período.

Como destaque, vale comentar as limitações ao *banking* no EU ETS, dado seu papel como o primeiro sistema de comércio de emissões específico para gases de efeito estufa em larga escala. A existência de cerca de 2 bilhões de permissões não utilizadas ao final da Fase II do sistema — o equivalente a aproximadamente 20% do teto quinquenal — gerou um debate sobre suas causas. Entre os fatores apontados estão os efeitos da crise financeira de 2008 e da subsequente crise do euro no crescimento do PIB, o uso de cerca de 1,1 bilhão de créditos *offsets*¹⁴, a promoção de energias renováveis que substituíram a geração de energia a carvão e gás natural, e questões relacionadas ao *design* do sistema (ELLERMAN, VALERO e ZAKLAN, 2015).

Inicialmente, o *banking* entre fases não era autorizado, e as permissões não utilizadas ao final de uma fase perdiam a validade. Em 2008, foi permitido o armazenamento de permissões para uso em fases posteriores. Desde 2019, o sistema passou a incluir mecanismos de ajuste, nos quais foi instituída uma reserva de estabilidade de mercado (*Market Stability Reserve*, ou MSR). Essa ferramenta ajusta automaticamente o número de permissões disponíveis no mercado com base no volume acumulado pelos participantes. Quando o *banking* total excede um determinado limite, uma parte dessas permissões é retirada do mercado e

¹⁴ *Offset* é um instrumento do mercado de carbono que permite a compensação de emissões por meio da aquisição de créditos de carbono gerados por projetos realizados fora do escopo direto da regulação, geralmente em setores ou regiões não cobertos pelo sistema regulado.

alocada na MSR, reduzindo a quantidade disponível. Além disso, permissões acumuladas em excesso podem ser canceladas permanentemente, diminuindo o total de emissões.

Assim, nesta simulação, foi introduzida uma regra para penalizar o *banking* excessivo, dada a existência de mecanismos de controle nos sistemas citados. A regra sugerida é baseada em uma penalidade calculada com base no acúmulo de permissões, adotando uma abordagem escalonada e ajustável. Inicialmente, define-se um parâmetro α que representa o impacto aplicado ao *banking*. Além disso, a penalidade é progressiva em função do tempo (t), aumentando gradualmente conforme o horizonte planejado se aproxima do fim. Essa penalidade incentiva as empresas a consumirem suas permissões ao longo do tempo, evitando o acúmulo excessivo e prevenindo a concentração de permissões no final do horizonte.

$$P_s = \sum_{t \geq t_0} (1 + [\eta t]) \alpha B_{st} \quad (4)$$

Os parâmetros α e o fator de progressividade ηt são previamente estabelecidos e determinam a intensidade e a evolução da penalidade ao longo do tempo. O tempo t_0 é discricionário e define o início da vigência da penalidade.

Para $\eta < 1$, a penalidade cresce gradualmente, impactando mais o estoque de permissões nos períodos finais. Dessa forma, à medida que o horizonte regulatório se aproxima do fim, seu efeito se intensifica, incentivando a redução progressiva das permissões armazenadas. Esse mecanismo evita que as empresas deixem para liquidar suas permissões somente no último período, pois o custo de manter *banking* se torna muito elevado. Quando $\eta > 1$, o ônus torna-se relevante logo após a vigência t_0 . Isso é demasiadamente desestimulante ao acúmulo de *banking*, o que pode até mesmo inibir a formação do estoque de permissões. Assim, o valor utilizado foi $\eta = 0,5$ para permitir certa flexibilidade nos períodos iniciais, mas garantindo que o uso das permissões ocorra de forma distribuída ao longo do tempo.

Para cada setor s , a penalidade P_s é proporcional ao *banking* acumulado B_{st} que é calculado endogenamente ao longo da execução do modelo. Isso significa que setores que acumulam mais *banking* ao longo do tempo enfrentarão encargos mais elevados.

O objetivo dessa formulação é proporcionar flexibilidade para verificar a necessidade de ajustes, tanto na intensidade da penalidade quanto no ritmo de sua progressividade ao longo do tempo. Assim, embora a estrutura da regra seja estática, os resultados refletem as interações dinamicamente obtidas.

Para operacionalizar a lógica acima, a penalidade ao *banking* pode ser traduzida de diferentes maneiras. Uma das opções é a aplicação de um encargo financeiro proporcional às permissões acumuladas, em que o valor calculado pelo modelo é deduzido do saldo financeiro do participante. Outra opção é a desvalorização das permissões, que aplica o valor estimado como uma redução do saldo de permissões disponíveis, incentivando o consumo antes de períodos críticos. Além disso, uma abordagem inspirada no modelo do EU ETS seria a transferência do excedente para uma reserva, na qual permissões acumuladas além de um limite proporcional à penalidade calculada são contingenciadas, restringindo sua disponibilidade imediata.

4.2.2 Parâmetros e efeitos da regra de *banking*

Para fins de simulação, foram considerados seis níveis de punição e diferentes momentos para o início de sua vigência. A seleção desses parâmetros baseia-se nas seguintes observações: uma punição de valor muito elevado (α) ou com gatilho próximo ao início do ciclo regulatório (t_0) tende a ser demasiadamente restritiva, desencorajando o comportamento de *banking* pelos setores, o que não é desejável, visto que o propósito é conferir flexibilidade aos participantes do sistema. Para um mesmo momento de aplicação, uma penalidade maior reduz o *banking* (B_{st}). No entanto, em alguns casos, um valor baixo parece ser insuficiente para incentivar o consumo das permissões poupadas, resultando em uma poupança quase constante.

Quando a penalidade é aplicada a partir de períodos mais intermediários, há um incentivo maior para o uso da poupança acumulada, permitindo mais tempo para seu consumo. Isso resulta em um pico menor de *banking* e uma redução mais gradual. Por outro lado, uma mesma sanção adotada tardiamente em períodos próximos ao fim do ciclo regulatório tende a ser menos eficaz para incentivar tanto a poupança quanto o consumo subsequente das permissões, seja por meio de abatimento ou vendas no mercado.

Os gráficos das figuras 8 até 11 ilustram os efeitos das observações mencionadas. A Figura 8 apresenta a imposição da penalidade precoce, iniciando em $t_0 = 5$, com $\alpha = 1100$. A Figura 9 possui um valor altamente punitivo, $\alpha = 1500$, em um período intermediário $t_0 = 7$. Em contraste, a Figura 10 exibe uma penalidade de menor intensidade, $\alpha = 1100$, também com $t_0 = 7$. Por fim, a Figura 11 apresenta uma penalidade de mesma magnitude que a Figura 10, mas aplicada tardiamente, em $t_0 = 9$.

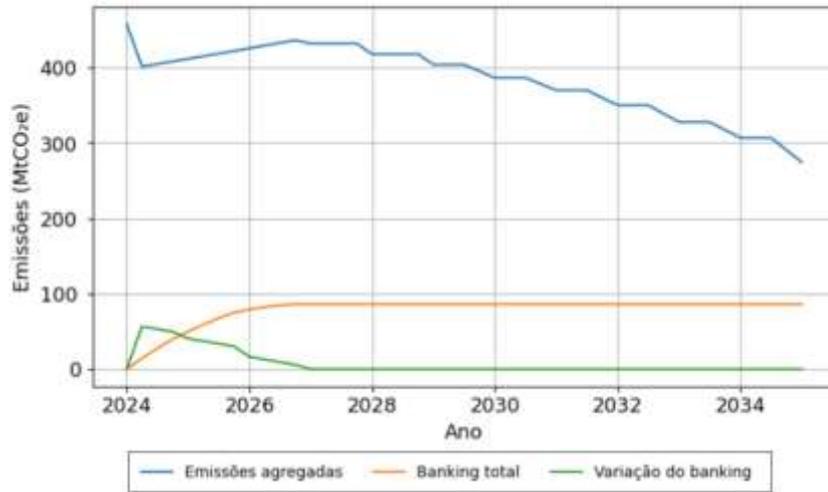


Figura 8 - Emissões e banking ($\alpha = 1100$, $t_0 = 5$)

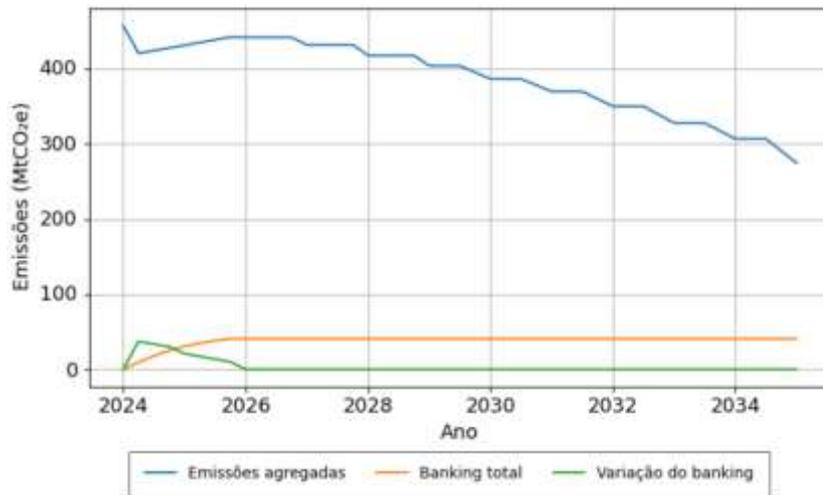


Figura 9 - Emissões e banking ($\alpha = 1500$, $t_0 = 7$)

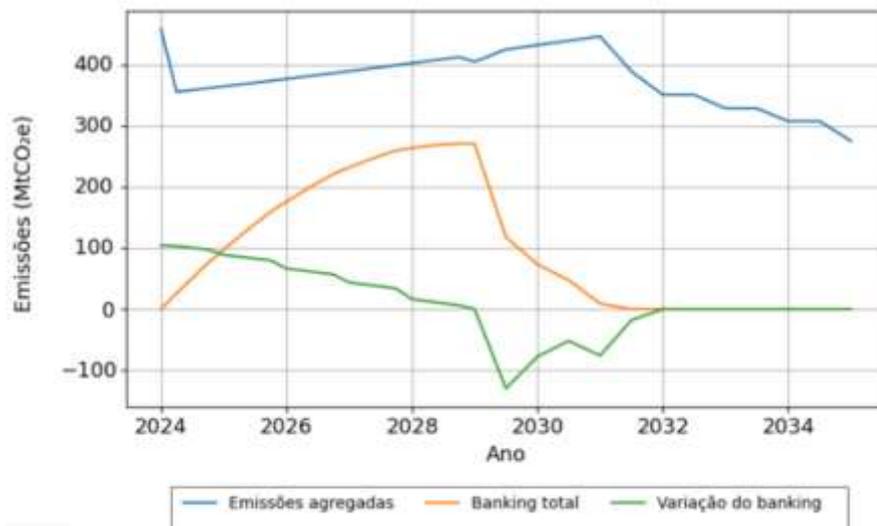


Figura 10 - Emissões e banking ($\alpha = 1100$, $t_0 = 7$)

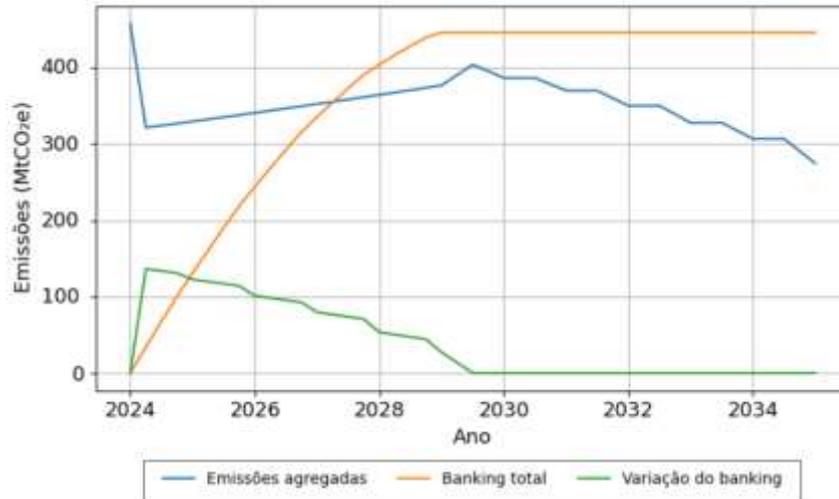


Figura 11 - Emissões e banking ($\alpha = 1100$, $t_0 = 9$)

As quatro figuras demonstram como diferentes configurações de valor e início de vigência impactam o banking. Penalidades precoces (Figura 8) ou excessivamente intensas (Figura 9) tendem a restringir fortemente o acúmulo de permissões. Por outro lado, penalidades moderadas aplicadas em momentos intermediários (Figura 10) favorecem o acúmulo inicial e estimulam seu uso posterior progressivo, alinhando-se ao objetivo de flexibilidade regulatória. Por fim, a aplicação tardia da penalidade (Figura 11), mesmo quando moderada, se mostra ineficaz para induzir o consumo do estoque formado.

Em todos os casos, a taxa de desconto utilizada foi de 10%, devido ao valor médio histórico para a taxa básica de juros da economia brasileira nos últimos 20 anos (entre 2003 e 2023) segundo as séries temporais disponibilizadas pelo Banco Central do Brasil.

A implementação do modelo foi realizada utilizando o pacote Pyomo, uma biblioteca de programação em Python. O Pyomo é uma ferramenta flexível que permite a formulação de modelos de otimização de diferentes tipos, incluindo programação não linear (PNL) e problemas de equilíbrio com restrições matemáticas. Ele se destaca por sua integração com vários solvers populares, como GLPK, CPLEX, Gurobi e IPOPT (BYNUM et al., 2021).

Para a modelagem de equações diferenciais, foi utilizada a extensão `pyomo.dae` que permitem aos usuários a incorporação de sistemas de equações diferenciais algébricas (DAEs) (BYNUM et al., 2021; HART, WATSON, WOODRUFF, 2011; NICHOLSON, SIROLA, WATSON et al., 2016).

O solver utilizado foi o IPOPT (Interior Point Optimizer), um pacote *open source* para otimização. Baseado em métodos de pontos interiores, ele busca soluções locais para problemas complexos de programação não linear (WÄCHTER e BIEGLER, 2006).

5. SIMULAÇÕES E RESULTADOS

Esta seção apresenta a análise dos resultados da simulação e concentra-se nos aspectos centrais do funcionamento do ETS. A seleção dos cenários apresentados permite avaliar a trajetória das emissões e a dinâmica do *banking* sob um *cap* regulatório. Além disso, discute-se como a exclusão do mecanismo de *banking* e a adoção de uma política de comando e controle diferem em termos de custo da política ambiental. Também é analisado o comportamento de cada setor e como as regras do sistema afetam os preços. Por fim, avalia-se o impacto da implementação do ETS e a sensibilidade dos resultados a diferentes taxas de juros.

5.1 Avaliação do desempenho do ETS sob diferentes configurações regulatórias

Das simulações realizadas, foram obtidos 150 cenários distintos, com base nas combinações de parâmetros e condições estipuladas. Contudo, nem todos os cenários simulados são relevantes para o objetivo de propor a implementação de um mercado de permissões. É necessário estabelecer critérios para avaliação de cada resultado. Por sua própria natureza, a avaliação possui uma dimensão normativa, demandando a aplicação de critérios claramente definidos (MICKWITZ, 2003).

Há uma variedade de critérios de avaliação, e diferentes autores propõem *frameworks* distintos para analisar políticas ambientais. Os indicadores de *performance* avaliados são variados e abrangem tanto aspectos econômicos quanto financeiros no nível empresarial. No caso específico da mensuração dos impactos de um sistema de comércio de emissões, especialmente o EU ETS, existe uma gama de trabalhos empíricos *ex-post* realizados com dados do EU ETS e dados de empresas europeias que poderiam servir de inspiração. Esses estudos analisam setores específicos e países selecionados que participam do ambiente regulado. Venmans (2012) selecionou 115 estudos acadêmicos feitos após uma revisão sistemática da literatura que aborda critérios e metodologias para avaliar o impacto do EU ETS. Marin, Marino e Pellegrin (2018) realizaram um amplo estudo sobre o desempenho econômico das empresas reguladas e participantes do esquema. A amostra final incluiu 39,3% das instalações manufatureiras em 19 países analisados. O trabalho utilizou dados no nível das empresas para avaliar indicadores de desempenho econômico e financeiro, abrangendo desde empregabilidade até produtividade total dos fatores.

Conforme destaca Venmans (2012), embora não haja consenso absoluto sobre os critérios mais apropriados para avaliar políticas ambientais, alguns aspectos são mais

amplamente utilizados em estudos relacionados. Por esse motivo, o autor adota os apresentados no 4º Relatório de Avaliação do IPCC (2007), que identifica quatro aspectos principais: efetividade ambiental, custo-efetividade, considerações distributivas e viabilidade institucional. Esses aspectos foram escolhidos por sua adequação aos objetivos do EU ETS e por sua frequência em estudos sobre políticas ambientais.

Especialmente neste trabalho, que realiza simulações *ex-ante* utilizando parâmetros e cenários construídos a partir de dados agregados disponíveis, com o objetivo de oferecer uma análise preliminar dos possíveis impactos e da viabilidade do ETS, não é possível utilizar microdados, tampouco elaborar uma análise contrafactual. Por isso, os critérios de efetividade ambiental e custo-efetividade, conforme elencados pelo IPCC (2007), seriam os mais apropriados.

A efetividade ambiental mede a capacidade do instrumento de alcançar as metas ambientais. Considerando que, em um sistema de comércio de permissões, a previsibilidade da meta ambiental é alta, pois o teto total de emissões de gases de efeito estufa é definido pelo regulador, o critério de custo-efetividade torna-se o mais pertinente. A análise do custo de adequação de um sistema *cap-and-trade* é, inclusive, um dos principais argumentos defendidos na abordagem teórica sobre os benefícios de sua adoção para a redução de poluentes, conforme mencionado em seção anterior.

Para avaliar quais simulações resultam no menor custo de conformidade, foi considerado, principalmente, o sistema como um todo. O processo começa com os cinco cenários regulatórios diferentes. Para cada cenário, existem seis níveis de sanção distintos (α). Cada nível de sanção é analisado em relação aos cinco possíveis inícios de vigência (t_0). Para cada nível α , foi selecionada a simulação que implica em menor custo. Sequencialmente, as melhores combinações de cada cenário regulatório foram comparadas, até que restasse apenas uma única opção representativa para cada desenho de abatimento de poluição.

Os gráficos apresentados abaixo correspondem aos cinco resultados selecionados com base no critério de melhor custo de conformidade, discutido e justificado anteriormente. As simulações ilustram o cerne da pesquisa: como as emissões e o uso de permissões se ajustam ao longo do tempo, permitindo analisar a interação entre as restrições impostas pelo *cap* e o comportamento dos agentes econômicos no uso das permissões, dentro de um mercado de emissões projetado para atingir uma meta ambiental.

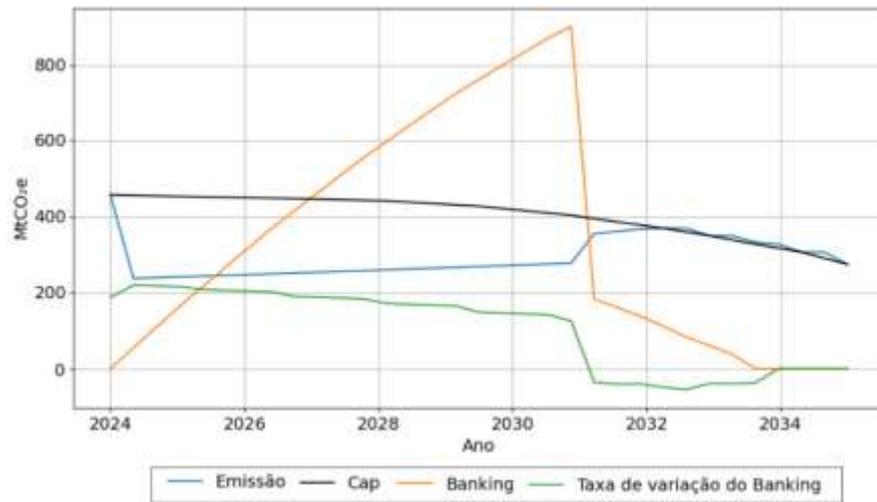


Figura 12 - Dinâmica das emissões e banking no cenário Côncavo 1

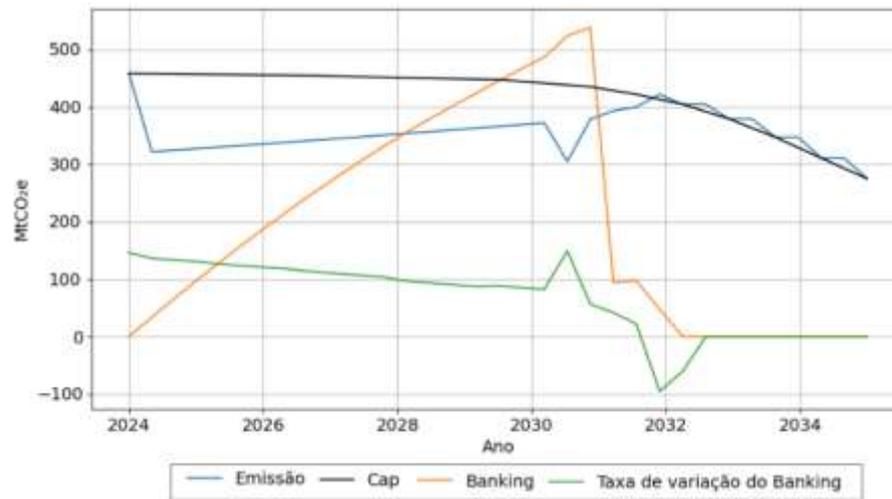


Figura 13 - Dinâmica das emissões e banking no cenário Côncavo 2

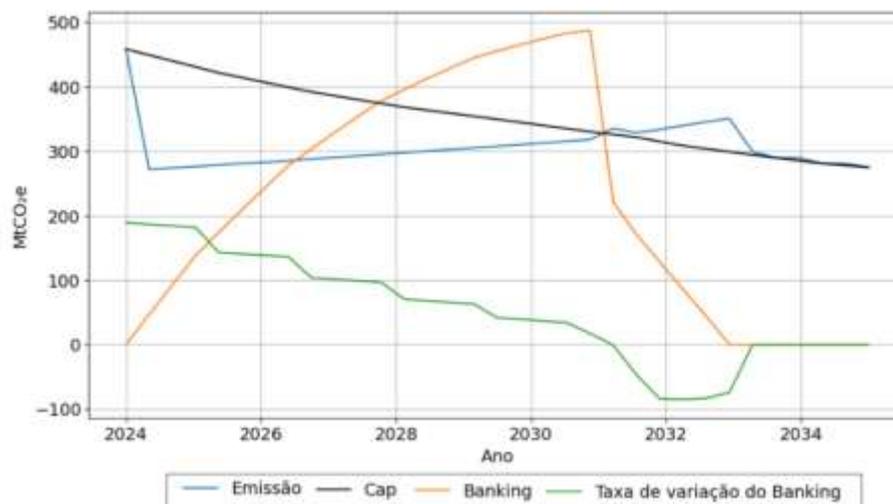


Figura 14 - Dinâmica das emissões e banking no cenário Convexo 1

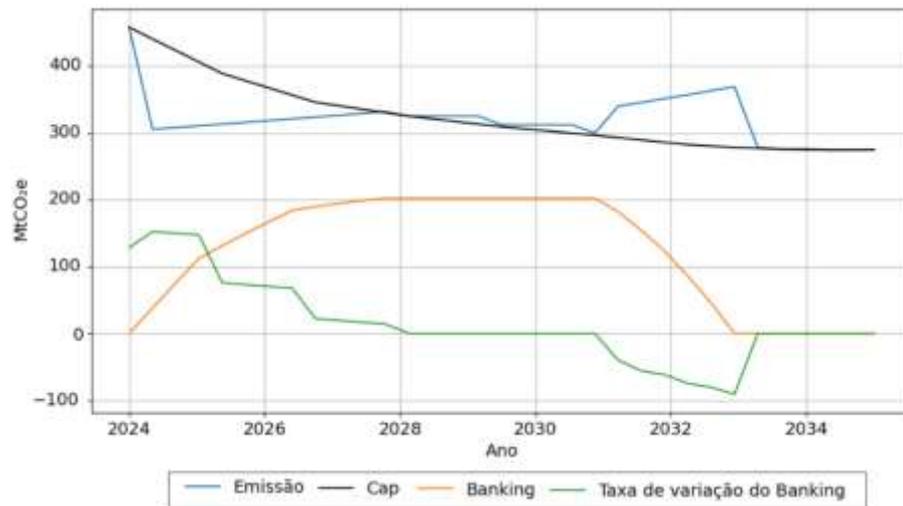


Figura 15 - Dinâmica das emissões e banking no cenário Convexo 2

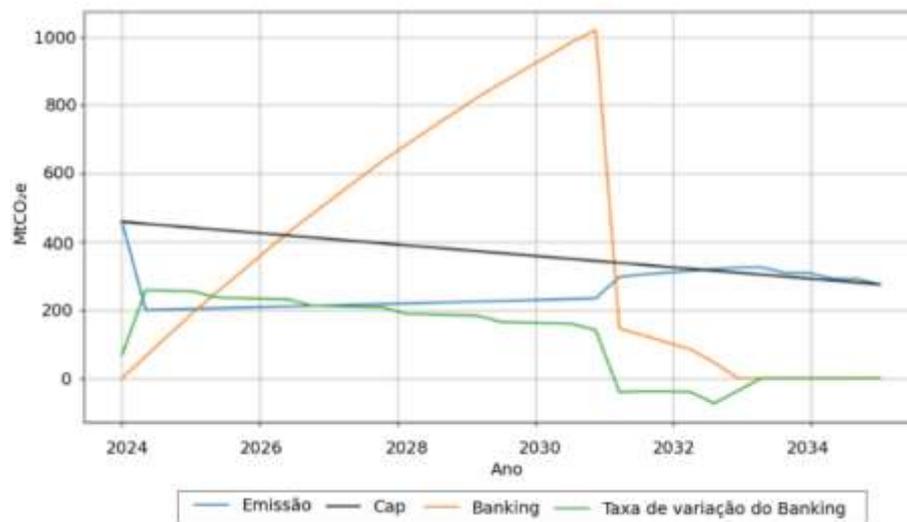


Figura 16 - Dinâmica das emissões e banking no cenário Linear

Esses cinco resultados apresentam as seguintes configurações de parâmetros da diretriz regulatória do *banking*, conforme descrito no capítulo anterior: cenário Côncavo 1, $\alpha = 1400$ e $t = 9$; Côncavo 2, $\alpha = 1500$ e $t = 7$; Convexo 1, $\alpha = 1200$ e $t = 8$; Convexo 2, $\alpha = 1300$ e $t = 8$ e Linear $\alpha = 1100$ e $t = 8$.

A linha preta representa o *cap*, que define o limite máximo de emissões permitidas e segue uma trajetória descendente devido à redução gradual de permissões. O *cap* é sempre conhecido e definido em regulação específica, proporcionando o maior grau de certeza que uma política implementada pode oferecer. A linha azul representa as emissões de CO_2e ao longo do tempo, evidenciando uma redução progressiva em resposta à política restritiva de controle. A linha laranja exibe a evolução do nível acumulado de permissões e a linha verde, que representa a taxa de variação do *banking*, reflete a dinâmica entre acumulação e consumo ao longo dos

anos, evidenciando momentos de maior utilização ou retenção em resposta às mudanças no teto e às condições do mercado.

Além do *cap*, o comportamento das emissões também revela a dinâmica regulatória. Durante o período de acumulação, as emissões são mantidas abaixo do teto, indicando que há um esforço inicial para armazenar permissões. Já na fase de redução, as emissões aumentam, refletindo o uso do estoque acumulado de *banking*. A partir desse momento, o caminho das emissões torna-se próximo ao limite regulamentar devido à impossibilidade de emprestar permissões.

Essa dinâmica é consistente com o princípio de que as emissões cumulativas devem ser iguais às permissões cumulativas ao longo de todo o período analisado. Isso significa que a quantidade média pela qual as emissões ficam abaixo do teto durante a acumulação é compensada pela quantidade média emitida na fase de redução.

5.2 *Banking* e custo de conformidade: análise de diferentes configurações

Além disso, são explorados os resultados de um sistema de ETS sem *banking*, considerando apenas o comércio de permissões de poluição em sua forma básica. O objetivo é avaliar os impactos na obtenção do critério ambiental e no custo associado. Também é apresentada uma alternativa para alcançar o padrão ambiental por meio de um regime regulatório que impõe restrições diretas às emissões. Essa abordagem corresponde à imposição da meta ambiental na forma mais simples de comando e controle.

As curvas abaixo representam um ETS sem a possibilidade de *banking*, o que leva as empresas a ajustarem suas emissões de acordo com a redução progressiva estabelecida pelo *cap*. Como o limite reflete a meta ambiental, supondo a execução plena da regulação vigente, não há surpresas quanto ao comportamento das emissões agregadas dos setores.

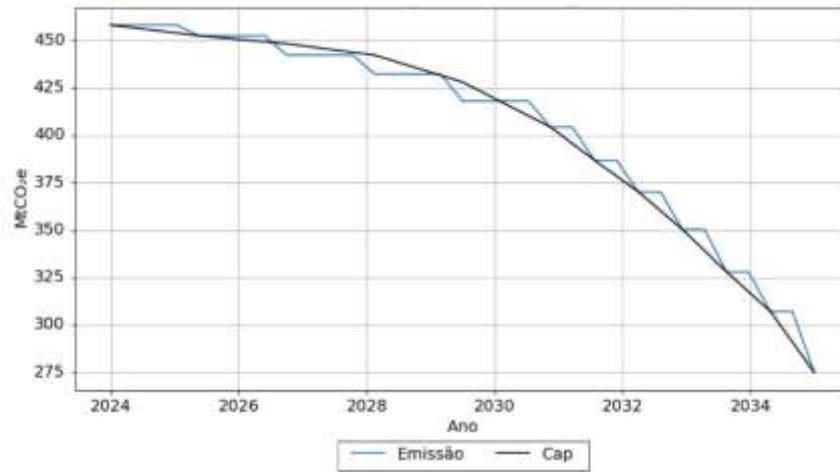


Figura 17 - Dinâmica das emissões no cenário Côncavo 1

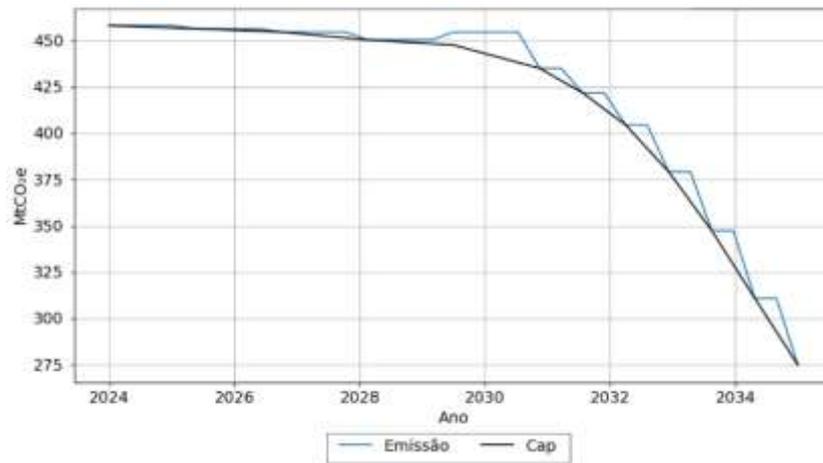


Figura 18 - Dinâmica das emissões no cenário Côncavo 2

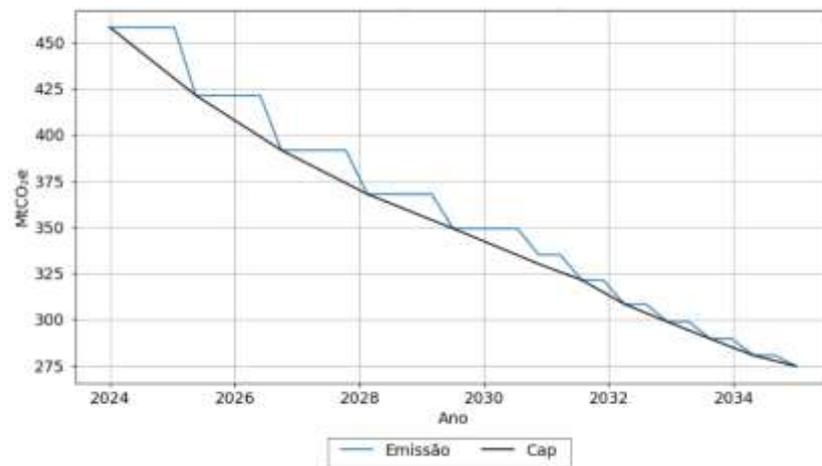


Figura 19 - Dinâmica das emissões no cenário Convexo 1

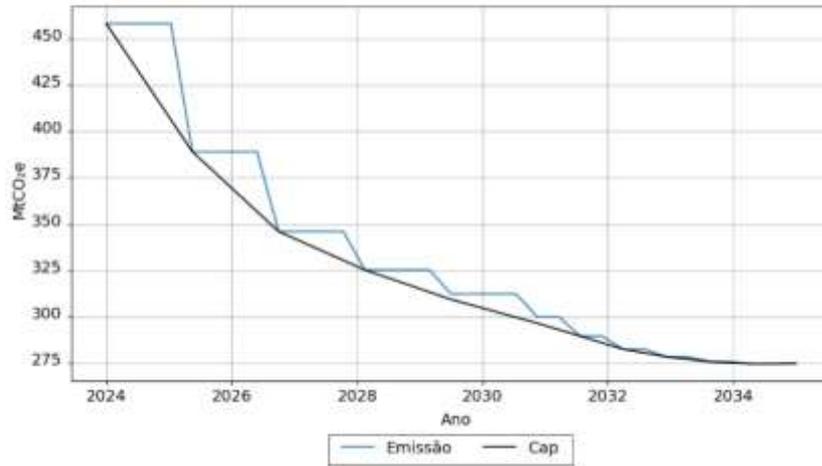


Figura 20 - Dinâmica das emissões no cenário Convexo 2

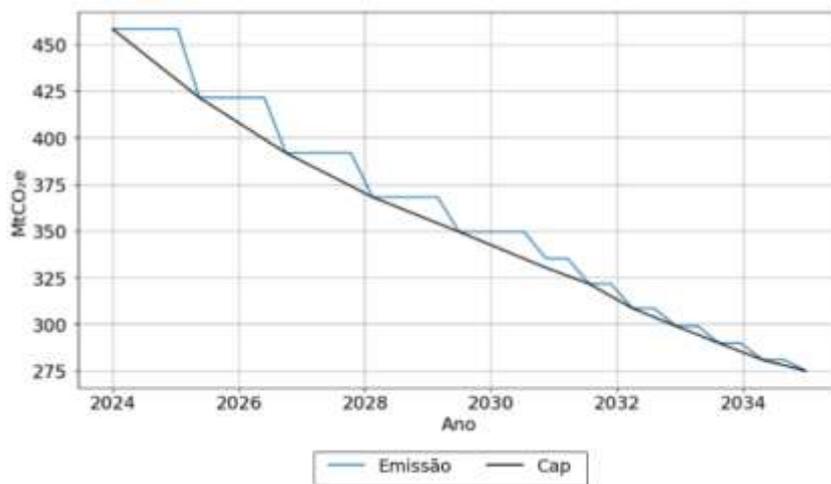


Figura 21 - Dinâmica das emissões no cenário Linear

Para simular os custos associados à implementação de uma política de comando e controle, o procedimento realizado foi basicamente o cálculo do custo de conformidade setorial, dado que a curva marginal de abatimento é conhecida. Como não há um *cap* em si, também não existem diferentes desenhos regulatórios ou cenários de redução. Para determinar a quantidade que cada setor deve abater ao longo dos 11 anos, manteve-se a estrutura atual de emissões da economia, ajustando proporcionalmente as reduções necessárias para cumprir a NDC brasileira em 2035. O valor final foi calculado é uma somatória simples dos custos obtidos. A seguir, a Figura 22 apresenta os custos das três estratégias avaliadas para alcançar o critério ambiental desejado.

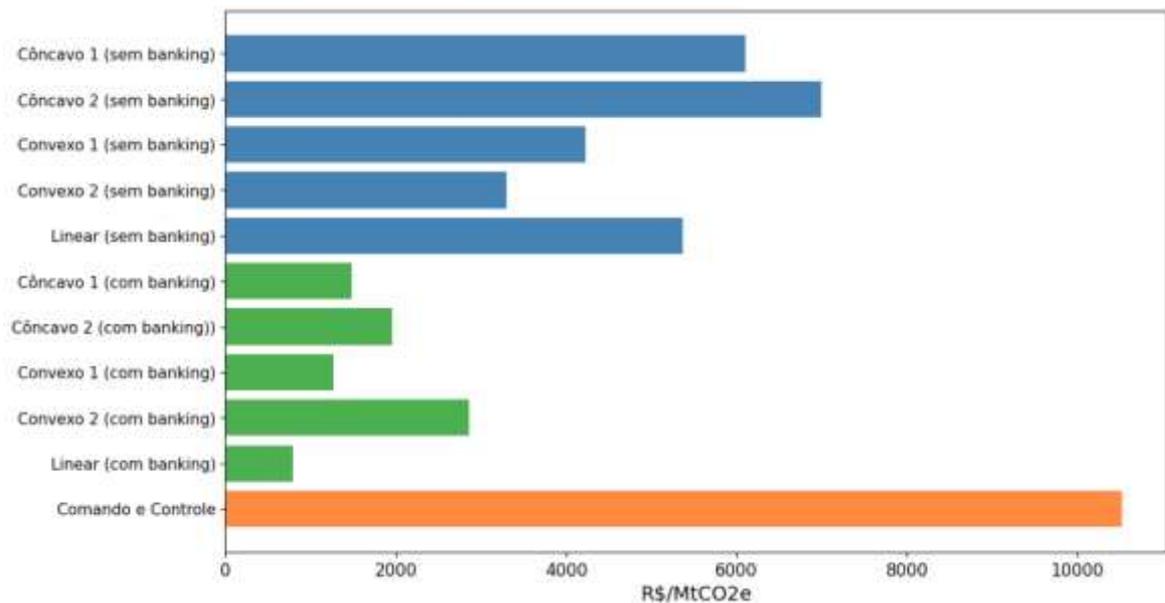


Figura 22 - Comparação dos custos por estratégia

A simulação apresenta resultados de acordo com o esperado, evidenciando que a política de comando e controle apresenta o maior custo de conformidade, pois impõe padrões rígidos para todos os emissores, sem levar em conta as diferenças nas curvas de custo marginal.

Ao comparar os cenários de ETS com e sem *banking*, observa-se que a presença do mecanismo reduz os custos. Esse efeito é consistente com trabalhos que abordam especificamente a aplicação do *banking* no comércio de emissões, os quais apontam que sua aplicação aumenta a eficiência intertemporal ao permitir que as empresas ajustem suas estratégias de abatimento ao longo do tempo. Por exemplo, Fell, Mackenzie e Pizer (2012) concluem que o *banking* melhora a custo-efetividade do sistema, enquanto Kuusela e Lintunen (2020) demonstram que, sob certas condições, ele também pode aumentar os ganhos de bem-estar e eficiência econômica.

Huang et al. (2022) constroem um modelo que considera tanto o mercado de bens quanto o poder de mercado no comércio de permissões para explorar condições de alocação que garantem a eficiência do sistema ao longo da fase de conformidade. O estudo também compara o desempenho do bem-estar em mercados de carbono com e sem *banking* e conclui que o *banking* permite ajustes intertemporais nas emissões, reduzindo custos em comparação a um sistema sem acúmulo de permissões. Bocklet et al. (2019) também sugerem que o ETS com *banking* pode reduzir os custos de conformidade. Os resultados indicam que a eficiência de custo no ETS varia conforme as regras. O ETS com *banking* irrestrito é o mais eficiente, pois permite uma alocação flexível das permissões, minimizando os custos de abatimento. A

introdução de mecanismos restritivos ao *banking*, que desloca emissões para o futuro sem reduzir o *cap* total, pode afetar a eficiência intertemporal. Porém, um comércio de permissões sem *banking* é ainda menos eficiente, justamente por impedir ajustes ao longo do tempo, elevando custos.

Visto que as curvas marginais de abatimento são convexas, mercados sem *banking* com *cap* que prevê maior redução de emissão nos períodos finais (cenários Côncavo 1 e Côncavo 2) devem apresentar maiores custos de conformidade. Se não houver um desconto intertemporal forte o suficiente, o custo do abatimento será impactado pela convexidade do custo marginal. Isso significa que adiar a redução de emissões levará a um momento em que cada unidade abatida será relativamente mais cara. Como o efeito do desconto intertemporal não será suficiente para compensar esse aumento de custos, o cenário em que o abatimento ocorre mais tardiamente resultará em um custo total maior do que aquele em que as reduções são distribuídas ao longo do tempo ou iniciadas mais cedo. Isso é observado na Figura 22 acima.

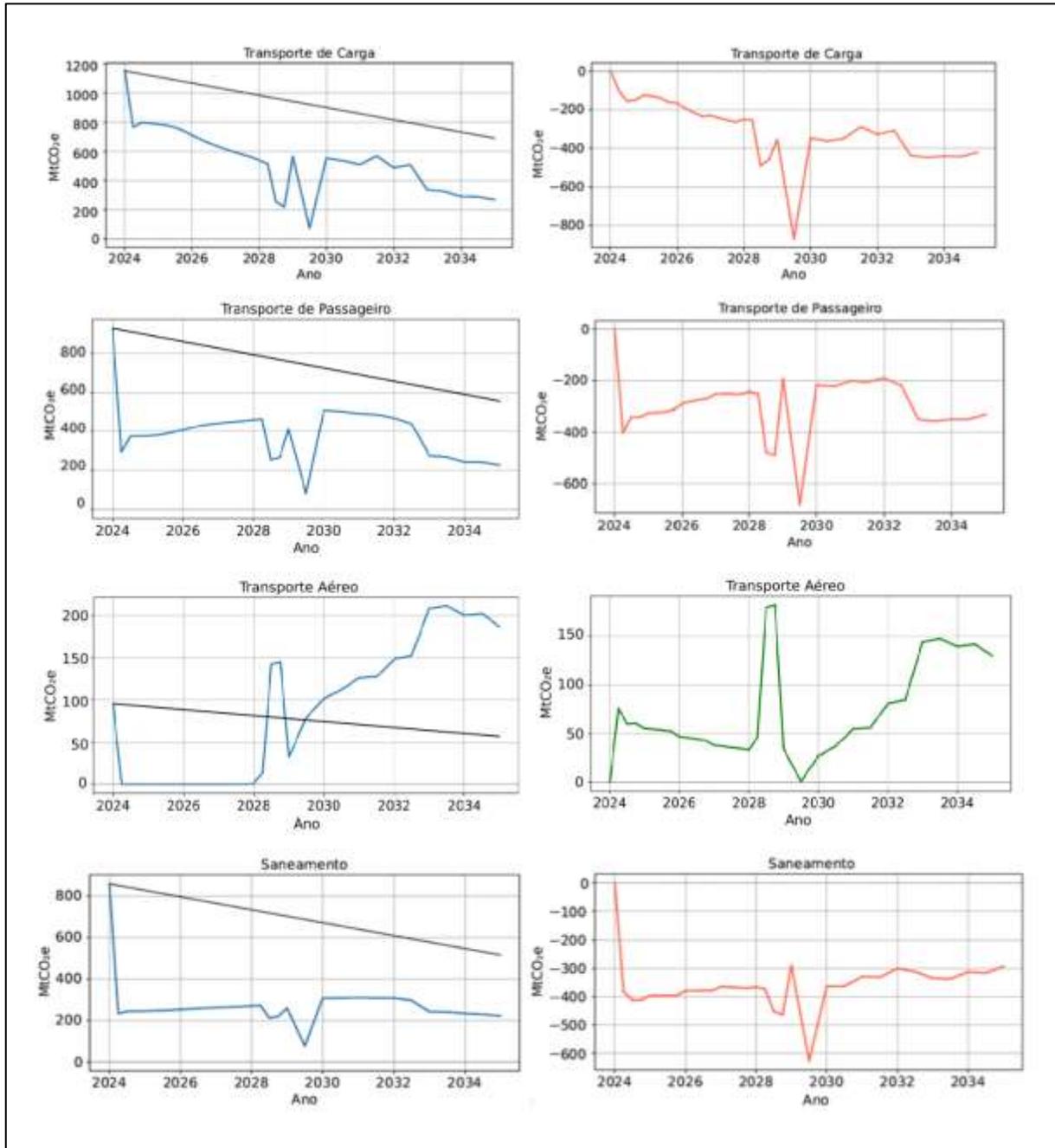
Em comparação com ETS que permite *banking*, a possibilidade de acumular permissões modifica esse racional ao incentivar abatimentos antecipados quando os custos marginais ainda são baixos. Isso resulta em uma trajetória de abatimento mais equilibrada, evitando aumentos excessivos de custo no final do período regulatório. Assim, o cenário de abatimento tardio pode não ser tão oneroso quanto seria sem *banking*. Inclusive, no gráfico, observa-se que o cenário com trajetória de abatimento Côncava 1 pode apresentar custos inferiores aos das trajetórias convexas. Isso reforça a ideia de que a flexibilidade proporcionada pelo *banking* pode suavizar os custos intertemporais e tornar o abatimento menos dispendioso ao longo do tempo.

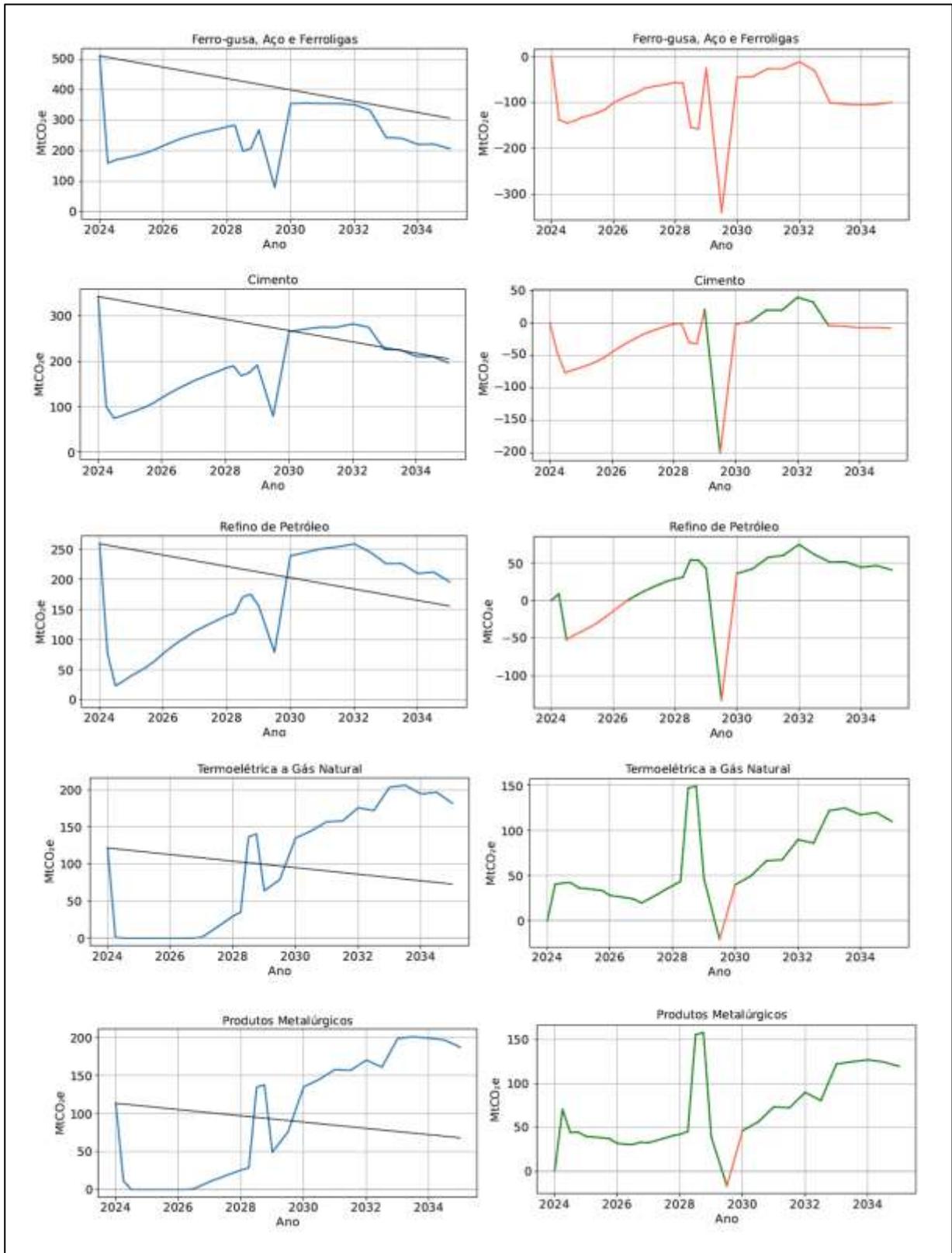
Seguindo o critério de menor custo de conformidade, observa-se que, dentre todas as possibilidades analisadas, a configuração que resulta no menor custo para o sistema é um *cap* linear de restrição progressiva de emissão, combinado com a regra de *banking* definida por $\alpha = 1000$ e $t = 8$. Portanto, considerando essa a proposta de desenho regulatório para o ETS, é interessante analisar o comportamento de cada setor nessa simulação. Essa dinâmica setorial será explorada em detalhes no próximo tópico.

5.3 Comportamento setorial

A Figura 23 abaixo aborda, para cada setor, dois gráficos. O primeiro (à esquerda) mostra o comportamento das emissões entre 2024 e 2035, representado pela linha azul, juntamente com o *cap* regulatório, indicado pela linha preta. O segundo gráfico exibe a posição

de comprador ou vendedor de permissões: o traçado vermelho designa venda e o verde, compra de licenças.





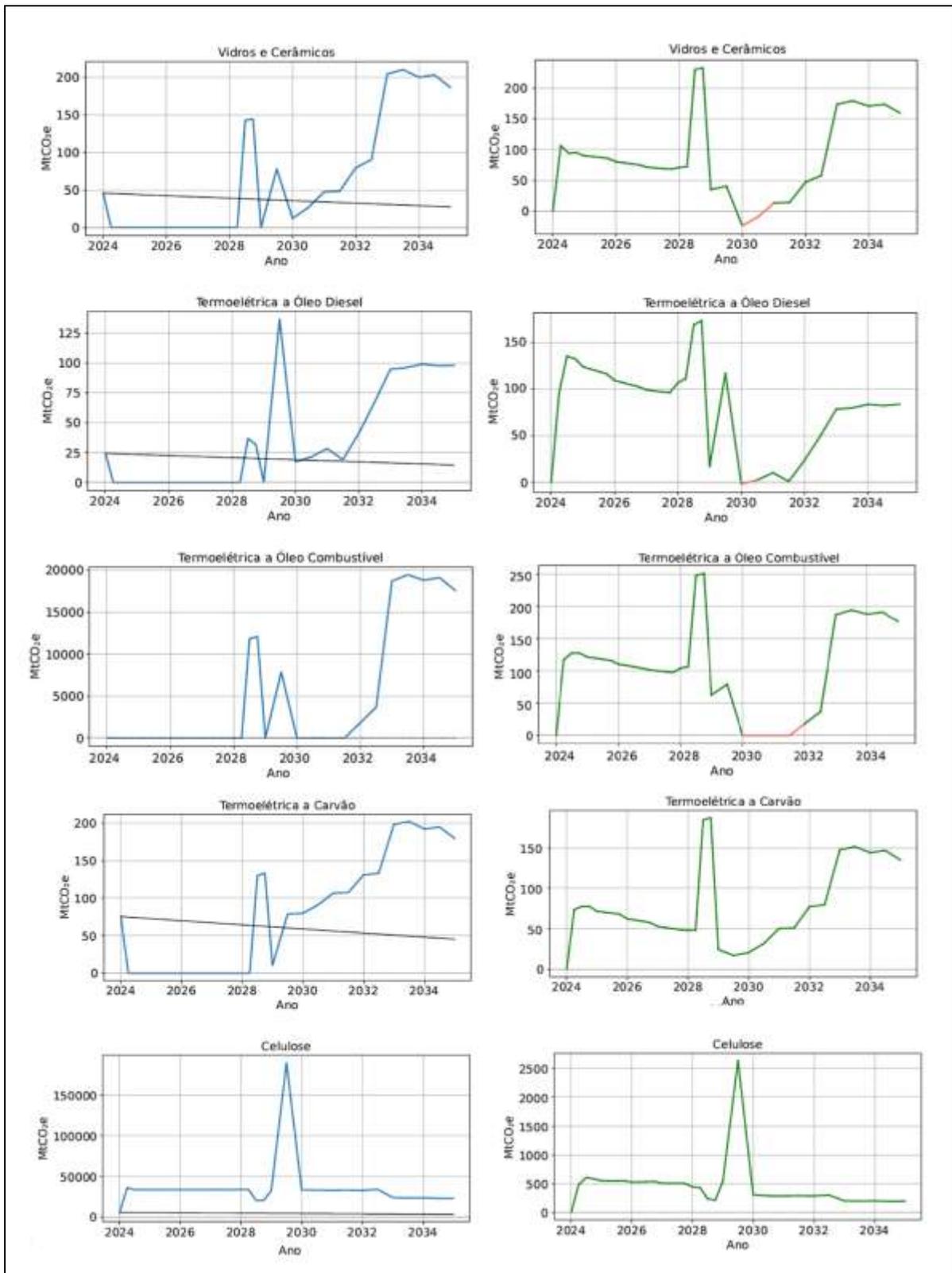


Figura 23 - Emissão e comércio setorial

Os resultados demonstram como a dinâmica do mercado de permissões é determinada pelos custos marginais de abatimento setoriais. Setores com custos mais altos optam por comprar permissões, enquanto aqueles com custos mais baixos podem se beneficiar financeiramente da venda de permissões excedentes. São essas diferenças nos custos marginais que promovem uma redistribuição eficiente do esforço de mitigação.

Os setores predominantemente compradores de permissões, como termelétricas (gás natural, óleo diesel e óleo combustível), produtos metalúrgicos e vidros e cerâmicos, apresentam custos marginais de abatimento elevados. Para esses setores é mais vantajoso adquirir permissões no mercado em vez de reduzir emissões internamente, pois o custo de mitigação é superior ao custo das permissões. Esse comportamento sugere que a regulação impõe restrições difíceis de serem atendidas por esses segmentos sem incorrerem em custos significativos. O mesmo vale para os setores exclusivamente compradores como transporte aéreo, celulose e termelétrica a carvão.

É possível observar que, em determinados períodos, as emissões ultrapassam a meta setorial. Inicialmente, há uma redução nas emissões, coincidindo com a fase de *banking*. No entanto, à medida que o fim do prazo de validade das permissões se aproxima, ou seja, quando as licenças acumuladas precisam ser utilizadas, as emissões aumentam significativamente. Esse comportamento reflete tanto a posição de comprador líquido quanto o uso das permissões estocadas.

Em contraste, as emissões dos setores Saneamento, Transporte de Carga, Transporte de Passageiros e Ferro-Gusa, Aço e Ferroligas permanecem abaixo do *cap* regulamentar ao longo de todo o horizonte temporal. Esses são justamente os vendedores de permissão, ou seja, que possuem um custo marginal de abatimento comparativamente mais baixo. Esses setores conseguem reduzir emissões a um custo inferior ao valor das permissões e, portanto, vendem seus excedentes no mercado. Por fim, os setores como Cimento, Refino de Petróleo apresentam custos marginais de abatimento intermediários. Esses setores ajustam suas emissões ao longo do tempo conforme a relação entre o custo e abatimento e o preço das permissões no mercado.

5.4 Preços no ETS: impacto das restrições e mecanismos de estabilização

A teoria econômica sobre recursos esgotáveis, modelada por Hotelling (1931), estabelece que, em mercados eficientes, o preço do recurso escasso cresce à taxa de juros enquanto houver *banking*. Quando o *banking* se esgota, o comportamento do preço pode variar: pode subir abruptamente, tornar-se mais volátil ou se estabilizar em um novo nível, dependendo da oferta

e da demanda no mercado. Entretanto, essa regra para a evolução dos preços só é válida quando *banking* e *borrowing* são irrestritos; caso contrário, os preços são divergentes em relação ao caminho originalmente previsto pela regra de Hotelling (BOCKLET et al., 2019).

Um dos comportamentos observados na simulação é que quando os preços são determinados apenas pela arbitragem intertemporal entre oferta e demanda, os valores alcançados são demasiadamente altos, superiores às faixas de preços observados nos comércios de permissões vigentes. Segundo dados do ICAP (2024), atualmente todos os preços praticados nos mercados regulados operam em uma faixa de até US\$ 100, com destaque para as licenças comercializadas no EU ETS, que registrou o maior preço médio em 2023 entre todos os sistemas, com valor de aproximado de US\$ 90 por tonelada de CO_2e .

Esse comportamento pode ser explicado, em parte, pela restrição ao *banking* e pela proibição do *borrowing*, que poderiam agir como mecanismos suavizadores da trajetória dos preços. Para evitar valores excessivamente altos, de fato, há diversos sistemas regulados em operação que implementam regras limitadoras com fins de estabilização. Entre eles, o Sistema de Comércio de Emissões da Nova Zelândia (NZ ETS), por exemplo, utilizou a *Fixed Price Option* (FPO) entre 2009 e 2020. Já o *California Air Resources Board* (CARB) define um preço-teto anual. Em 2024, esse teto foi estabelecido em US\$ 81,90 por tonelada de CO_2e . No Reino Unido (UK ETS), o *Cost Containment Mechanism* (CCM) é baseado em um limite igual a três vezes a média dos dois anos anteriores por seis meses consecutivos.

No entanto, estabelecer um limite que garanta a viabilidade das soluções e reflita comportamentos realistas dentro do contexto econômico não é trivial. Em um mercado ideal, o preço das permissões de emissão deveria convergir para o custo social do carbono (CSC), garantindo que os agentes econômicos internalizassem os custos ambientais das emissões e tomassem decisões de investimento e produção compatíveis com os objetivos climáticos. Porém, a realidade do mercado de carbono é mais complexa, tanto pela dificuldade em estimar o CSC, que já é um desafio por si só, quanto pela desconexão com o valor das permissões em um mercado que é influenciado por políticas governamentais, cobertura setorial limitada e choques econômicos (GOLLIER e TIROLE, 2015).

Além disso, os valores estimados do CSC também aparentam ser heterogêneos. Por exemplo, na França, a Comissão Quinet (Quinet, 2009) recomendou um preço do carbono de €100/t CO_2e em 2030. Nos Estados Unidos, *US Interagency Working Group* (2013) estimou US\$ 71/t CO_2e em 2050. Já a OCDE (2013) apontou que os preços podem variar amplamente entre países e setores, indo de 0 até €1000/t CO_2e . Pensando em como definir um intervalo de valor para preço de permissões em um possível mercado brasileiro, Penido (2021) recomenda

um mecanismo de estabilização, no qual os gatilhos seriam definidos entre R\$ 10/tCO₂e e R\$ 50/tCO₂e, em uma fase inicial de três anos.

Assim, para aproximar o modelo da realidade, foram testados múltiplos valores de teto superior, com um limite máximo de 1000. A implementação desse mecanismo revelou comportamentos peculiares tanto na trajetória do *banking*, quanto dos preços ao longo do tempo.

Sobre o *banking*, embora a condição de transversalidade $B(T)P(T) = 0$ seja sempre atendida, independentemente do limite utilizado, observou-se que apenas quando o preço-teto foi fixado em 100 o estoque final de permissões foi completamente consumido, resultando em $B(T) = 0$. Em todos os outros casos, mesmo com $P(T) = 0$, o estoque chegou ao período terminal com permissões remanescentes.

Em relação aos preços, para limites superiores a 100, o comportamento se manteve praticamente inalterado, indicando que o preço-teto não era um fator ativo. Em outras palavras, o preço-teto de 100 já não estava atuando como restrição, pois o solver encontra os mesmos valores de equilíbrio independentemente do aumento do limite. Esse resultado pode estar relacionado à forma como os algoritmos numéricos de otimização resolvem o problema. No caso, o IPOPT implementa um algoritmo iterativo, começando com uma estimativa inicial das variáveis e atualizando essa estimativa a cada iteração com base em informações locais, como os valores da função objetivo, restrições e suas derivadas. O algoritmo segue direções de descida, ou seja, caminhos que indicam uma melhora na solução em termos do objetivo e/ou da viabilidade. Esse processo continua até que as melhorias se tornem marginalmente pequenas (WÄCHTER e BIEGLER, 2006).

Assim, o preço-teto igual a 100 já indica que a solução atende a uma trajetória suficientemente boa. Quando esse valor é elevado ainda mais, por exemplo, para 500, a solução numérica obtida permanece a mesma, porque o algoritmo parte de uma solução anterior viável e não encontra incentivo numérico para alterar a trajetória. Em outras palavras, o preço-teto de 100 já representa um ponto a partir do qual os equilíbrios se estabilizam numericamente, não por uma razão teórica, mas sim pela forma como o algoritmo interpreta a ausência de restrições adicionais relevantes.

No entanto, é necessário informar que para diferentes preços-teto a trajetória ótima de *banking* muda, indicando que a nova restrição permite um ajuste intertemporal diferente para o consumo de permissões. Esse resultado evidencia que a relação entre preço e *banking* não é totalmente rígida. Enquanto o preço reflete o equilíbrio do mercado e responde às condições de

escassez, o *banking* é uma variável dinâmica que reflete a decisão estratégica das firmas ao longo do tempo.

Dado que o modelo não inclui variáveis de expectativa, essa mudança na trajetória do *banking* não pode ser explicada por antecipação de preços futuros pelas firmas. Em vez disso, o resultado decorre da solução ótima encontrada pelo solver dentro do novo conjunto de restrições. Portanto, a sensibilidade do *banking* ao limite superior do preço não se deve às expectativas de mercado, mas sim à estrutura da otimização. A mudança qualitativa na solução ótima sugere que o preço-teto de 100 pode ser interpretado como um valor crítico do modelo. Esse achado reforça que, mesmo em modelos sem probabilidades associadas aos resultados, a análise deve considerar não apenas o efeito das restrições no preço, mas também como elas afetam a alocação intertemporal das permissões dentro do sistema.

Quanto à trajetória dos preços em si, foram observados três padrões distintos, conforme o gráfico da Figura 24 abaixo.

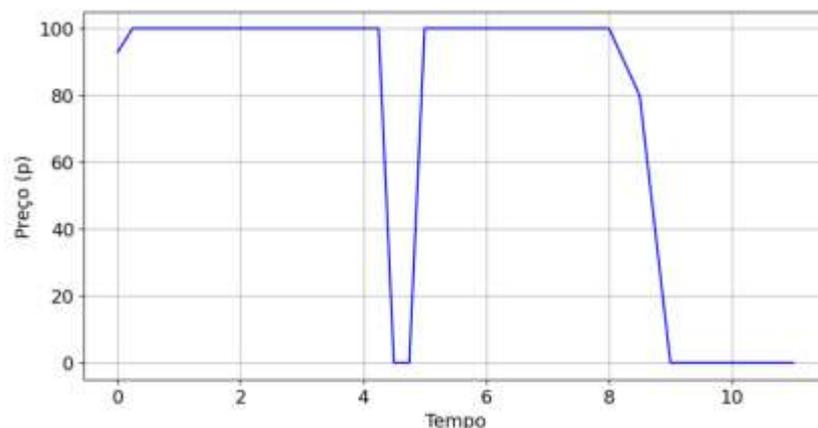


Figura 24 - Comportamento dos preços

Inicialmente, entre os períodos $t = 0$ (2024) e $t = 4.50$ (entre 2028 e 2029), o preço parte de 92 e rapidamente se estabiliza próximo de 99. Essa trajetória pode refletir um equilíbrio temporário, no qual a demanda por permissões está ajustada à oferta disponível, resultando em um preço estável. No entanto, essa estabilidade é interrompida quando o preço colapsa para valores próximos de zero até $t = 4.75$. Esse comportamento, que aparenta ser um esgotamento repentino da demanda, é, na verdade, uma liberação massiva das permissões estocadas, impulsionada pelo *design* das regras de *banking*. Como as permissões não utilizadas perderiam valor se não fossem empregadas, as firmas têm um forte incentivo para liquidá-las antes do vencimento. Após essa queda, o preço retorna para 99 em $t = 5.00$ (2029), indicando uma possível estabilização temporária do mercado. No entanto, essa recuperação não se mantém,

pois, a partir de $t = 8.50$ (entre 2030 e 2031), o preço volta a cair gradualmente até atingir quase zero novamente, refletindo o esgotamento definitivo do valor das permissões no fim do período.

Embora o comportamento dos preços pareça extremo, com colapsos abruptos e retomadas rápidas, eles são uma consequência legítima da formulação do modelo. Além disso, a trajetória do preço está de acordo com o esperado: conforme se aproxima o fim do período regulatório, o valor das permissões se esgota e o preço colapsa. Já os movimentos abruptos intraperíodos resultam do desenho institucional adotado, com liberação estratégica de permissões estocadas. Trata-se, portanto, de uma autocrítica: os resultados, embora incomuns, são coerentes com o modelo e com a teoria.

5.5. Custo de conformidade e seu impacto

A implementação de um sistema de Comércio de Emissões (ETS) pode impactar diretamente os setores produtivos regulados. Por isso, seria interessante analisar como o custo de conformidade sensibiliza os setores inseridos no sistema. Se o custo de conformidade for muito elevado, o impacto pode se dar por meio do repasse parcial ou total desses custos aos preços finais, influenciando a competitividade e a demanda por bens e serviços.

A maneira mais rigorosa de capturar esse impacto seria por meio da modelagem de uma função de resposta setorial, permitindo avaliar como variações no custo de emissão influenciam as decisões de produção dos agentes econômicos. No entanto, essa modelagem exige suposições sobre a sensibilidade dos setores produtivos às mudanças nos custos regulatórios. Uma alternativa seria utilizar uma proxy baseada em setores regulados em outras economias. No entanto, isso se torna uma limitação por falta da disponibilidade de dados sistematizados. Na realidade, até mesmo a obtenção de informações sobre os custos produtivos setoriais para vários dos segmentos considerados é um desafio, sendo necessário um esforço para conciliação e obtenção dessas informações que vão além do escopo deste trabalho. Por isso, essa estratégia se torna inviável no momento.

Como opção e considerando que o trabalho possui como prioridade a perspectiva do sistema como um todo, a escolha que se apresentou mais factível é observar diretamente a representatividade do custo de conformidade do sistema diante de um valor projetado do PIB para o mesmo horizonte de tempo simulado.

Assumindo as limitações e seguindo adiante, foi considerado um crescimento médio histórico de 2,21% do PIB desde 1996 até 2023, segundo dados disponibilizados pelo IBGE. A escolha de utilizar a taxa média histórica, em vez das projeções como as apresentadas no Brasil 2035 cenários para o desenvolvimento (MARCIAL, 2017) ou Visão 2035: Brasil, um país desenvolvido (PUGA e CASTRO, 2018) se justifica principalmente pela opção de maior neutralidade, visto que as projeções são construídas a partir de premissas que dependem da implementação de reformas estruturais, investimentos em inovação e mudanças políticas. Como essas premissas podem não se materializar integralmente, a adoção da taxa histórica permite uma comparação entre custos de conformidade e PIB de forma mais conservadora. Assim, ao longo do período simulado, o custo de conformidade foi equivalente a 0,8% da contribuição dos setores regulados ao PIB e 0,1% do PIB, recordando que esses setores abrangem aproximadamente 26% do total de emissões.

Para fins de comparação, pode-se considerar a estimativa de que os limites do EU ETS até 2020 podem custar entre 0,3% e 0,7% do PIB, considerando que o EU ETS cobre aproximadamente 45% do total de emissão (GRUBB et al., 2009). Jorgenson et al. (2000) estimam o custo da implementação de um ETS e de uma política que reduz as emissões de carbono para cerca de 70% do nível que seria alcançado na ausência de medidas, com impacto econômico estimado em aproximadamente 1,25% do PIB real dos EUA.

Portanto, um custo de conformidade de 0,8% da participação dos setores regulados no PIB e 0,1% do PIB total, como encontrado nesta simulação, está alinhado com essas estimativas. Isso sugere que as políticas de mitigação podem ser implementadas de forma economicamente viável, sem representar um ônus excessivo para a economia.

5.6 Variação na taxa de desconto

Variar os juros exerce impacto tanto sobre o estoque de permissões de emissão quanto sobre a trajetória de emissões. Mecanicamente, quando a taxa de desconto é mais baixa, os agentes valorizam mais os custos futuros de abatimento, levando a uma maior redução antecipada das emissões e maior volume de *banking*. Por outro lado, com uma taxa mais alta, os custos futuros tornam-se menos relevantes, estimulando maior nível de emissão inicial e a postergação do abatimento, com menor estoque de permissões. Isso é facilmente observado nas Figuras 25 e 26 abaixo.

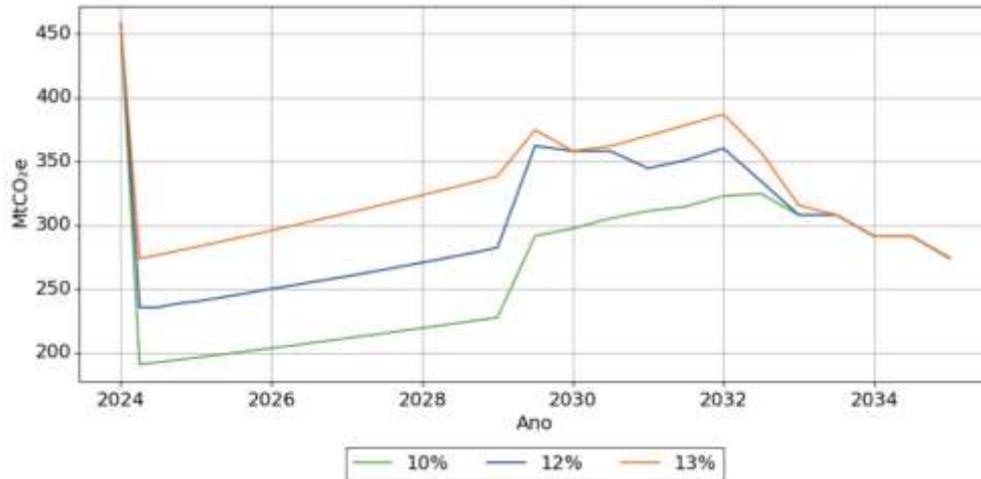


Figura 25 - Trajetória de emissões com variação da taxa de juros

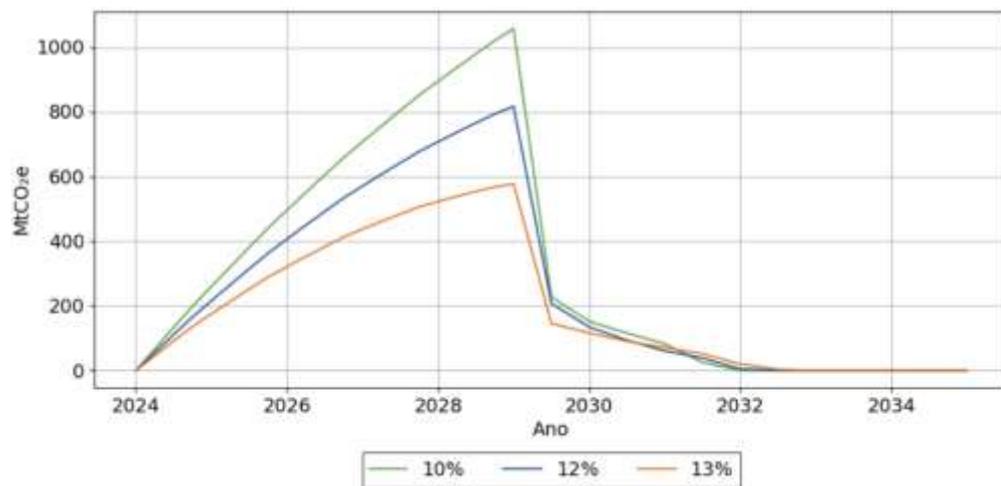


Figura 26 - Banking com variação da taxa de juros.

Porém, é necessário observar os efeitos que a inclusão de regras ao funcionamento do *banking* provoca a dinâmica do modelo. Com a análise, observa-se que o modelo não segue um comportamento linear para todas as faixas de taxa de juros, indicando a presença de limiares críticos em que a relação entre emissões e *banking* se altera. Isso sugere que, dentro de certos intervalos de taxa de juros, o modelo funciona conforme o esperado. Entretanto, esse padrão esperado se rompe para taxas menores que 10% e o *banking* se torna mais suave do que o esperado. Inicialmente, as empresas tenderiam a realizar maior redução de emissão nos períodos iniciais e um grande volume de *banking*, mas, devido à penalidade futura, há uma limitação ao acúmulo de permissões após um certo ponto. Como consequência, as empresas optam por emitir mais e manter um *banking* menos agressivo. Nesse cenário, o *banking* cresce de forma mais lenta e suave, e as emissões iniciais permanecem mais altas do que o esperado.

Da mesma forma, para taxas mais altas, acima de 16%, o comportamento também não segue a tendência esperada e os resultados começam a se assemelhar aos obtidos para taxas intermediárias para um alto custo marginal de abatimento, pode não ser vantajoso reduzir emissões rapidamente, o que significa uma redução de emissão menos agressiva e, conseqüentemente, fazendo com que o *banking* se mantenha em um nível mais elevado que o esperado. As Figuras 27 e 28 ilustram esses comportamentos.

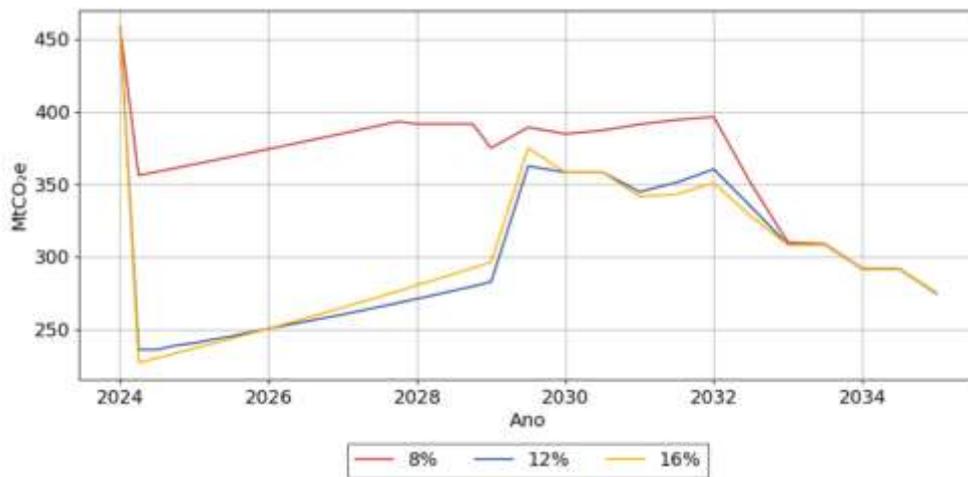


Figura 27 - Trajetória de emissões com variação da taxa de juros

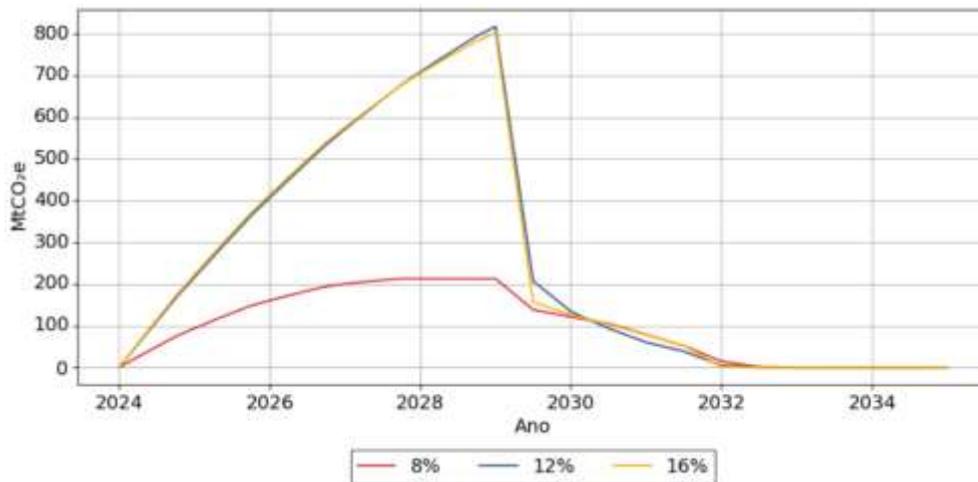


Figura 28 - *Banking* com variação da taxa de juros

A análise indica que há um limite para o impacto da taxa de juros sobre as emissões, determinado por fatores internos do modelo, como restrições ao *banking* e a não-linearidade dos custos de abatimento, fazendo que estes dominem a dinâmica de decisão dos agentes, desviando o comportamento observado do esperado.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta dissertação explora o impacto do custo conjunto de um sistema de comércio de emissões nacional e a trajetória de emissões com base em dados brasileiros. A simulação incorpora explicitamente a dimensão temporal, o que é relevante, uma vez que programas de controle de poluição operam por meio de ciclos regulatórios que se estendem por vários períodos. A modelagem adotada é fundamentada teoricamente nos trabalhos de Montgomery (1972) e Rubin (1996). Com o intuito de conferir maior adequação à proposta de simulação, foi realizado um esforço de compreensão das principais diretrizes operacionais dos programas *cap-and-trade* em funcionamento no cenário internacional. Além da avaliação da experiência emblemática do EU ETS, outros programas foram analisados, especialmente no que se refere à inclusão (ou não) do mecanismo de *borrowing*, às restrições e ao desenho do *banking*, ao recorte das atividades econômicas submetidas a regulação, bem como à adoção de mecanismos de estabilização de preços das licenças. A análise dessas experiências orientou a construção dos cenários simulados, visando aderência não somente à teoria, mas às práticas já observadas.

A amostra inicial considera os dados das emissões líquidas de GEE no Brasil em 2022, referentes a 14 subsetores da economia, distribuídos entre os setores de Energia, Processos Industriais e Uso de Produtos e Resíduos. No total, as emissões subsetoriais abordadas equivalem a aproximadamente 26% das emissões líquidas de GEE registradas no Brasil naquele ano. Para fins de simulação, além desses dados, foi necessário estabelecer um critério ambiental que orientasse o limite (*cap*) de emissões ao longo do tempo. Esse critério foi definido com base na NDC brasileira. Considerando que a NDC representa uma meta agregada, e que esta simulação contempla apenas parte dos subsetores emissores, o valor final foi ajustado proporcionalmente ao recorte de atividade analisado, servindo como referência para os limites de emissão a serem alcançados no horizonte temporal do modelo, que se estende até 2035. Assim, fica claro que a definição da qualidade ambiental segue exatamente a fundamentação lógica de um programa *cap-and-trade*, conforme descrito na literatura, no qual o parâmetro ambiental vinculante é fixado exogenamente como instrumento central da política ambiental, que visa objetivos ambientais ou sanitários.

Das simulações realizadas, foram obtidos 150 resultados distintos, a partir de diferentes combinações de parâmetros e diretrizes regulatórias. Com base no critério de menor custo de conformidade total, observa-se que a configuração mais eficiente é aquela que combina um *cap* linear e uma regra de *banking* parametrizada por um nível de penalidade igual a 1000, com início de vigência a partir do oitavo período.

Além de permitir a identificação da configuração mais adequada ao desenho do ETS, como subsídio à sua eventual implementação, propôs-se avaliar o custo de conformidade associado a diferentes arranjos de política ambiental. Foi analisada a opção de um esquema em sua forma básica, com o intuito de mensurar os efeitos da ausência de flexibilidade intertemporal, e um cenário de comando e controle, no qual o padrão ambiental é atingido por meio da imposição direta de limites de emissão.

Os resultados são consistentes com as previsões teóricas da literatura, que indicam que um mercado de permissões com flexibilidade intertemporal pode atingir metas ambientais com menor custo agregado. Em contraste, a política de comando e controle tende a apresentar o maior custo associado, uma vez que ignora as diferenças entre as curvas de custo marginal, impondo padrões rígidos a todos os emissores. Portanto, com base no menor custo total, os resultados demonstram que um ETS bem estruturado pode oferecer eficácia ambiental e também eficiência econômica, ao reduzir o custo agregado de implementação de um critério ambiental. Nesse sentido, a configuração considerada mais eficiente é a contribuição deste trabalho como sugestão de desenho regulatório.

A disponibilidade das curvas de custo marginal de abatimento específicas por setor permite observar como o esforço de mitigação se redistribui entre diferentes atividades. Os resultados evidenciam os subsectores com custos elevados, como Transporte Aéreo, Celulose e Termelétrica a Carvão, que atuam como compradores líquidos de permissões. Em contraste, subsectores como Saneamento, Transporte de Carga e de Passageiros, além do segmento Ferro-Gusa, Aço e Ferroligas, apresentam custos marginais mais baixos e operam como vendedores de permissões. Essa diversidade de estratégias setoriais reforça o papel do mercado de permissões como um mecanismo que favorece a eficiência econômica na alocação do esforço para conquista da qualidade ambiental.

Secundariamente, foi possível visualizar a trajetória dos preços de mercado das licenças. A não aderência do comportamento dos preços à regra de Hotelling, devido ao amplo conjunto de restrições impostas, reforça a coerência dos resultados encontrados. A introdução de um limite superior para os preços foi inspirada nos mecanismos estabilizadores já existentes nos mercados operacionais, com o objetivo de tornar os resultados economicamente factíveis. O valor do preço-teto de \$100 se mostrou um ponto crítico: além de estabilizar o valor das licenças, influenciou diretamente a trajetória do *banking*, promovendo o esgotamento completo das permissões ao final do ciclo e ainda encontrou respaldo nos preços reais atualmente praticados nos mercados regulados. Assim, ainda que marcado por oscilações acentuadas, a trajetória dos preços revelou-se internamente coerente.

Neste trabalho, as permissões possuem validade ao longo de todo o ciclo regulatório estabelecido, sendo permitida a acumulação (*banking*) estritamente positiva, ou seja, sem possibilidade de empréstimo. A opção pela proibição do *borrowing* se deve ao exemplo da maioria dos programas atualmente em operação, os quais, por sua vez, se amparam na recomendação de evitar essa flexibilidade devido ao risco de aumentos na concentração de emissões nos primeiros períodos ou atrasos em investimentos para redução das emissões. No entanto, recomenda-se como melhoria incremental para futuras pesquisas a investigação de diferentes desenhos para o uso controlado do empréstimo, dado que o seu propósito é conferir flexibilidade ao sistema. Por exemplo, podem ser consideradas alternativas como a autorização do *borrowing* apenas em condições específicas, como emergências energéticas, limitação a uma fração das permissões alocadas, o uso de licenças com validade reduzida, ou ainda a aplicação de taxas diferenciadas sobre as permissões emprestadas.

Aproximar o modelo da realidade considerando incertezas também é uma necessidade e sugestão para melhorias. O primeiro passo seria identificar quais incertezas do mundo real podem ser representadas formalmente na estrutura do modelo. Imediatamente, verifica-se que as políticas são desenhadas em uma realidade na qual os custos marginais de abatimento não são conhecidos com precisão e essa incerteza afeta diretamente o comportamento dos agentes regulados. Na verdade, a própria restrição de não-negatividade do *banking* introduz desvios dos caminhos obtidos sob previsão perfeita. Trabalhos como Schennach (2000) e Ellerman e Montero (2002), apresentam alguns arranjos para analisar a trajetória do comércio e das emissões diante das incertezas. A consideração de tais arranjos pode contribuir para o refinamento da simulação aqui desenvolvida.

Já como proposta mais ambiciosa, uma área promissora para trabalhos futuros diz respeito à ampliação do escopo para capturar o investimento em capital pelas firmas como resposta à existência de um ambiente regulado. Este trabalho assume que não há incrementos de tecnologia, pois é mantida inalterada a estrutura convexa das curvas de custo marginal de abatimento durante o período analisado. Nordhaus (2023) observa que ao longo do tempo, as melhorias tecnológicas podem reduzir gradualmente o custo econômico de implementar políticas climáticas, resultando em um impacto econômico decrescente no PIB. O autor até estima valores e uma taxa de decrescimento anual desse custo, mas ele próprio faz ressalvas sobre as dificuldades de se referir a tecnologias não comprovadas ou que não foram desenvolvidas na escala massiva necessária. Essa hipótese de que a regulação ambiental pode influenciar a trajetória tecnológica setorial, em longo prazo, acrescenta uma dimensão ao

modelo e altera a dinâmica de um esquema de negociação, ao tornar parte dos custos de abatimento endógenos à própria política.

Dessa forma, os avanços sugeridos apontam caminhos para o aprimoramento da simulação e para a ampliação do debate sobre a necessidade da operacionalização de um sistema de comércio de emissões no contexto brasileiro. Essas contribuições, por sua vez, reforçam a relevância da estrutura analítica aqui apresentada.

Ao integrar elementos institucionais, setoriais e temporais em uma mesma estrutura, este estudo contribui para a discussão sobre ações de melhoria da qualidade ambiental no Brasil, especificamente quanto ao tema do aquecimento global. Embora o ETS não seja uma solução única para o enfrentamento das mudanças climáticas, os resultados evidenciam que seu funcionamento adequado pode representar uma ferramenta poderosa de política climática. Espera-se que os achados aqui apresentados estimulem pesquisas futuras, tanto teóricas quanto empíricas, voltadas à implementação de um ETS nacional.

REFERÊNCIAS

ARROW, K. J. The organization of economic activity: issues pertinent to the choice of market versus non-market allocation. In: **The Analysis and Evaluation of Public Expenditures: The PPB System**, pp. 47–64. Joint Economic Committee of Congress, Washington D.C., 1969.

ATKINSON, S. E. tradable discharge permits: restrictions on least-cost solutions. In: KLAASSEN, G.; FØRSUND, F. R. **Economic Instruments for Air Pollution Control**. 1994. Capítulo 1.

BAER, P.; MASTRANDREA, M. **High stakes: designing emissions pathways to reduce the risk of dangerous climate change**. London: Institute for Public Policy Research, 2006.

BANCO CENTRAL DO BRASIL. **Taxa de juros – Selic anualizada base 252 (% a.a.). Série Temporal – código 1178**. Disponível em: <https://www3.bcb.gov.br/sgspub/>. Acesso em: fev. 2025.

BANCO MUNDIAL. **Estudo de baixo carbono para o Brasil**. Washington, 2010.

BERTA, N. A note on John Dales and the early history of emissions trading: mixing standards and markets for rights. **Cahiers d'économie politique**, v. 79, n. 1, p. 61-84, jan. 2021.

BANZHAF, H. S. A History of pricing pollution (or, why pigouvian taxes are not necessarily pigouvian). **National Bureau of Economic Research Working Paper**, 2020.

BAUMOL, W. J.; OATES, W. E. The use of standards and prices for protection of the environment. **The Swedish Journal of Economics**, v. 73, n. 1, p. 42-54, 1971.

BAUMOL, W. J.; BRADFORD, David F. Detrimental externalities and non-convexity of the production set. **Economica**, v. 39, n. 154, p. 160-176, 1972.

BAUMOL, W. J.; OATES, W. E. **The theory of environmental policy**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988.

BERTA, N. The history of incentives in environmental economics. In: OUVRARD, B.; STENGER, A. (Org.). **Incentives and environmental policies: from theory to empirical novelties**. 1. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2019. p. 1-23.

BOCKLET, J.; HINTERMAYER, M.; SCHMIDT, L.; WILDGRUBE, T. The reformed EU ETS: Intertemporal emission trading with restricted banking. **Energy Economics**, v. 84, 104486, 2019.

BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima – PNMC e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Disponível em:

https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2009/lei/112187.htm. Acesso em: 15 nov. 2022.

BRASIL. Lei nº 15.042, de 11 de dezembro de 2024. Institui o Sistema Brasileiro de Comércio de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SBCE); e altera as Leis nºs 12.187, de 29 de dezembro de 2009, e 9.478, de 6 de agosto de 1997. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**: seção 1, Brasília, DF, 12 dez. 2024. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2023-2026/2024/lei/L15042.htm. Acesso em: 02 mar. 2025.

BYNUM, M. L. et al. **Pyomo - Optimization Modeling in Python**. 3. ed. vol. 67. Springer, 2021.

CALLAN, S.J.; THOMAS, J.M. **Economia ambiental: aplicações, políticas e teoria**. Cengage Learning, 2016.

CAPROS, P.; VAN REGEMORTER, D.; PAROUSSOS, L.; KARKATSOULIS, P.; FRAGKIADAKIS, C.; TSANI, S.; CHARALAMPIDIS, I.; REVESZ, T.; PERRY, M.; ABRELL, J.; CISCAR MARTINEZ, J.; PYCROFT, J.; SAVEYN, B. **GEM-E3 Model Documentation**. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2013.

CARVALHO, M. M. de. **Efetividade econômica, social e ambiental da precificação de carbono na economia brasileira para o alcance de metas de redução de emissões de gases de efeito estufa**. 2022. 138 f. Tese (Doutorado) – Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2022.

CARVALHO, M. M de; MAGALHÃES, A. S.; DOMINGUES, E. P. **Mecanismos de precificação de carbono no Brasil: custos econômicos e potenciais de abatimento**. In: Prêmio BNDES pelo Clima. Rio de Janeiro: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 2022. p. [118]-181.

CHEVALLIER, J. Banking and borrowing in the EU ETS: a review of economic modelling, current provisions and prospects for future design. **Journal of Economic Surveys**, v. 26, n. 1, p. 157–176, 2012.

COASE, R. H. The problem of social cost. **Journal of Law and Economics**, v. 3, p. 1–44, 1960.

COMISSÃO EUROPEIA. Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu, ao Conselho, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões. **Objetivo 55: alcançar a meta climática da UE para 2030 rumo à neutralidade climática**. Bruxelas, 14 jul. 2021. COM (2021) 550 final.

CONVERY, F. J. Origins and development of the EU ETS. **Environmental and Resource Economics**, [s.l.], v. 43, p. 391-412, 2009.

CROCKER, T. D. Structuring of atmospheric pollution control systems. In: WOLOZIN H. (ed.), **The Economics of Air Pollution**, p. 61–86, W.W. Norton, New York, 1966.

CROCKER, T. D. Some economics of air pollution control. **Natural Resources Journal**, v. 8, p. 236, 1968.

CRUMPLER, K. et al. 2021 (Interim) Global update report – Agriculture, Forestry and Fisheries in the Nationally Determined Contributions. **Environment and Natural Resources Management Working Paper No. 91**. Rome: FAO, 2021.

DALES, John H. Pollution, property and prices: an essay in policy making and economics. Toronto: **University of Toronto Press**, 1968a.

DALES, John H. Land, water, and ownership. **The Canadian Journal of Economics**, v. 4, p. 791–804, 1968b.

DESPRÉS, J.; KERAMIDAS, K.; SCHMITZ, A.; KITOUS, A.; SCHADE, B.; DIAZ VAZQUEZ, A.; MIMA, S.; RUSS, H.; WIESENTHAL, T. **POLES-JRC model documentation**. EUR 29454 EN. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2018. ISBN 978-92-79-97300-0. DOI: 10.2760/814959. JRC113757

ECOSYSTEM MARKETPLACE. **Voluntary carbon markets top \$1 billion in 2021 with newly reported trades, a special ecosystem marketplace COP26 bulletin**. Disponível em: <https://www.ecosystemmarketplace.com/articles/voluntary-carbon-markets-top-1-billion-in-2021-with-newly-reported-trades-special-ecosystem-marketplace-cop26-bulletin/>. Acesso em: 2 de novembro de 2022.

ELLERMAN, A. D.; DECAUX, A. **Analysis of Post-Kyoto CO₂ emissions trading using marginal abatement curves**. (Joint Program Report Series, n. 40). Cambridge, MA: MIT Global Change Joint Program, 1998.

ELLERMAN, A. D.; JOSKOW, P. L.; HARRISON Jr., D. **Emissions trading in the U.S.: experience, lessons, and considerations for greenhouse gases**. Massachusetts: Pew Center on Global Climate Change, 2003.

ELLERMAN, A. D.; MONTERO, J-P. **The temporal efficiency of SO₂ emissions trading**. Cambridge: MIT Center for Energy and Environmental Policy Research, 2002. (Working Paper, n. 02-003).

ELLERMAN, A. D.; VALERO, V.; ZAKLAN, A. **An analysis of allowance banking in the EU ETS**. Florence: European University Institute, 2015. (EUI Working Paper RSCAS 2015/29).

EPE. **Nota técnica precificação de carbono: riscos e oportunidades para o Brasil**. Rio de Janeiro: Empresa de Pesquisa Energética., 2020.

EUROPEAN COMMISSION. **Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the functioning of the European carbon market in 2022 pursuant to Articles 10(5) and 21(2) of Directive 2003/87/EC**. Brussels: European Commission, 2023.

EUROPEAN COMMISSION. **Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the functioning of the European carbon market in 2023**. COM(2024) 538 final. Brussels: European Commission, 2024.

EUROPEAN COMMISSION. **PRIMES Model**. Joint Research Centre – JRC, 2024. Disponível em: <https://web.jrc.ec.europa.eu/policy-model-inventory/explore/models/model-primers-print/>. Acesso em: fev. 2025

FELL, H. G.; MACKENZIE, I. A.; PIZER, W. A. Prices versus quantities versus bankable quantities. **NBER Working Paper Series**, n. w17878, 38 p., 2012.

GHERARDI-GOLDSTEIN, E. et al. Dispersão de efluentes e os padrões ambientais. **Ambiente**, v. 7, p. 12-18, 1993.

GOLLIER, C.; TIROLE, J. Negotiating effective institutions against climate change. **Economics of Energy & Environmental Policy**, v. 4, n. 2, p. 5-28, 2015.

GRUBB, M.; BREWER, T.; SATO, M.; HEILMAYR, R.; FAZEKAS, D. **Climate policy and industrial competitiveness: ten insights from Europe on the EU Emissions Trading System**. Climate & Energy Paper Series, n. 09. Washington, DC: The German Marshall Fund of the United States, 2009.

GORMAN, H.; SOLOMON, B. The origins and practice of emissions trading. **Journal of Policy History**, v. 14, n. 3, p. 293-320, 2002.

HAHN, R. W.; STAVINS, R. N. The effect of allowance allocations on cap-and-trade system performance. **Journal of Law and Economics**, v. 54, n. 4, p. S267-S294, nov. 2011.

HART, W. E.; WATSON, JP; WOODRUFF, D. L. Pyomo: modeling and solving mathematical programs in Python. **Mathematical Programming Computation**, v. 3, n. 3, p. 219-260, 2011.

HENDERSON, B.; FREZAL C.; FLYNN, E. **A survey of GHG mitigation policies for the agriculture, forestry and other land use sector**. Paris: OECD Publishing, 2020. (OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers, n. 145).

HENRIQUES JÚNIOR, M. F. **Potencial de redução de emissão de gases de efeito estufa pelo uso de energia no setor industrial brasileiro**. 2010. 40 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

HOTELLING, H. The economics of exhaustible resources. **Journal of Political Economy**, v. 39, n. 2, p. 137-175, abr. 1931.

HUANG, L.; ZHU, B.; JIANG, M.; WANG, P.; CHEVALLIER, J. On market power, permit banking borrowing, and interactions with the firm's production market. **Environmental Modeling & Assessment**, v. 27, p. 981–992, 2022

HYMAN, R. C. et al. Modeling non-CO₂ greenhouse gas abatement. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 8, n. 3, p. 175-186, 2003.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Contas Nacionais Trimestrais: série histórica**. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9300-contas-nacionais-trimestrais.html?=&t=series-historicas&utm_source=landing&utm_medium=explica&utm_campaign=pib#evolucao-taxa. Acesso em: fev. 2025.

ICAP. **Emissions trading worldwide: status report 2024**. Berlin: International Carbon Action Partnership, 2024.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2007: synthesis report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland: IPCC, 2007. 104 p.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2014: synthesis report**. Geneva: IPCC, 2014. 132 p.

JACKSON, T. Least-cost greenhouse planning supply curves for global warming abatement. **Energy Policy**, Oxford, v. 19, n. 1, p. 35–46, jan./fev. 1991.

JORGENSON, D.W.; GOETTLE, R. J.; WILCOXEN, P. J.; HO, MS. **The role of substitution in understanding the costs of climate change policy**. Prepared for the Pew Center on Global Climate Change, 2000.

KERAMIDAS, K.; KITOUS, A.; DESPRÉS, J.; SCHMITZ, A.; DIAZ VAZQUEZ, A.; MIMA, S.; RUSS, H.; WIESENTHAL, T. **POLES-JRC model documentation**. EUR 28728 EN. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2017. ISBN 978-92-79-71801-4. DOI: 10.2760/225347. JRC107387.

KESICKI, F.; EKINS, P. Marginal abatement cost curves: a call for caution. **Climate Policy**, v. 12, n. 2, p. 219-236, 2012.

KIUILA, O.; RUTHERFORD, T. F. **Approximation of marginal abatement cost curve**. (Working Papers, n. 12/2011). Warsaw: [University of Warsaw], 2011.

KNEESE, A. V., **The economics of regional water quality management**. John Hopkins Press, Baltimore, 1964.

KRUPNICK, A. J.; OATES, W. E.; VAN DE VERG, E., On marketable air-pollution permits: the case for a system of pollution offsets. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 10, p. 233-247, 1983.

KUUSELA, OP.; LINTUNEN, J. A cap-and-trade commitment policy with allowance banking. **Environmental and Resource Economics**, v. 75, p. 421–455, 2020.

LEAHY, S.; CLARK, H.; REISINGER, A. Challenges and prospects for agricultural greenhouse gas mitigation pathways consistent with the Paris Agreement. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 4, artigo 69, maio 2020.

MARCIAL, E. C.; CURADO, M. P. F.; OLIVEIRA, M. G. de; CRUZ JÚNIOR, S. C da; COUTO, L. F. (Orgs.). **Brasil 2035: cenários para o desenvolvimento**. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), 2019.

MARIN, G.; MARINO, M.; PELLEGRIN, C. The impact of the European Emission Trading Scheme on multiple measures of economic performance. **Environmental and Resource Economics**, v. 71, p. 551–582, 2018.

McKINSEY & COMPANY. **Caminhos para uma economia de baixa emissão de carbono no Brasil**. São Paulo: McKinsey & Company, 2009a. 47 p.

McKIBBIN, W. J.; WILCOXEN, P. J. The role of economics in climate change policy. **Journal of Economic Perspectives**, v. 16, n. 2, p. 107-129, spring 2002.

McGARTLAND, A. A comparison of two marketable discharge permits systems. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 15, p. 35-44, 1986.

McGARTLAND, A. M.; OATES, W. E. Marketable permits for the prevention of environmental deterioration. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 12, p. 207-228, 1985.

MEDEMA, S. G. The curious treatment of the Coase theorem in the environmental economics literature, 1960–1979. **Review of Environmental Economics and Policy**, v. 8, n. 1, pp. 39–57, 2014.

MEDEMA, S. G. “Exceptional and unimportant”?: externalities, competitive equilibrium, and the myth of a Pigovian tradition. **History of Political Economy**, v. 52, n. 1, p. 135–170, 2020.

MEIER, A. K. **Supply curves of conserved energy**. 1982. Tese (Doutorado) – University of California, Berkeley, Lawrence Berkeley Laboratory, Berkeley.

MICKWITZ, P. A framework for evaluating environmental policy instruments. **Evaluation**, v. 9, n. 4, p. 415–436, 2003.

MILLS, E.; WILSON, D.; JOHANSSON, T. B. Getting started: no-regrets strategies for reducing greenhouse gas emissions. **Energy Policy**, v. 19, n. 6, p. 526-542, 1991.

MCTI - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 6. ed. Brasília, DF, 2022.

MONTGOMERY, W. E. Markets in licenses and efficient pollution control programs. **Journal of Economic Theory**, vol. 5, no. 3, pp. 395–418, 1972.

MOTTA, R. S. da; et al. **Curvas de custos marginais de abatimento de gases de efeito estufa no Brasil: resenha e oportunidades de mitigação**. Brasília; Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), 2012. (Texto para discussão, [1781]).

NICHOLSON, B.; SIROLA, J. D.; WATSON, JP. et al. pyomo.dae: a modeling and automatic discretization framework for optimization with differential and algebraic equations. **Mathematical Programming Computation**, v. 10, p. 187-223, jun. 2018.

NISHIBAYASHI, S. A. V. Kneese's water quality management research (1960s), within the history of environmental economics. **Journal of the History of Economic Thought**, v. 41, n. 3, p. 411-431, 2019.

NORDHAUS, W. D.; YANG, Z. A regional dynamic general-equilibrium model of alternative climate-change strategies. **The American Economic Review**, v. 86, n. 4, p. 741-765, 1996.

NORDHAUS, W. **DICE 2023: Introduction and User's Manual**. 3.1.2 ed. Com contribuições de Lint Barrage e Paul Sztorc. New Haven: Yale University, 2024.

PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. **Economics of natural resources and the environment**. Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press, 1990.

OCDE – ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Effective carbon prices**. Paris: OECD, 2013.

PIZER, W. A. **Prices vs. quantities revisited: the case of climate change**. (Discussion Paper 98-02). Washington, DC: Resources for the Future, 1997.

PUGA, F. P.; CASTRO, L. B. de (Org.). **Visão 2035: Brasil, país desenvolvido: agendas setoriais para alcance da meta**. 1. ed. Rio de Janeiro: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES), 2018. 437 p.

PYOMO. **Pyomo documentation: modeling extensions - differential algebraic equations (DAE)**. [S.l.]: Pyomo, 2024. Disponível em: https://pyomo.readthedocs.io/en/6.8.0/modeling_extensions/dae.html. Acesso em: jun. 2024.

QUINET, A. **La valeur tutélaire du carbone**. La Documentation Française, Rapports et Documents, n. 16, Paris, 2009.

RENTZ, O. et al Influence of energy-supply structure on emission-reduction costs. **Energy**, v. 19, n. 6, p. 641-651, jun. 1994.

RUBIN, J. D. A model of intertemporal emission trading, banking, and borrowing. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 31, p. 269-286, 1996.

SEEG – SISTEMA DE ESTIMATIVA DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA. **Plataforma SEEG**. Disponível em: <https://plataforma.seeg.eco.br>. Acesso em: out. 2025.

SCHENNACH, S. M. The economics of pollution permit banking in the context of Title IV of the 1990 Clean Air Act Amendments. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 40, n. 3, p. 189–210, 2000.

SCHMALENSEE, R.; STAVINS, R. N. The SO₂ Allowance Trading System: The Ironic History of a Grand Policy Experiment. **Journal of Economic Perspectives**, Cambridge, v. 27, n. 1, p. 103-122, 2013.

SOUZA, J. F. T. de; PACCA, S. A.. O custo marginal e o potencial de redução de emissões de carbono para aço e cimento no Brasil. **Revista Brasileira de Economia**, v. 77, p. 01-25, 2023

TIETENBERG, T.H. **Emissions trading: principles and practice**. 2. ed. Washington, DC: Resources for the Future, 2006.

TIETENBERG, T. H. Cap-and-trade: the evolution of an economic idea. **Agricultural and Resource Economics Review**, v. 39, n. 3, p. 359–367, out. 2010.

TULADHAR, S. D. et al. A top–down bottom–up modeling approach to climate change policy analysis. **Energy Economics**, v. 31, supl. 2, p. S223-S234, dez. 2009.

TIETENBERG, T. H. Specific taxes and the control of pollution: a general equilibrium analysis. **The Quarterly Journal of Economics**, Oxford, v. 87, n. 4, p. 503-522, 1973.

UNFCCC. **Kyoto protocol reference manual on accounting of emissions and assigned amount**. Bonn: United Nations Framework Convention on Climate Change, 2008.

US INTERAGENCY WORKING GROUP. **Technical update of the social cost of carbon for regulatory impact analysis under Executive Order 12866**. 2013

VARGAS, D.; DELAREZI, M. M.; FERREIRA, V. H. P. **O avanço do mercado voluntário de carbono no Brasil: desafios estruturais, técnicos e científicos**. Observatório de Bioeconomia da FGV EESP. São Paulo, 2022.

VENMANS, F. A literature-based multi-criteria evaluation of the EU ETS. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, p. 5493–5510, 2012.

WÄCHTER, A.; BIEGLER, L. T. On the implementation of an interior-point filter line-search algorithm for large-scale nonlinear programming. **Mathematical Programming**, v. 106, p. 25-57, 2006.

WOLLENBERG, E. et al. Reducing emissions from agriculture to meet the 2 °C target. **Global Change Biology**, v. 22, n. 12, p. 3859–3864, 2016.

WORLD BANK. **State and trends of carbon pricing 2022**. Washington, DC: World Bank, 2022.

APÊNDICE A - TRAJETÓRIA DE PREÇOS DAS PERMISSÕES

Recordando que $\alpha = e^{-rt}P + \lambda_i$ é a trajetória definida para os preços das permissões, então, para o caminho que resulta na solução ótima $\dot{\alpha}_i = 0$, passa a valer $\dot{\alpha}_i = -re^{-rt}P + e^{-rt}\dot{P} + \dot{\lambda}_i$. Retomando a equação 3.35, no qual $\dot{\lambda}_i = -\partial H_i/\partial B_i = \phi_i$ e fazendo a substituição, tem-se que $0 = -re^{-rt}P + e^{-rt}\dot{P} + \phi_i$.

Após algumas manipulações, obtém-se a taxa percentual de e e as seguintes restrições na taxa percentual de crescimento para que a empresa permaneça em um caminho ótimo:

$$\frac{\dot{P}}{P} = \begin{cases} r - \frac{e^{rt}\phi_i}{P} & \text{se } B_i > 0 \\ \phi_i & \phi_i > 0 \end{cases}$$

Se o preço aumenta à taxa de juros ou não ao longo de um período específico depende, naturalmente, dos fatores que determinam a formato do banking. Quando há restrições que impedem as empresas de estocar (*banking*) ou tomar emprestado (*borrowing*) permissões, os preços não seguem regra de Hotelling. Essas restrições podem forçar as empresas a ajustarem suas emissões de maneira que o custo marginal difira da taxa de juros. No caso, a restrição é sobre o empréstimo e se a fonte deseja fazê-lo, então a solução requer que os preços das permissões estejam diminuindo, pois conforme a equação 3.36, $\phi_i > 0$ e a taxa de crescimento nos preços é menor que a taxa de juros. Portanto, o preço presente das permissões está diminuindo ao longo do tempo, pois $e^{-rt}P(t) = -\lambda_i(t)$, $\dot{\lambda}_i = \phi_i(t) > 0$, e $\lambda_i(t) < 0$.

Se há uma situação na qual o custo marginal aumenta mais rapidamente do que a taxa de juros, há um incentivo para as fontes pouparem suas permissões para uso futuro. Essas economias aumentariam o custo marginal atual e diminuiriam o custo marginal futuro, evitando que o custo marginal cresça a uma taxa superior à taxa de juros. Nesse caso, o *banking* cumpre seu propósito de suavizar flutuações, pois as fontes ajustam sua demanda intertemporalmente, mantendo o crescimento do custo marginal em linha com a taxa de juros.

Por fim, lembrando $e^{-rt}C'_i(e_i) - \lambda_i \geq 0$ e $e^{-rt}P + \lambda_i = 0$, se a fonte emite uma poluição ($e_i > 0$), então o custo marginal de abatimento será igual ao preço de uma permissão ($-C'_i(e_i) = P$) e portanto, o custo adicional de redução de emissão é equivalente ao custo de adquirir uma licença. Consequentemente, os custos marginais de redução descontados, permanecem constantes quando as empresas têm a opção de *banking* e *borrowing*.