

CICLOS ECONÔMICOS E EMISSÃO DE CO₂ NO BRASIL: Análise Dinâmica para políticas ambientais ótimas^{*}

Ricardo Aguirre Leal[†]

RESUMO:

Investigamos como possíveis políticas de mitigação de CO₂ no Brasil podem responder dinamicamente aos ciclos econômicos gerados por choques de produtividade. A pesquisa também possibilitou o cálculo do saldo dos custos de mitigação e de poluição – uma contabilidade que ainda não havia sido feita em equilíbrio geral para o país. Empregamos uma metodologia mais avançada que a habitualmente utilizada neste tema, integrando a política ambiental aos choques de produtividade através de dois modelos de Ciclos Econômicos Reais (RBC) em Equilíbrio Geral Dinâmico e Estocástico (DSGE), construindo cenários de políticas de impostos e de teto de emissões, em economias estilizadas que incluem uma externalidade de poluição. Concluímos que o custo de mitigação é mais baixo que o da poluição no Brasil, mesmo supondo uma política estática; justificando a adoção de políticas restritivas no país. E encontramos que diante de choques de produtividade o comportamento da mitigação é pró-cíclico – a redução das emissões deve aumentar (diminuir) junto com o produto. Assim, no choque positivo, tanto a taxa de imposto quanto o teto de emissões também devem aumentar, habilitando um crescimento das emissões, mas a um nível menor que o cenário sem política.

Palavras-Chave: Ciclos Econômicos; Política Ambiental; Emissão de CO₂; DSGE

^{*} Trabalho apresentado como *Texto para Discussão* (2015) no Programa de Pós-Graduação em Economia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – PPGE/UFRGS.

[†] Doutorando em Economia Aplicada no PPGE/UFRGS. E-mail: ricardo.leal@furg.br

1. INTRODUÇÃO

Os choques tecnológicos persistentes geram ciclos econômicos que afetam substancialmente a economia. Questões ambientais como as emissões antropogênicas de gases de efeito estufa (GEE), que contribuem para a atual mudança climática global¹, geralmente estão correlacionadas a flutuações econômicas e choques de produtividade (BAUMOL; OATES, 1988)². Algumas políticas governamentais incorporam as flutuações econômicas em seu design a fim de responderem aos ciclos econômicos – como políticas de seguro-desemprego, com o caráter contra-cíclico. Contudo, as políticas ambientais são usualmente estáticas e não ponderam os ciclos econômicos em suas formas de controle. Mas, se estas políticas respondessem otimamente aos choques de produtividade, que configuração deveriam ter ao considerar os impactos negativos das emissões e positivos da produção? Seus resultados seriam superiores a ponto de implicar na opção de uma política de redução de emissões ao invés de sua ausência?

Como signatário de diversos acordos multilaterais no esforço global de redução dos GEE, apesar não ter metas obrigatórias de mitigação de dióxido de carbono (CO₂), o Brasil assumiu o compromisso voluntário de reduzir entre 36,1% e 38,9% suas emissões projetadas até o ano de 2020 (Brasil, 2009), o que pode ser considerado um grande esforço. As políticas adotadas até o momento não incluem *controle* de emissões de CO₂, como impostos ou restrições de quantidade³. Provavelmente isto decorre do fato de que as emissões de CO₂ no Brasil têm origem principalmente nas mudanças do uso da terra e florestas, que responde por 76,84% das emissões, enquanto que a queima de combustíveis fósseis representa 19,15% do total⁴. Mas, conforme La Rovere *et al.* (2013), se as metas atuais de mitigação forem satisfeitas, após o ano de 2020 (horizonte de tempo destas metas), o Brasil vai estar em uma situação mais parecida com a de outros países industrializados, onde as maiores emissões estariam relacionadas à energia e a queima de combustíveis fósseis, demandando a adoção de políticas de mitigação com controle voltado para o sistema energético do país⁵.

¹ Conforme as projeções de Wigley e Raper (2001), o intervalo de probabilidade de 90% para o aquecimento global até o ano de 2100 é de 1,7° a 4,9°C, relativamente a 1990. Ver também Meinshausen *et al.* (2009) para probabilidades de mudanças climáticas.

² Também segundo estudo do Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas (IPCC), há fortes indícios que os GEE são a causa dominante do aquecimento durante as últimas décadas (HEGERL *et al.*, 2007). Sobre a evidência da influência humana no clima, ver também Kaufmann e Stern (1997).

³ As ações previstas na legislação brasileira para redução desse tipo de emissão determina: *i*) a “expansão da oferta hidroeétrica, da oferta de fontes alternativas renováveis, notadamente centrais eólicas, pequenas centrais hidroeétricas e bioeletricidade, da oferta de biocombustíveis, e incremento da eficiência energética” e *ii*) o “incremento da utilização na siderurgia do carvão vegetal originário de florestas plantadas e melhoria na eficiência do processo de carbonização” (BRASIL, 2010a). Portanto, não há medidas de restrição destas emissões, apesar das importantes medidas previstas.

⁴ As proporções referem-se às emissões do Brasil em 2005, conforme Brasil (2010b).

⁵ Discussões recentes no Brasil, de âmbito federal, tanto no legislativo como no executivo, têm surgido a respeito de políticas de tributação sobre a emissão de GEE, incluindo a adoção de mercados de carbono. Em 13 de agosto de 2013, a Comissão Mista Permanente sobre Mudanças Climáticas do Senado Federal (CMMC) reuniu-se em audiência pública para debater sobre os “mecanismos financeiros e tributários para uma economia de baixo carbono” (título da audiência) – ver Agência Senado (2013).

Mundialmente, os principais mecanismos apontados para o controle da emissão de GEE referem-se a políticas de impostos ou cotas de emissão, sem a integração com as flutuações econômicas⁶. Políticas estáticas, tais como as com tetos fixos de emissões, possivelmente com mercado de negociação de direitos de emissão (*cap-and-trade*), podem resultar em preços de licenças muito elevados para as firmas diante de um ciclo de expansão, devido à intensificação da produção, e, por conseguinte, num maior custo de redução de emissões. Há alguns métodos de contenção destes custos, como as válvulas de segurança, que limitam o custo marginal de redução das emissões ao criar um teto para os preços dos direitos de emissão⁷, porém costumam ser *ad hoc*, tanto para a decisão do nível de preços, como para as condições de revisão deste nível.

As políticas alternativas testadas neste estudo otimizam dinamicamente a resposta a estas flutuações de custos de mitigação, encontrando a trajetória ótima para a redução das emissões e a respectiva conduta do *policymaker* para essa trajetória. Focando o estudo nas emissões de CO₂ por queima de combustível fóssil, procuramos analisar esta questão para o caso do Brasil, num cenário de adoção de políticas formais de controle de emissão, sensíveis aos ciclos econômicos. Os resultados dessa análise permitirão concluir se a mitigação deve ser pró-cíclica ou contra-cíclica no equilíbrio dos efeitos positivos da produção e negativos das emissões, bem como identificar se a política dinâmica justifica a adoção de medidas de redução. Assim, integramos a política ambiental aos choques de produtividade através de modelos de Ciclos Econômicos Reais (RBC) em Equilíbrio Geral Dinâmico e Estocástico (DSGE), tal como Heutel (2012).

Os trabalhos sobre política de mitigação tradicionalmente abordam esta questão a partir de modelos estruturados em Equilíbrio Geral Computável (CGE). Recentemente alguns trabalhos divergiram para o uso de modelos DSGE, tipicamente empregados na ciência macroeconômica, superando algumas limitações impostas pela estrutura dos CGE. Eles possuem a vantagem de serem dinâmicos e recursivos, permitindo a incorporação de expectativas racionais (comportamento *forward-looking*) e a adequação à Crítica de Lucas, diferentemente dos modelos CGE, ainda amplamente empregados neste tipo de análise. No Brasil, além de ainda não serem empregados os DSGE ambientais, as análises realizadas com os CGE investigam os custos de mitigação e os custos de poluição separadamente. Isso dificulta a conclusão quanto à validade de alguma medida de mitigação ao comparar estes custos. Trabalhos como os de Lopes (2003), Feijó e Porto Jr. (2009) e Silva e Gurgel (2012) concluem que políticas de mitigação reduzem o nível da atividade econômica. Já os estudos de Faria e Haddad (2013) e EMBRAPA (2008) calcularam prejuízos ao PIB brasileiro devido aos choques climáticos provenientes das emissões. Falta o cálculo simultâneo destes custos para a análise de empregabilidade das medidas mitigatórias⁸.

Para os Estados Unidos (EUA), Heutel (2012) obteve resultados de ganhos de bem-estar na adoção de políticas de mitigação, principalmente para as dinâmicas. Naquele país,

⁶ Sobre formas de controle de emissões nos países, ver Herzog, Baumert e Pershing (2006).

⁷ Ver Jacoby e Ellerman (2004) para uma maior discussão sobre as válvulas de segurança.

⁸ Conforme os cálculos de Nordhaus, (2010), em alguns países as perdas decorrentes do aquecimento global são menos custosas que os impactos econômicos de certas medidas de mitigação. É o caso da Rússia no cenário de mitigação correspondente ao Acordo de Copenhague, que lhe resultaria em decréscimos no produto, ao contrário da maioria dos países.

que ainda não adota políticas formais de mitigação, as emissões de CO₂, sem interferências, são inelásticas em relação ao produto – elas variam em uma proporção menor do que as variações do produto. Nas estimações realizadas por este trabalho, calculamos uma elasticidade de 0,44 para o EUA e 0,35 para o Canadá (menor valor dentre os países selecionados), enquanto que para o Brasil obtivemos resultado próximo à elasticidade unitária (1,07 – o maior valor dentre os países selecionados). Este resultado indica que num ciclo de expansão, com a intensificação da produção e do consumo de combustíveis fósseis, as emissões no Brasil aumentam em uma proporção quase idêntica ao da produção. Comparando aos resultados para outros países, *ceteris paribus*, este valor sinaliza para um custo ambiental maior no Brasil durante a expansão; porém, também um menor custo de redução das emissões para um dado percentual de mitigação⁹. Este dado é um indicador de que políticas ambientais voltadas ao setor energético (queima de combustível fóssil) podem ser vantajosas ao país.

Os modelos utilizados neste estudo, assim como em Heutel (2012), calculam estes custos de mitigação e poluição simultaneamente, em equilíbrio geral. Referem-se às políticas de impostos sobre emissão e teto de *quantum* de emissões, em uma economia estilizada de agentes representativos (consumidor e produtor) e descentralizada em um equilíbrio competitivo, mas incluindo uma externalidade de poluição, com simetria de informações, porém sob incerteza (choques tecnológicos).

Nestes modelos simulamos choques na produtividade total dos fatores, provocando um efeito renda e um efeito preço. Diante de um choque positivo, o nível de produção e de renda mais altos provocam uma maior demanda por ambiente limpo (efeito renda) e um maior custo de oportunidade em reduzir as emissões ao invés de investir em capital para obter maior nível de produto e consumo, uma vez que a produtividade marginal do capital está mais elevada (efeito preço). A dinâmica e a intensidade destes dois efeitos permitem identificar se a política ótima para o choque deve ser pró ou contra-cíclica: as emissões serão sempre pró-cíclicas enquanto as tecnologias de mitigação forem constantes, porém a redução destas emissões pode ser uma ou outra – a mitigação pode ser atenuada ou intensificada nos períodos de expansão da economia.

Dos resultados obtidos, a resposta ótima para a política no Brasil é a de mitigações pró-cíclicas, com o efeito renda dominando o efeito preço, principalmente devido ao fato de a elasticidade das emissões em relação ao produto no Brasil ser alta, tornando o crescimento econômico demasiadamente poluente. Assim, as emissões e o nível de mitigação crescem em um ciclo de expansão e descem em uma recessão. Na política de impostos a taxa do tributo se eleva até que as emissões atinjam sua trajetória ótima, equilibrando o preço da mitigação e o custo da poluição; na política de quantidade o teto é definido ao nível desta trajetória. Este resultado se mantém para parâmetros com valores próximos aos da atualidade brasileira.

Destarte, a potencial necessidade do uso de políticas ambientais de restrição de emissões no Brasil incita investigações sobre a melhor forma de aplicar estes instrumentos. O presente estudo contribui com a identificação da superioridade da dinâmica nas políticas ambientais, dando subsídio teórico e empírico para decisões normativas quanto às formas de

⁹ Esta afirmação é explicada formalmente no capítulo 6.

controle de CO₂ no Brasil. Visto que as principais dúvidas e receios da adoção destas medidas são de caráter econômico, o estudo do impacto dos ciclos econômicos nos custos de mitigação no Brasil são importantes para ajudar a definir a forma dessas políticas e a prever seus impactos no bem-estar social do país. Outrossim, o estudo complementa a literatura internacional sobre as formas de mitigação e sua dinâmica, através do estudo de caso deste país emergente, colaborando com o esforço científico sobre o aquecimento global.

O trabalho contém cinco capítulos além da presente introdução. O capítulo 2 apresenta uma breve revisão da literatura sobre os modelos econômico-ambientais, sua evolução atual e os estudos aplicados ao Brasil. No capítulo 3 demonstramos os modelos utilizados e no 4 apresentamos os resultados, com as seções de calibração e simulações. O capítulo 5 faz a análise de sensibilidade dos parâmetros e discute os resultados; o capítulo 6 sumariza e conclui.

2. REVISÃO DE LITERATURA

Fazendo uma breve revisão sobre os estudos voltados ao tema, acompanhamos a evolução atual da literatura a partir do progresso das metodologias empregadas, chegando até o recente paradigma nas estruturas dos modelos de análise. Revisamos separadamente a evolução da literatura no Brasil, com os resultados encontrados e as defasagens de abordagem.

A maioria dos modelos empregados no tema da mudança climática fazem parte da metodologia de Análise de Avaliação Integrada (explicada na próxima seção), agregando características das ciências econômica e geofísica. Na citada evolução metodológica, os trabalhos sobre política de mitigação tradicionalmente abordavam estas questões econômico-ambientais com modelos sob a perspectiva microeconômica, mormente em uma estrutura de Equilíbrio Geral Computável (CGE), descendente dos modelos de insumo-produto. Recentemente alguns trabalhos divergiram para modelos com perspectivas macroeconômicas, mas ainda microfundamentados, com equações dinâmicas que descrevem as relações econômico-ambientais. Estes modelos são construídos em uma estrutura de análise mais complexa, que rompe algumas limitações importantes do CGE – são os modelos de Equilíbrio Geral Dinâmico e Estocástico (DSGE), utilizados na macroeconomia e agora empregados também nas investigações econômico-ambientais. A transposição destas limitações, conforme descrito mais adiante, habilita o estudo de políticas alternativas, potencialmente superiores.

No Brasil, além de ainda não serem empregados os DSGE ambientais, as análises realizadas com os CGE limitam-se a investigações onde os custos de mitigação e os custos de poluição são modelados separadamente. Citamos alguns destes trabalhos resumindo seus resultados.

A estrutura desta revisão compreende três seções. A primeira explica a Análise de Avaliação Integrada e seus modelos econômico-ambientais. A segunda seção foca na literatura aplicada ao Brasil e a última apresenta e discute a atual evolução metodológica.

2.1 Modelagem de Avaliação Integrada

Conforme introduzido anteriormente, Modelos de Avaliação Integrada (IAM) são abordagens de estudo que integram conhecimentos de dois ou mais domínios em uma única estrutura; um procedimento necessário para conectar diferentes áreas a desenvolver efetivamente o entendimento de sistemas complexos, bem como políticas eficientes (NORDHAUS, 2013). É um tipo de modelagem científica amplamente utilizada em ciência ambiental, que tem raízes nas ciências naturais e requer a integração com as ciências sociais para entender e resolver os problemas desta natureza, como a questão da mudança climática, que associa geofísica e economia.

Atualmente os IAMs são intensivos em computação e compreendem modelos de Equilíbrio Geral Computável (CGE). Os CGEs podem ser dinâmicos ou estático-comparativos. Quando dinâmicos, o sistema é solucionado sequencialmente um período por vez, sempre sob expectativas adaptativas – em cada período o modelo possui um processo estático de solução, na medida em que os agentes não se preocupam com o futuro. Assim, os CGEs não comportam expectativas racionais, com variáveis dependendo das expectativas quanto ao futuro, que demandam a solução simultânea de todos os períodos.

Vasta literatura sobre o aquecimento global emprega IAMs estudando choques nos custos de mitigação e nas emissões. Mas atualmente diversos estudos também investigam o efeito de choques tecnológicos, integrando os ciclos econômicos às questões de aquecimento global.

Strand (1995), por exemplo, desenvolve um modelo de política ambiental ótima, com ciclos econômicos gerados através de mudanças estocásticas nos preços do produto. Bouman, Gautier e Hofkes (2000) desenvolvem um modelo para encontrar o momento ideal para investir em redução das emissões nos ciclos econômicos originados de choques de preferências. Já Kelly (2005) compara política de impostos com política de quotas em um cenário de equilíbrio geral estático configurado com choques de produtividade no total dos fatores.

2.2 Estudos aplicados ao Brasil

No Brasil, a maior parcela dos trabalhos com IAMs neste tema têm o objetivo de investigar os impactos da mitigação ou da poluição sobre a economia e/ou meio ambiente do país a partir de alternativas de políticas (choques nos custos de mitigação ou de emissão).

A consultoria McKinsey & Company, no ano de 2009, testou 130 medidas de mitigação de GEE (âmbito geral), em um modelo macroeconômico estático de equilíbrio parcial, para obter resultados de custos marginais de mitigação no Brasil (Wills, 2013). De Gouvello (2010) estimou custos de abatimento a partir de diferentes medidas de mitigação, no entanto sem abordar impostos ou tetos de emissões. Incluiu cenários micro e macroeconômicos sem equilíbrio geral. Dada as limitações do modelo macro, o autor também concluiu que “um modelo de Equilíbrio Geral Computável (CGE) é preferível para avaliar

os impactos macroeconômicos de políticas de mitigação de GEE” (Idem, p. 150, tradução livre).

Lopes (2003) utilizou já um modelo CGE para analisar os impactos de políticas de mitigação. Identificou que para a redução de emissões de CO₂ é necessário a redução do nível de atividade da economia. Também concluiu que os setores mais intensivos em derivados de petróleo são os mais afetados pela mitigação. Tourinho, da Motta e Alves (2003), com modelo semelhante, simularam choques de impostos no carbono e encontraram um aumento dos preços nos setores mais intensivos em emissões, queda na produção agregada e na renda.

Hilgemberg (2004) quantificou as emissões de CO₂ gerados no setor energético do Brasil e, empregando um CGE multi-regional, investigou os impactos econômicos (setoriais e regionais) de políticas de quantidade e de impostos sobre as emissões. Igualmente encontrou queda no PIB, com impactos diferentes para setores e regiões e a realocação de fatores entre estes. Ferreira Filho e Rocha (2007), em modelo análogo ao anterior, também buscaram identificar os efeitos de medidas de redução de emissões, bem como as políticas mais adequadas decorrentes. Concluíram que os impostos sobre o nível de atividade nos setores é mais vantajoso que o imposto sobre aqueles setores com origem no uso de combustíveis.

Outro grupo analisou as políticas e o impacto de suas mitigações a partir do comércio internacional de créditos de carbono. Na pesquisa realizada por Feijó e Porto Jr. (2009), os autores utilizaram um modelo CGE multi-país para investigar os possíveis impactos econômicos e ambientais da adoção de políticas de mitigações de CO₂ previstas no Protocolo de Kyoto, habilitando o comércio de Certificados de Reduções (CERs – *Certified Emission Reductions*). O trabalho buscou comparar o desempenho de diferentes políticas (cenários) fixas de mitigação e encontrar a mais vantajosa. Concluiu que as medidas afetam negativamente o bem-estar econômico, mas positivamente a qualidade ambiental, em qualquer dos cenários. Rocha (2003), com um modelo de equilíbrio parcial, estimou o potencial do mercado de carbono do Protocolo de Kyoto e a participação do Brasil neste mercado, considerando diversos cenários. Obteve resultados que mensuram o lucro decorrente das medidas de mitigação adotadas.

Silva e Gurgel (2012) empregam um modelo dinâmico multi-país, abrangente por incorporar políticas ambientais de uso da terra e de redução de emissões de diversos poluentes, simulando também o mercado internacional de crédito de carbono. Seus resultados também indicam que as mitigações impactam negativamente no bem-estar econômico do país, em todos os cenários simulados. Contudo, concluíram que os custos de mitigação de GEE são relativamente pequenos no Brasil, principalmente devido ao baixo custo de redução de emissões equivalentes provenientes do uso da terra, na qual o Brasil é intensivo. Enquanto este custo resultou próximo de zero, o principal impacto surgiu das reduções no setor de energia. Apesar de simularem cenários de redução de emissões discriminando setores produtivos, concluem que a política de maior eficiência econômica é a de estabelecer uma única meta de redução para toda a economia enquanto os setores negociam os créditos de carbono (sistema *cap-and-trade*), alocando eficientemente as permissões de emissão.

Dos trabalhos que analisam os efeitos da poluição sobre a economia e o ambiente citamos o de Faria e Haddad (2013) e o da EMBRAPA (2008). No primeiro os autores utilizam um modelo CGE com especificação detalhada do uso da terra, condicionando-o a

choques climáticos (aumento de temperatura e precipitação). Obtiveram resultados que indicam a diminuição do PIB, com intensidades dependentes do cenário climático e do horizonte de tempo considerado. O estudo da EMBRAPA, que não empregou um IAM, mas um modelo ambiental com análise de Zoneamento de Riscos Climáticos, calculou o prejuízo monetário do setor agrícola diante de uma projeção do aquecimento global. Analisaram também as consequências de substituições de culturas agrícolas entre as regiões do país.

No entanto, não encontramos trabalhos aplicados ao Brasil que calculem o efeito conjunto das mitigações e poluição (IAMs-W) – a literatura nacional ainda é pequena quando comparado a estudos com aplicações para certos países, principalmente os EUA. Dos trabalhos voltados ao Brasil, muitos apresentam uma revisão sobre os possíveis impactos da poluição na economia, justificando a importância da mitigação das emissões antes de estudar as possíveis políticas de redução e, a partir daí, os impactos destas na economia. Mas e a comparação dos dois efeitos? Poluir e deixar de poluir prejudicam a economia e o bem-estar; encontrar a medida mais vantajosa considerando apenas um destes aspectos pode resultar em uma política sub-ótima. Torna-se necessário uma abordagem que incorpore os dois efeitos em um único modelo de equilíbrio geral, a fim de encontrar a política ótima no equilíbrio dos dois custos.

2.3 IAMs de custos em rede e os DSGE ambientais

Nessa abordagem que agrega os custos de mitigação e de poluição, os impactos são calculados simultaneamente pelos agentes nas tomadas de decisões. Por isso, para fins deste trabalho, denominamos o IAM com essa característica de IAM de custo em rede, ou resumidamente de IAM-W. Exemplos destes modelos são o IGEM (*Intertemporal General Equilibrium Model*), aplicado para a economia dos EUA, e o RICE (*Regional Integrated model of Climate and the Economy*)¹⁰, um modelo multi-país, que, em sua versão 2010 (atual), inclui o Brasil no grupo da América Latina; esta, um país representativo da região no modelo. O trabalho de Nordhaus (2010) utiliza o RICE-2010 e calcula os custos em rede ao ponderar os dois efeitos da mitigação, empregando cenários que incluem medidas previstas no Acordo de Copenhague¹¹, entre outras. A resultante política ótima de mitigação, e outras sub-ótimas, como as do Acordo, conferem um aumento do bem-estar econômico mundial, visto que os custos globais da poluição são maiores que o da mitigação. Individualmente alguns países/regiões apresentaram perda de bem-estar, como a Rússia e Eurásia¹²; a América Latina beneficiou-se com ganhos significativos de bem-estar. No entanto, aplicações como estas ainda não foram realizadas para o Brasil. Decisões normativas baseadas no estudo de apenas um destes lados da balança podem resultar em uma política prejudicial à economia. Enquanto as análises (positivas) unilaterais realizadas para o Brasil, anteriormente citadas, apontam perdas econômicas na mitigação de GEE, Nordhaus (2010) indica ganhos na

¹⁰ Para mais informações sobre estes modelos visite os sites <<http://www.igem.insightworks.com/>> e <<http://www.econ.yale.edu/~nordhaus/homepage/>>, respectivamente.

¹¹ Sobre o acordo, visitar a página <https://unfccc.int/meetings/copenhagen_dec_2009/items/5262.php>.

¹² Considerada pelo autor como a região que engloba os países situados entre os continente asiático e europeu.

mitigação ao considerar os efeitos em rede, ainda que para a América Latina (e o planeta) como um todo.

Entretanto, os IAMs até então apresentavam algumas limitações relacionadas sobretudo com as características dos CGE. A principal delas é a imposição de uma política fixa ao longo do tempo devido à forma indutiva de solução do sistema, seguida pela necessidade de expectativas adaptativas em um modelo sem incerteza. Políticas estáticas não habilitam mudanças nas regras diante de choques econômicos ou ambientais durante sua vigência/simulação, implicando sempre em políticas sub-ótimas (exceto se forem idênticas).

Recentemente alguns estudos superaram essa limitação ao empregar modelos DSGE na investigação desse problema, pois eles solucionam o sistema simultaneamente para todos os períodos, habilitando a inclusão de incerteza no modelo e o estudo de políticas dinâmicas. Os modelos DSGE, que antes eram utilizados apenas na ciência macroeconômica, começam então a ser empregados como IAMs, naquela definição dada por Nordhaus.

Estes estudos iniciaram o DSGE ambiental (um IAM-DSGE) através da estrutura básica dos Ciclos Econômicos Reais (RBC)¹³, adicionando a poluição nos seus modelos. Portanto, integram aquele grupo de trabalhos que investigam a relação dos ciclos econômicos às questões do aquecimento global, condicionando os modelos a choques tecnológicos, típico da literatura RBC. Até a presente data, são dois os trabalhos publicados em revistas científicas; ambos aplicados ao EUA.

O primeiro é de Fischer e Springborn (2011), no qual a poluição é proporcional à quantidade empregada de um bem intermediário, M_t , de onde origina as emissões. Este bem intermediário é incluído na tecnologia de produção junto com os fatores capital e trabalho em uma função do tipo Cobb-Douglas: $F(K_t, M_t, L_t) = K_t^\alpha M_t^\gamma L_t^{1-\alpha-\gamma}$. Neste trabalho a tecnologia de mitigação não é modelada explicitamente, de forma de as mudanças nas emissões decorrem da substituição dos fatores e do nível do produto (alterações proporcionais das quantidades dos fatores). A incerteza do modelo advém de choques no total dos fatores de produção (TFP), intrínsecos ao RBC.

Já Heutel (2012) modela a poluição como um subproduto da produção, uma externalidade. Calcula o nível de mitigação endogenamente, com o fluxo de poluição (emissões), e_t , dependendo do nível de mitigação (relação negativa) e do nível de produção (relação positiva): $e_t = (1 - \mu_t)h(y_t)$, onde $\mu_t \in [0,1]$ é a fração das emissões que foram mitigadas e $h(y_t) = y^{\xi_{e,y}}$ é a relação não-linear entre as emissões e o produto, com $\xi_{e,y}$ representando a elasticidade entre estas. O nível de mitigação μ_t é atingido investindo em tecnologias de abatimento, com os custos z_t representados em uma proporção $g(\mu_t)$ do produto: $z_t = g(\mu_t)y_t$. A incerteza no modelo também é correspondente aos choques TFP.

O foco de Fischer e Springborn (2011) é comparar três tipos de política de emissões e encontrar a de maior performance diante de choques tecnológicos: com o menor custo decorrente das mitigações e o menor impacto na volatilidade nas variáveis econômicas. Testou as políticas de impostos sobre emissões, teto de emissão e metas de intensidade (um limite de emissões por unidade de produto). Todas elas estáticas, de forma que a taxa do

¹³ Não encontramos DSGE ambientais em uma outra estrutura teórica, como a novo-keynesiana, por exemplo. Alguns *working-papers* já empregam modelos RBC um pouco mais complexos, com múltiplos setores produtivos (KARNIZOVA; DISSOU, 2012), por exemplo.

imposto, o teto e a proporção fossem constantes, apesar de as emissões variarem nas políticas de teto e metas de intensidade. Eles encontraram que para os EUA a meta de intensidade é a política de menor custo esperado; um resultado que condiciona as emissões a variarem numa proporção fixa do produto.

Em Heutel (2012) são consideradas as políticas de impostos e de teto, mas sem haver comparações de performance, pois quantitativamente têm o mesmo resultado enquanto consideradas no modelo com simetria de informações. O trabalho objetivou encontrar o comportamento ótimo dinâmico destas políticas, sujeitas aos choques de produtividade, comparando a performance das políticas dinâmicas e estáticas. Apesar de incluir o estudo da economia em equilíbrio competitivo, o autor foca a investigação na economia centralizada, na qual faz suas análises de sensibilidade do modelo. Em suas conclusões encontrou que para aquele país as duas políticas ótimas são pro-cíclicas: a taxa de imposto e o teto das emissões aumentam nos ciclos de expansão e diminuem nas recessões – as emissões aumentam, mas menos que no caso da ausência de políticas de redução. O autor também discute qualitativamente as duas políticas, sugerindo que em termos de *policy* pode ser mais fácil aumentar o teto das emissões do que a taxa de imposto durante uma expansão.

Podemos ter, então, uma ideia dos desafios futuros no estudo da questão econômico-ambiental; surgindo principalmente a partir da abordagem, do método de investigação. Os modelos DSGE parecem ser parte mais imediata deste desafio. Mas já observamos o início do esforço neste sentido. Estes modelos DSGE revisados ainda são relativamente simples, comparando com os macroeconômicos especializados de médio porte, possuindo diversas pressuposições e simplificações, porém já transpõem limitações importantes em relação a abordagem predominante. Julgamos que a estática das políticas é a principal delas. Heutel (2012) já a transpôs ao estudar a trajetória ótima de políticas dinâmicas para os EUA sob os choques de produtividade¹⁴. Nossa proposta aqui é fazer o mesmo para a economia brasileira, transpondo também outro importante limite das investigações no país, o estudo disjunto dos impactos da poluição e das mitigações.

3. METODOLOGIA

A metodologia utilizada para a pesquisa consiste na simulação e avaliação de choques persistentes de produtividade, em uma economia estilizada do tipo RBC, que inclui uma externalidade por poluição. Os modelos são estruturados em um contexto de equilíbrio geral dinâmico e estocástico (DSGE), contendo políticas de mitigação de emissões de CO₂ por queima de combustível fóssil. A partir das simulações encontramos o comportamento da política dinâmica que melhor responde aos choques tecnológicos.

Os modelos representam um economia descentralizada, com perfeita simetria de informações entre os agentes, onde firmas e consumidores otimizam suas escolhas em resposta

¹⁴ Alguns trabalhos abordaram modelos com políticas variando no tempo, mas empregando uma alternância de políticas estáticas. Newell e Pizer (2003) utilizaram um modelo analítico e Pizer (2002) um CGE dinâmico, ambos incluindo uma incerteza quanto aos custos de mitigação e habilitando a política de mitigação a alternância entre restrição de quantidade e impostos sobre emissões.

à política governamental de teto ou de impostos de emissões, impondo suas medidas para maximizar a utilidade total do consumidor, por sua vez sujeita aos efeitos negativos do estoque de poluição. Concebemos um agente representativo para os consumidores, tornando suas condições econômicas e suas preferências homogêneas. Também uma firma representativa (relegando distinções entre setores produtivos), com o comportamento competitivo de concorrência perfeita. Na função de produção, consideramos somente o capital como fator produtivo, pois este estudo não irá focar nas flutuações do trabalho. Estes modelos seguem as linhas gerais de Heutel (2012).

Conforme mencionado, analisamos duas medidas de controle de CO₂: restrição de quantidade e impostos sobre emissões. Iniciamos as investigações a partir de dois modelos distintos que correspondem às suas estruturas de mitigação. Descrevemos os dois modelos em seções separadas, começando com o de política de impostos.

3.1 Modelo de política de impostos

Supondo que o governo impõe uma taxa de imposto, τ_t , sobre as emissões, e_t , das firmas (política de preços), o consumidor representativo escolhe a cada período o nível apropriado de consumo, c_t , e investimento, i_t . Sua função utilidade depende apenas do consumo: $U(c_t) = \frac{c_t^{1-\phi}}{1-\phi}$, onde ϕ é o coeficiente de aversão ao risco. O consumidor é o proprietário do fator de produção capital, k_t , e o aluga para a firma representativa à taxa de juros de mercado, r_t . Também recebe renda pelo lucro da firma, π_t , por ser o proprietário do capital. O governo, que escolhe a taxa do imposto cobrado das firmas, retorna as receitas para o consumidor. Então, a renda total do consumidor é $r_t k_{t-1} + \tau_t e_t + \pi_t$, onde k_{t-1} é o capital alugado à firma no período anterior, e sua restrição orçamentária é dada por

$$c_t + i_t \leq r_t k_{t-1} + \tau_t e_t + \pi_t \quad (1)$$

Tomando a dinâmica do capital como $k_t = (1 - \delta)k_{t-1} + i_t$, onde δ é a taxa de depreciação do capital, então a restrição orçamentária do consumidor torna-se $c_t \leq r_t k_{t-1} + \tau_t e_t + \pi_t - k_t + (1 - \delta)k_{t-1}$ (1) e o problema de maximização do consumidor é $\max_{\{c_t\}, \{i_t\}} \sum \beta^t U(c_t)$ sujeito a (1), onde β é o fator de desconto intertemporal. O comportamento do consumidor pode ser expresso como uma escolha da trajetória de $\{k_t\}$ para maximizar a utilidade total descontada. A condição de primeira ordem para a escolha de c_t é

$$U'(c_t) = \beta E_t U'(c_{t+1}) \cdot [r_{t+1} + (1 - \delta)] \quad (2)$$

onde o custo marginal da unidade adicional de investimento é igual ao seu benefício marginal.

O estoque de poluição, x_t , existente no ambiente diminui a uma taxa linear e possui persistência igual a η . A dinâmica do estoque é dada por

$$x_t = \eta x_{t-1} + e_t + e_t^{row} \quad (3)$$

onde $e_t^{row} = e_t/\psi$ é a emissão corrente de CO₂ pelo resto do mundo, com ψ igual à proporção das emissões doméstica em relação ao total das emissões antropogênicas mundiais – proporção assumida como constante, de forma que as emissões internacionais e_t^{row} não são afetadas por choques de produtividade domésticos.

As emissões domésticas são função do total da produção e do nível de mitigação:

$$e_t = (1 - \mu_t)h(y_t) \quad (4)$$

onde $\mu_t \in [0,1]$ é a fração das emissões reduzidas no período e $h(y_t) = y_t^{1-\gamma}$ é a função isoelástica que relaciona as emissões com o produto, onde $(1 - \gamma) = \xi_{e,y}$ é a elasticidade das emissões em relação ao produto, mencionada na introdução deste artigo.

A firma representativa possui uma tecnologia de produção dada por $a_t f(k_{t-1})$: é uma função do estoque de produtividade corrente, a_t , e do estoque de capital acumulado até o último período, k_{t-1} , com $f(k) = k^\alpha$, onde α é participação do capital no produto e $(\alpha - 1)$ é a participação do trabalho no produto (fator tomado como constante neste modelo). O choque de produtividade evolui de acordo com um processo de Markov: $\ln a_t = \rho \ln a_{t-1} + \varepsilon_t$, onde ρ é o parâmetro de persistência do choque e ε é um ruído IID $\sim \mathcal{N}$.

A poluição ambiental x_t diminui o bem-estar social, caracterizando a baixa poluição como um bem normal ao serem dispensados mais recursos em tecnologia de abatimento, z_t , à medida que a renda da economia aumenta; com $z_t = y_t g(\mu_t)$, onde $g'(\mu_t) > 0$. Alternativamente, no presente modelo o efeito negativo da poluição não é incluído diretamente na função utilidade, mas na função de produção, que afeta indiretamente a utilidade por meio do consumo. Como discutido por Nordhaus (2008), diferentemente de poluentes convencionais que afetam diretamente a saúde, é esperado que o dióxido de carbono afete as possibilidades de produção da economia. Assim, o produto é afetado negativamente pelo estoque de poluição corrente (x_t) e o total do produto é dado por

$$y_t = (1 - d(x_t)) \cdot a_t f(k_{t-1}) \quad (5)$$

onde $d(x_t) \in [0,1]$ e $d'(x_t) > 0$, representando a função perda do produto potencial devido à poluição, com $d(x_t) = d_0 + d_1 x + d_2 x^2$.

Os custos de abatimento z_t são incorridos diretamente à firma, correspondentes a uma externalidade negativa, que surge devido a firma não considerar o impacto de suas emissões no estoque de poluição $x(x_{t-1}, e_t)$. Normalizando o preço do produto e do abatimento em 1, o termo $g(\mu) = \theta_1 \mu^{\theta_2}$ representa a proporção do produto gasto com reduções, que é cada vez maior à medida que se aumenta a mitigação, com $g''(\mu_t) > 0$, fazendo $\theta_1 > 0$ e $\theta_2 > 1$.

Combinando as equações para a firma, a função que descreve o seu lucro é:

$$\pi_t = y_t - \tau_t e_t - r_t k_{t-1} - z_t \quad (6)$$

A firma maximiza seu lucro escolhendo o nível apropriado de capital e abatimento, definindo o produto marginal do capital igual à taxa de aluguel do capital

$$r_t = y_t f'(k_{t-1})/f(k_{t-1}) [1 - \tau_t(1 - \mu_t)h'(y_t) - g(\mu_t)] \quad (7)$$

e, também, o produto marginal do abatimento igual ao seu preço (normalizado em 1)

$$\tau_t h(y_t) = y_t g'(\mu_t) \quad (8)$$

Então, o governo benevolente escolhe a taxa ótima de imposto, τ_t , maximizando a utilidade total esperada descontada do consumidor, dada as restrições do comportamento maximizador de lucro da firma e as restrições do comportamento maximizador de renda do consumidor. O governo considera os efeitos de τ_t sobre o bem-estar social, dado as escolhas da firma e do consumidor. Assim, o problema do governo é:

$$\begin{aligned} & \max_{\{c_t\}, \{k_t\}, \{y_t\}, \{\tau_t\}} \sum \beta^t U(c_t) && \text{sujeito à} \\ & -U'(c_t) + \beta E_t U'(c_{t+1}) \cdot [r_{t+1} + (1 - \delta)] = 0 \\ & r_t = y_t f'(k_{t-1})/f(k_{t-1}) [1 - \tau_t(1 - \mu_t)h'(y_t) - g(\mu_t)] \\ & \tau_t h(y_t) = y_t g'(\mu_t) \\ & c_t = r_t k_{t-1} + \tau_t e_t + \pi_t - k_t + (1 - \delta)k_{t-1} \\ & \pi_t = y_t - \tau_t e_t - r_t k_{t-1} - z_t \\ & e_t = (1 - \mu_t)h(y_t) \\ & x_t = \eta x_{t-1} + e_t + e_t^{row} \\ & z_t = y_t g(\mu_t) \\ & y_t = (1 - d(x_t))a_t f(k_{t-1}) \end{aligned}$$

Mas, como a condição de primeira ordem da firma para os custos de abatimento, $\tau_t h(y_t) = y_t g'(\mu_t)$, define que o nível de mitigação no período depende somente de τ_t e y_t , $\mu_t = \mu(\tau_t, y_t)$, e como e_t e z_t dependem somente de y_t e μ_t , temos $e_t = e(\tau_t, y_t)$ e $z_t = z(\tau_t, y_t)$. Também, a condição de primeira ordem da firma para a demanda por capital define $r_t = r(\tau_t, y_t, k_{t-1})$. Assim, o problema do governo benevolente é escolher para cada período os níveis de τ_t , y_t , k_t e x_t (restrições) que maximizem c_t . O Lagrangeano correspondente ao problema é:

$$\begin{aligned} & \sum \beta^t U(y_t - k_t + (1 - \delta)k_{t-1} - z(\tau_t, y_t)) \\ & + \sum \lambda_t [-U'(y_t - k_t + (1 - \delta)k_{t-1} - z(\tau_t, y_t)) \\ & + \beta^t U(y_{t+1} - k_{t+1} + (1 - \delta)k_t - z(\tau_{t+1}, y_{t+1})) \cdot (r(\tau_{t+1}, y_{t+1}, k_t) + 1 - \delta)] \\ & + \sum \zeta_t [x_t - \eta x_{t-1} + e_t^{row} + e(\tau_t, y_t)] + \sum \omega_t [y_t - (1 - d(x_t))a_t f(k_{t-1})] \end{aligned}$$

As variáveis λ_t , ζ_t e ω_t são os multiplicadores Lagrangeanos das restrições, respectivamente a condição de primeira ordem do consumidor, a equação de evolução da poluição e a função de produção. E as condições de primeira ordem deste problema, referente à escolha do governo para as variáveis τ_t , x_t , y_t e k_t são respectivamente

$$\begin{aligned} & -U'(c_t)z_\tau(\tau_t, y_t) + \lambda_t U''(c_t)z_\tau(\tau_t, y_t) \\ & \quad + \lambda_{t-1} \left(U''(c_t)(-z_\tau(\tau_t, y_t))(r(\tau_t, y_t, k_{t-1}) + 1 - \delta) + U'(c_t)r_\tau(\tau_t, y_t, k_{t-1}) \right) \\ & \quad + \zeta_t(-e_\tau(\tau_t, y_t)) = 0 \end{aligned}$$

$$\zeta_t + \zeta_{t+1}(-\eta)\beta + \omega_t a_t f(k_{t-1})d'(x_t) = 0$$

$$\begin{aligned} & U'(c_t) \left(1 - z_y(\tau_t, y_t) \right) + \lambda_t \left(-U''(c_t) \left(1 - z_y(\tau_t, y_t) \right) \right) \\ & \quad + \lambda_{t-1} \left(U''(c_t) \left(1 - z_y(\tau_t, y_t) \right) (r(\tau_t, y_t, k_{t-1}) + 1 - \delta) \right. \\ & \quad \left. + U'(c_t)r_y(\tau_t, y_t, k_{t-1}) \right) + \zeta_t \left(-e_y(\tau_t, y_t) \right) + \omega_t = 0 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} & -U'(c_t) + \beta U'(c_{t+1})(1 - \delta) + \lambda_{t+1}(-U''(c_{t+1})(1 - \delta)\beta) \\ & \quad + \lambda_t (U''(c_t) + \beta U''(c_{t+1})(1 - \delta)(r(\tau_{t+1}, y_{t+1}, k_t) + 1 - \delta) \\ & \quad + \beta U'(c_{t+1})r_k(\tau_{t+1}, y_{t+1}, k_t)) + \lambda_{t-1}(-U'(c_t)(r(\tau_{t+1}, y_{t+1}, k_t) + 1 - \delta)) \\ & \quad - \omega_{t+1}\beta(1 - d(x_{t+1}))a_{t+1}f'(k_t) = 0 \end{aligned}$$

onde cada multiplicador Lagrangeano está dividido por β^t para eliminar o β redundante de todas as equações. A solução do modelo é obtida por aproximação linear das equações, via log-linearização, e com a utilização o algoritmo de Anderson e Moore (1985) (AMA).

3.2 Modelo de política de quantidade

Entretanto, se a política ambiental do governo é a imposição de restrição de quantidade de emissões, sem impostos sobre elas, a estrutura do modelo, apesar de semelhante, difere em algumas equações. Fazendo q_t igual ao nível de CO₂ que a firma pode emitir, então o seu lucro será dado por

$$\pi_t = y_t - r_t k_{t-1} - z_t \tag{6'}$$

pois não há o pagamento de impostos. E como há apenas uma firma representativa, este contexto equivale ao esquema *cap-and-trade* ordinário; contudo a firma não paga pela permissão de emissão (a firma é única). Então o problema de otimização restringida da firma é a maximização de π_t , sujeita a $(1 - \mu_t)h(y_t) = q_t$ e $z_t = y_t g(\mu_t)$, onde q_t é o teto de emissão imposto pelo governo. O comportamento maximizador da firma define o produto marginal do capital igual à taxa de aluguel do capital,

$$r_t = y_t f'(k_{t-1})/f(k_{t-1}) [1 - g(\mu_t) - (1 - \mu_t)h'(y_t)y_t g'(\mu_t)/h(y_t)] \quad (7')$$

(análoga, mas um pouco diferente do modelo anterior), e o nível de emissão ótimo é igual ao máximo permitido pela política ambiental

$$q_t = (1 - \mu_t)h(y_t) \quad (9)$$

Assim, o problema do governo benevolente, com política ambiental de restrição de emissões, torna-se:

$$\begin{aligned} & \max_{\{c_t\}, \{k_t\}, \{x_t\}, \{q_t\}} \sum \beta^t U(c_t) \quad \text{sujeito à} \\ & -U'(c_t) + \beta E_t U'(c_{t+1}) \cdot [r_{t+1} + (1 - \delta)] = 0 \\ & r_t = y_t f'(k_{t-1})/f(k_{t-1}) [1 - g(\mu_t) - (1 - \mu_t)h'(y_t)y_t g'(\mu_t)/h(y_t)] \\ & c_t = r_t k_{t-1} + \pi_t - k_t + (1 - \delta)k_{t-1} \\ & \pi_t = y_t - r_t k_{t-1} - z_t \\ & q_t = e_t \\ & e_t = (1 - \mu_t)h(y_t) \\ & x_t = \eta x_{t-1} + e_t + e_t^{row} \\ & y_t = (1 - d(x_t))a_t f(k_{t-1}) \end{aligned}$$

E o respectivo Lagrangeano é

$$\begin{aligned} & \sum \beta^t U(y_t - k_t + (1 - \delta)k_{t-1} - z(q_t, y_t)) \\ & + \sum \lambda_t [-U'(y_t - k_t + (1 - \delta)k_{t-1} - z(q_t, y_t)) \\ & + \beta U'(y_{t+1} - k_{t+1} + (1 - \delta)k_t - z(q_{t+1}, y_{t+1})) (r(q_{t+1}, y_{t+1}, k_t) + 1 - \delta)] \\ & + \sum \zeta_t [x_t - \eta x_{t-1} + e_t^{row} + e(q_t, y_t)] + \sum \omega_t [y_t - (1 - d(x_t))a_t f(k_{t-1})] \end{aligned}$$

onde os multiplicadores Lagrangeanos são expressos da mesma forma que no caso da política de impostos. Manipulando as restrições para expressar z_t , r_t e e_t em termos de q_t , y_t e k_{t-1} , as condições de primeira ordem para as variáveis q_t , x_t , y_t e k_t são respectivamente

$$\begin{aligned} & -U'(c_t)z_q(q_t, y_t) + \lambda_t U''(c_t)z_q(q_t, y_t) \\ & + \lambda_{t-1} \left(U''(c_t) \left(-z_q(q_t, y_t) \right) (r(q_t, y_t, k_{t-1}) + 1 - \delta) + U'(c_t)r(q_t, y_t, k_{t-1}) \right) \\ & + \zeta_t \left(-e_q(q_t, y_t) \right) = 0 \end{aligned}$$

$$\zeta_t + \zeta_{t+1}(-\eta)\beta + \omega_t a_t f(k_{t-1})d'(x_t) = 0$$

$$\begin{aligned} U'(c_t) \left(1 - z_y(q_t, y_t)\right) + \lambda_t \left(-U''(c_t) \left(1 - z_y(q_t, y_t)\right)\right) \\ + \lambda_{t-1} \left(U''(c_t) \left(1 - z_y(q_t, y_t)\right) (r(q_t, y_t, k_{t-1}) + 1 - \delta) \right. \\ \left. + U'(c_t) r_y(q_t, y_t, k_{t-1})\right) + \zeta_t \left(e_y(q_t, y_t)\right) + \omega_t = 0 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} -U'(c_t) + \beta U'(c_{t+1})(1 - \delta) + \lambda_{t+1}(-U''(c_{t+1})(1 - \delta)\beta) \\ + \lambda_t(U''(c_t) + \beta U''(c_{t+1})(1 - \delta)(r(q_{t+1}, y_{t+1}, k_t) + 1 - \delta) \\ + \beta U'(c_{t+1})r_k(q_{t+1}, y_{t+1}, k_t)) + \lambda_{t-1}(-U''(c_t)(r(q_{t+1}, y_{t+1}, k_t) + 1 - \delta)) \\ - \omega_{t+1}\beta(1 - d(x_{t+1}))a_{t+1}f'(k_t) = 0 \end{aligned}$$

E, como consta em Heutel (2012), estas equações são equivalentes às da política de impostos: as segundas equações são idênticas; a primeira equação na política de quantidade é igual à primeira equação da política de impostos vezes um fator, de forma que $\frac{z_q}{z_r} = \frac{r_q}{r_r} = \frac{e_q}{e_r}$, fazendo as duas equações diferentes, sendo o mesmo para as quartas equações; e numericamente pode-se demonstrar que as terceiras equações de cada política são equivalentes.

Assim, qualquer solução para a política de quantidades é também a solução para a política de impostos. Portanto, como nestas condições os modelos são equivalentes, os resultados obtidos neste estudos são os mesmos para os dois.

4. RESULTADOS

Neste capítulo realizamos a calibração dos modelos e os solucionamos, apresentando os resultados a partir de funções impulso-resposta e simulações de choques aleatórios.

Os parâmetros são calibrados, não estimados endogenamente, pois o modelo não satisfaz o Primeiro Teorema Fundamental do Bem-Estar devido à externalidade de poluição: a alocação ótima não coincide com os resultados competitivos encontrados nos dados.

Utilizamos a periodicidade trimestral para o modelo e, portanto, adequamos a calibração à esta, com ressalva para a elasticidade das emissões em relação ao produto, que foi calculada em termos anuais devido à restrição de dados para as emissões com periodicidade menor; questão que nos faz assumir o suposto razoável de que a elasticidade é semelhante em termos trimestrais.

4.1 Calibração dos parâmetros

Iniciamos com a investigação da relação entre ciclos econômicos e emissões de CO₂ para obter a elasticidade das emissões em relação ao produto, $\xi_{e,y}$.

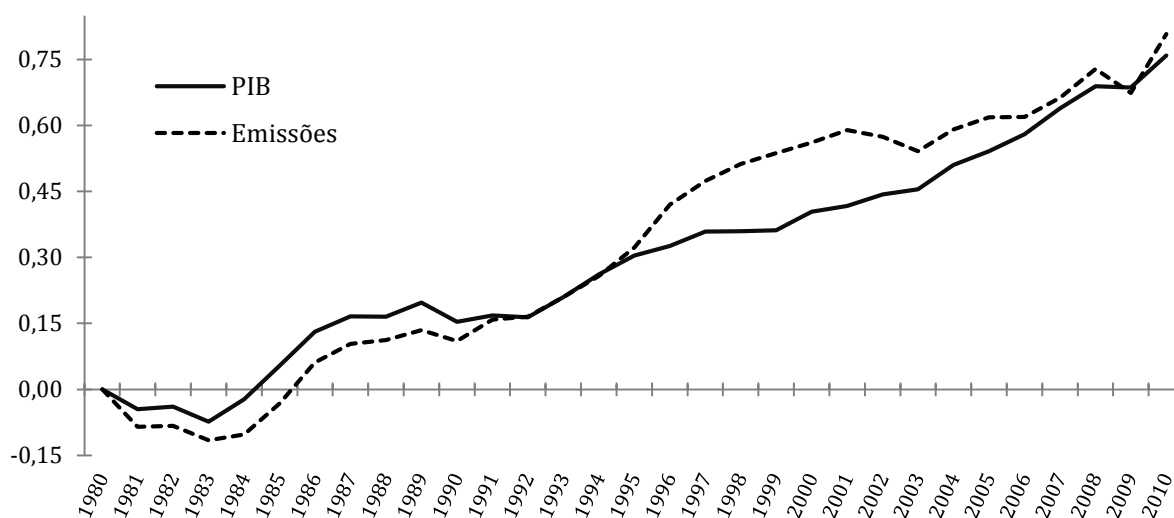
4.1.1 A elasticidade das emissões em relação ao produto

O gráfico 1 apresenta o comportamento das variáveis de 1980 a 2010, em periodicidade anual, normalizadas para o primeiro ano igual a um, e em logaritmo natural.

A série para as emissões de dióxido de carbono refere-se à queima de combustível fóssil (sólido, líquido e gasoso) no Brasil, disponibilizada pelo *Carbon Dioxide Information Analysis Center* (CDIAC) do Departamento de Energia dos EUA (DOE)¹⁵. O produto real refere-se ao produto interno bruto em R\$ correntes, deflacionado pelo deflator implícito (séries obtidas no site do Banco Central do Brasil – BCB/SGS).

Conforme o gráfico 1, verifica-se que a evolução das emissões acompanha o nível de produção, com diferenças mais significativas somente em meados da década de 1990 e no início da década de 2000 (visível também no gráfico 2), e que ambas aumentaram seu nível em cerca de 75% nos 30 anos do período. No gráfico 2, com as séries em primeira diferença, pode-se perceber a maior relação das variáveis no primeiro período que vai até 1994, com correlação de 0,897 (estatística t igual a 7,02); enquanto que no segundo período a correlação foi de 0,611 (t igual a 2,99). Para o período total a correlação foi de 0,758 (t igual a 6,15).

GRÁFICO 1: Emissões de CO₂ e produto real

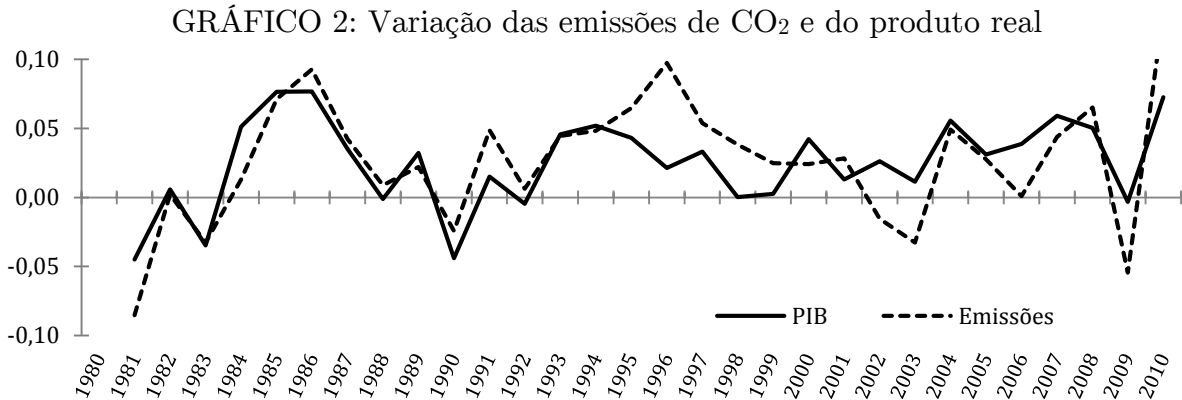


Como as variáveis já estão em logaritmo, para obtermos a elasticidade $\xi_{e,y}$ apenas regredimos as emissões, com o produto como variável explicativa, usando as séries em primeira diferença, pois ambas não são estacionárias em nível¹⁶. Assim, obtivemos a elasticidade de 1,07. Como não houve políticas ambientais para o dióxido de carbono durante

¹⁵ Ver o site <http://cdiac.ornl.gov/CO2_Emission/timeseries/national>.

¹⁶ Além de visível pelo gráfico 1, corroboramos a observação com testes Dickey-Fuller Aumentado (com constante e tendência): para a série de emissões, p -valor=0,191; para o produto, p -valor=0,999 (H_0 : raiz unitária). Para as séries em primeira diferença (gráfico 2) o mesmo teste (com constante) apresentou p -valores de 0,011 e 0,001, respectivamente.

o período analisado, evitamos a endogeneidade do produto; a elasticidade $\xi_{e,y}$ representa a resposta “natural” das emissões em relação ao produto.



Alternativamente, tornamos as variáveis estacionárias removendo as tendências estimadas por média móvel, polinômio e filtro Hodrick-Prescott (HP). Os resultados das regressões são exibidos na tabela 1.

TABELA 1: Elasticidade das emissões em relação ao produto

	1ª Diferença	Média Móvel	Polinômio	Filtro HP
Elasticidade $\xi_{e,y}$	1,070***	0,994***	1,055***	1,047***
Erro Padrão	0,136	0,121	0,091	0,108

Nota: Regressão por MQO com erros padrões robustos. A média móvel refere-se a 3 períodos; o polinômio é de ordem 3; e o parâmetro λ do filtro HP é igual a 100.

***: p -valor $\leq 0,01$.

A vantagem do método da 1ª diferença é a eliminação da tendência estocástica ao invés da tendência determinística, que é importante para a relação de longo prazo das séries – a remoção da tendência polinomial elimina a determinística. O filtro HP, semelhante a uma média móvel, estima a tendência suavizando a série ao eliminar as variações de alta frequência, com o parâmetro λ indicando qual a frequência destas variações. Porém este parâmetro é calibrado com o objetivo de calcular os ciclos econômicos na diferença da série original e suavizada (especialmente na teoria RBC). A suavização da série das emissões, com o mesmo valor de λ usado para os ciclos, pode não ser a correta. Ademais, comparando com o método da 1ª diferença, na suavização há perda de informações da relação entre as variáveis, tal como o método da média móvel.

Apesar de as elasticidades variarem de acordo com o método utilizado para estacionarizar as séries, a amplitude da variação é pequena ao considerar apenas estes métodos (0,08). Também faremos a análise de sensibilidade deste parâmetro posteriormente. Portanto, manteremos a calibração do parâmetro a partir da elasticidade estimada com a primeira diferença das séries: $\xi_{e,y} = 1,07$, o que nos dá $\gamma = -0,07$.

4.1.2 Parâmetros econômicos

Seguindo os valores utilizados na literatura recente dos modelos RBC para o Brasil, definimos à maioria dos parâmetros macroeconômicos os mesmos valores utilizados no trabalho de Souza-Sobrinho (2011), que são semelhantes aos empregados por Kanczuk (2004) e outros.

O parâmetro α da função de produção $f(k) = k^\alpha$, representativo da participação do fator de produção capital, é igual a 0,40. Na dinâmica deste fator, a taxa de depreciação do estoque de capital δ é igual a 0,025 e o choque de produtividade $\ln a_t = \rho \ln a_{t-1} + \varepsilon_t$, que afeta a tecnologia de produção dada por $a_t f(k_{t-1})$, tem a persistência de $\rho = 0,95$ e desvio padrão $\sigma_\varepsilon = 0,0095$; este último obtido em Kanczuk (2004). Quanto aos parâmetros para consumidor representativo, este possui um coeficiente de aversão ao risco ϕ igual a 2 e uma taxa de desconto intertemporal β igual a 0,98.

4.1.3 Parâmetros ambientais

Os parâmetros ambientais foram calculados/obtidos por meio de diversas fontes. A persistência η do estoque de CO₂, parâmetro químico que depende da meia-vida do gás na atmosfera, foi calculado com base no estudo de Reilly (1992), que estimou a meia-vida de 83 anos. Calculando a persistência em termos trimestrais para os 83 anos, obtemos¹⁷ $\eta = 0,9979$. A proporção das emissões domésticas em relação ao total das emissões de dióxido de carbono (antropogênicas) no globo foi obtida com base nos dados do CDIAC, referente às emissões no ano de 2010, tomando a razão entre as emissões doméstica e a soma de todas as emissões. Obtivemos o valor de $\psi = 0,0125$; ou seja, a emissão mundial foi igual a 80 vezes a emissão do Brasil naquele ano. Para o presente modelo, assumimos o suposto de que este valor se mantém constante durante os períodos – assim como outras, esta variável é objeto de análise de sensibilidade no capítulo 5.

Quanto à externalidade negativa z_t , sofrida pela firma devido aos custos de abatimento, a função $g(\mu) = \theta_1 \mu_t^{\theta_2}$, que multiplica o produto para se obter o custo em termos desse, é definida por Nordhaus, (2010) – modelo RICE-2010. Naquele trabalho θ_1 também varia no tempo e é específico para cada país/região, características ambas contrárias para o parâmetro θ_2 , que é uma constante. O autor calculou o valor de 2,80 para o expoente θ_2 e, em relação à América Latina, calculou θ_1 com o valor de 0,053 em 2005 e estimou os valores de 0,042, 0,035 e 0,029 para os anos de 2015, 2035 e 2045, respectivamente, com t variando em décadas (até o ano de 2595). Mas como aqui tomamos θ_1 como constante, utilizamos o valor estimado para 2015 da América Latina como *proxy* para o Brasil no modelo e, na seção de análise de sensibilidade, examinamos a consequência (muito pequena, como veremos) de mudanças neste parâmetro. Assim, calibramos $\theta_1 = 0,0418$ e $\theta_2 = 2,80$.

¹⁷ Para o composto químico atingir sua meia-vida em 83 anos (332 trim.), temos $0,5 = 1(\eta)^{332} \Rightarrow \eta = 0,99791$.

A função perda de produto potencial $d(x_t)$ foi calibrada também conforme Nordhaus (2010). Para obter a proporção do dano o autor considera um complexo ciclo do carbono, incluindo as temperaturas dos oceanos e superfície, elevação do nível do mar e concentração de dióxido de carbono na atmosfera e oceanos. No entanto, aqui desconsideramos esta dinâmica e buscamos obter um efeito direto do poluente sobre o produto, fazendo uso das estimativas precedentes de Nordhaus (2010).

Naquele modelo as funções perda foram calibradas e calculadas individualmente para cada país ou grupo de países, incluindo-as na dinâmica global, sendo o Brasil inserido no grupo da América Latina. Utilizando a calibração para este grupo e empregando-a como *proxy* para o Brasil, simulamos os danos ao produto relacionando-os às concentrações de CO₂ na atmosfera que vão de 787 GtC (gigatons de carbono), o nível de 2005, a cerca de 2.000 GtC – no capítulo 5, gráfico 12, plotamos esta simulação junto a outras calibradas para países/regiões distintos. Estimamos a relação regredindo por Mínimos Quadrados Ordinários os danos causados no referido intervalo de estoque de poluição, fazendo uso da função quadrática $d(x_t) = d_0 + d_1x + d_2x^2$ – o resultado para os parâmetros d_i estão impressos na tabela 2, que também traz, em resumo, o valor dos demais parâmetros; e no gráfico 12 pode-se identificar visualmente o resultado desta função.

TABELA 2: Valor dos parâmetros do modelo

Variável	Símbolo	Valor
Taxa de desconto intertemporal	β	0,98
Coefficiente de aversão ao risco	ϕ	2,00
Participação do capital na função de produção	α	0,40
Taxa de depreciação do capital	δ	0,025
Persistência do choque de produtividade	ρ	0,95
Desvio padrão do choque IID de produtividade	σ_ϵ	0,0095
Elasticidade das emissões em relação ao produto	$\xi_{e,y}$	1,07
Persistência da poluição na atmosfera	η	0,9979
Proporção das emissões domésticas	ψ	0,0125
Coefficiente da função de custo de mitigação	θ_1	0,0418
Expoente da função de custo de mitigação	θ_2	2,80
Intercepto da função dano da poluição	d_0	-2,97 E-03
Coefficiente 1 da função dano da poluição	d_1	-2,16 E-06
Coefficiente 2 da função dano da poluição	d_2	9,26 E-09

4.2 Simulações

Atribuindo os valores constantes na tabela 2 para os parâmetros do modelo de política de impostos, solucionamos o sistema de equações descrito na seção 3.1 – como mencionado, estes resultados são equivalentes para uma política de quotas de emissões.

Por meio do conjunto de matrizes geradas na solução, que descrevem como as variáveis de escolha respondem de forma ótima às variáveis de estado, procedemos a simulações de choques de produtividade para obter graficamente o comportamento sumarizado das variáveis.

4.2.1 Respostas ao impulso

Inicialmente produzimos um choque positivo de 1% no estoque de produtividade a_t (que equivale a $1,052 \sigma_\epsilon$) e captamos por meio de funções impulso-resposta o desvio proporcional das demais variáveis em relação aos seus valores de *steady-state* (apresentados na tabela 3) em um horizonte de 80 períodos (trimestres).

TABELA 3: Valores de *steady-state*

Variável	Valor	Variável	Valor
Produto: y_{SS}	4,1537	Emissões: e_{SS}	4,2562
Consumo: c_{SS}	3,2398	Nível Mitigação: μ_{SS}	0,0725
Investimento: i_{SS}	0,9138	Gasto c/ Abatim.: z_{SS}	0,00011
Taxa Juros: r_{SS}	0,0454	Taxa Imposto: τ_{SS}	0,00094
Capital: c_{SS}	36,5509	Estq. Poluição: x_{SS}	8.107,10

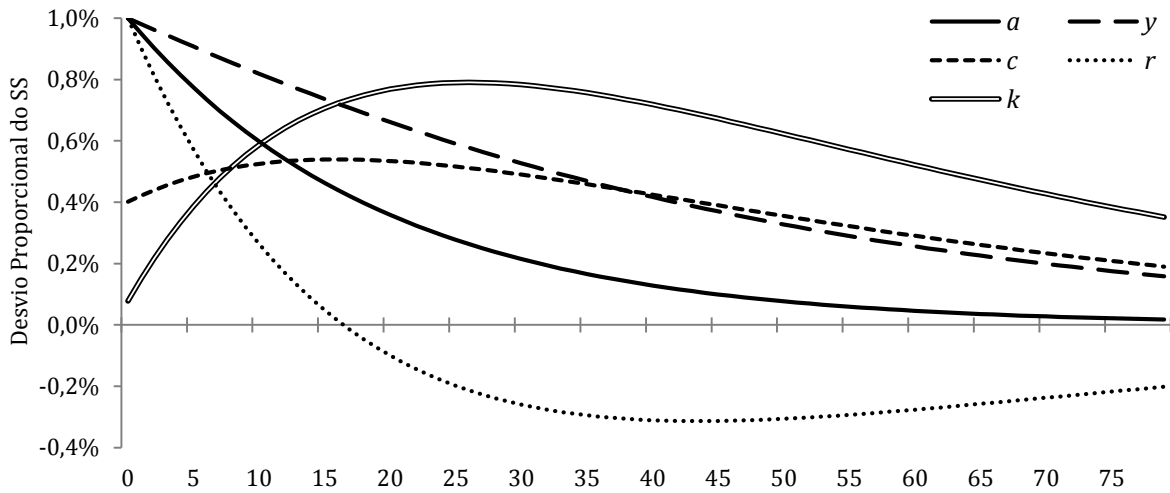
Nota: Os valores de *steady-state* representam o equilíbrio de um horizonte infinito para os agentes, tal como o modelo considerado.

Pelos valores de *steady-state* já podemos concluir que, para o Brasil, é vantajoso adotar políticas restritivas de emissões, mesmo que estáticas. O contexto de *steady-state* são representa o resultado de uma simulação com política estática, mas o ponto em que todas as variáveis mantêm-se em equilíbrio. Neste equilíbrio, o impacto da poluição sobre a produção é maior que o custo de mitigação, assim, há uma taxa de imposto positiva, ou um teto de emissão correspondente, que impõe um nível de mitigação maior que zero. Aqui já temos um importante resultado, que supera as citadas (capítulo 2) limitações dos trabalhos aplicados ao Brasil: calculamos simultaneamente os custos de mitigação e de poluição. Mas vamos agora investigar a dinâmica destes custos diante de choques tecnológicos, bem como suas implicações.

O gráfico 3 apresenta os desvios proporcionais das variáveis econômicas do modelo; o gráfico 4 imprime as trajetórias das variáveis ambientais e de política, ambos incluindo o comportamento do estoque de produtividade dos fatores, a_t , que apresenta declínio do desvio com taxa $\rho = 0,95$. Visível no gráfico 3, o choque tecnológico de 1% provoca, no mesmo período, idêntico impacto no produto marginal do capital (que na trajetória de equilíbrio é igual à taxa de juros r_t) e no produto, y_t . A diminuição do produto acompanha o declínio da produtividade, mas é mais lento do que esta em razão do crescimento do estoque de capital k_t , que tem rápida expansão inicial correspondente ao aumento do investimento (não apresentado no gráfico). O consumo cresce até o ponto em que o aumento do capital é maior

que o aumento do produto (17^o trimestre), exatamente o mesmo instante em que a taxa de juros passa a ser menor que o seu nível de *steady-state*.

GRÁFICO 3: Respostas ao impulso de +1% em $a_{t=1}$ – Variáveis econômicas



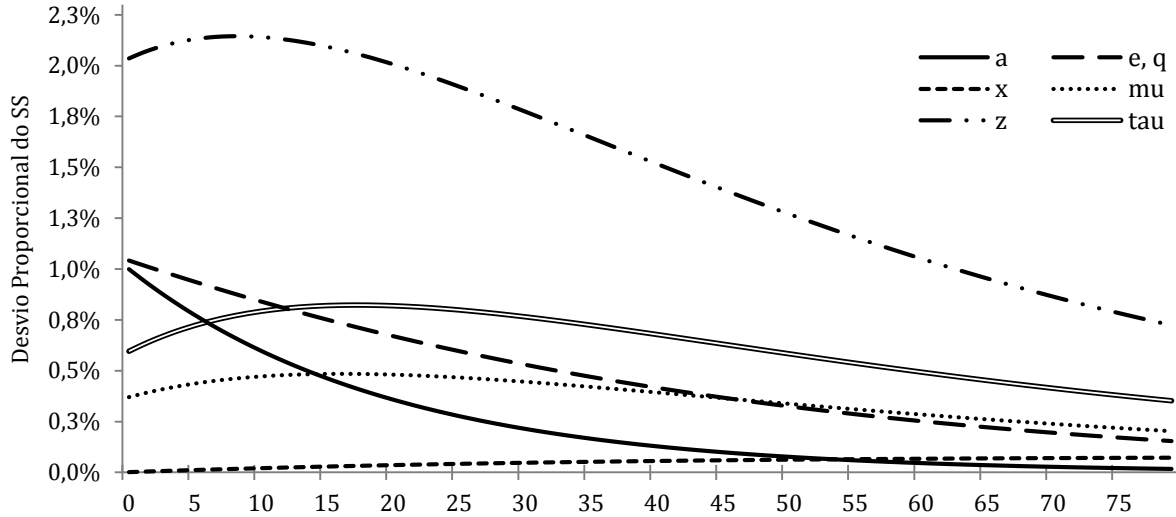
Com o aumento da produtividade e da produção, ocorre um incremento nas emissões de CO₂, pois a derivada $e_y = \xi_{e,y}(1 - \mu_y)y^{(\xi_{e,y}-1)}$ é sempre positiva enquanto $\xi_{e,y} > 0$, já que $\mu_t \in [0,1]$ e μ_y não vai além deste intervalo. O comportamento das emissões $\{e_t\}$ é pró-cíclico e acompanha a expansão inicial do produto e o seu posterior declínio. Para o caso de uma política de quota de emissões, conforme visto na seção 3.2, na trajetória ótima o nível de emissão e_t é igual ao teto q_t definido pelo governo, de forma que $\{e_t\} = \{q_t\}$. O gráfico 4 traz impresso esta e as demais trajetórias das variáveis ambientais e de política.

A curva de estoque de poluição, x_t , que depende das emissões, apresenta uma magnitude muito menor, mas também muito mais persistente. Após os 80 períodos decorridos, o nível de emissão já caiu para cerca de 20% de seu aumento inicial, no entanto o estoque de poluição só atingirá seu máximo no 101^o trimestre, retornando para a metade do seu valor máximo somente no 442^o período – 85^o ano; dois anos além do estimado para a meia-vida do poluente (após o 101^o trim as emissões ainda continuam maiores que seu nível de *steady-state*). O fato desta taxa de decaimento ser muito baixa, com $\eta = 0,9979$, faz com que as emissões de um dado trimestre tenham um impacto muito pequeno no estoque de poluição do mesmo período, mas uma persistência que perdurará por várias décadas. Os danos destes estoques de poluição futuros são contabilizados na utilidade total descontada do consumidor, a fim de se obter a trajetória ótima das variáveis de controle.

Do aumento da produção e da renda decorre um acréscimo na demanda por ambiente limpo, visto que este é um bem normal, fazendo com que cresça o nível de mitigação das emissões μ_t (efeito renda). Por outro lado, o aumento da produtividade marginal do capital induz maiores investimentos, que representam um custo de oportunidade para os gastos com redução das emissões z_t , demandando menor nível de mitigação, que agora tem um preço mais elevado (efeito preço). Então, qual a resposta ótima para as reduções de emissão? o que prevalece no modelo calibrado para o Brasil: efeito renda ou preço? O gráfico 4 traz a resposta. No ciclo de expansão da economia brasileira, dado pelo choque tecnológico, o efeito

renda da demanda por ambiente limpo é mais intenso que o efeito preço da mitigação (o custo da poluição é maior que o da redução) e os comportamentos otimizadores do produtor, consumidor e governo resultam em um aumento das mitigações (são pró-cíclicas). As emissões aumentam, mas em grau menor quando comparado a um cenário sem política de mitigação.

GRÁFICO 4: Respostas ao impulso de +1% em $a_{t=1}$ – Variáveis ambientais e de política



Considerando uma política de impostos sobre emissões, para obter esta trajetória ótima de mitigações, o comportamento do governo é de aumento do imposto¹⁸, que intensifica a taxa τ_t até o ponto em que o aumento da produtividade marginal do capital (indutora do efeito preço) seja revertido para uma variação negativa em relação ao seu nível de *steady-state*. A partir deste ponto, o mesmo 17º trimestre, o governo começa a reduzir o imposto para continuar equilibrando os custos de mitigação e emissão – então o pico da taxa de imposto deve ser o mesmo do pico de consumo, instante em que o aumento do capital é maior que o aumento do produto. As trajetórias do imposto e do nível de mitigação são semelhantes, mas não necessariamente possuem o mesmo pico; apenas quando $\xi_{e,y} = 1$.

Como esperado, com o aumento do nível de mitigação a parcela do produto destinada ao pagamento de reduções, z_t também aumenta. O choque tecnológico provoca o imediato ajuste de +2% no custo de redução – o dobro. Isso significa que nesta economia estilizada para o Brasil, o aumento de 1% do produto, decorrente de um choque tecnológico, é acompanhado de imediato aumento de 2% nos gastos com redução de emissões de CO₂. Como veremos no próximo capítulo, essa magnitude é devida a elevada elasticidade das emissões em relação ao produto, apesar do relativo baixo valor de θ_1 em relação a outros países.

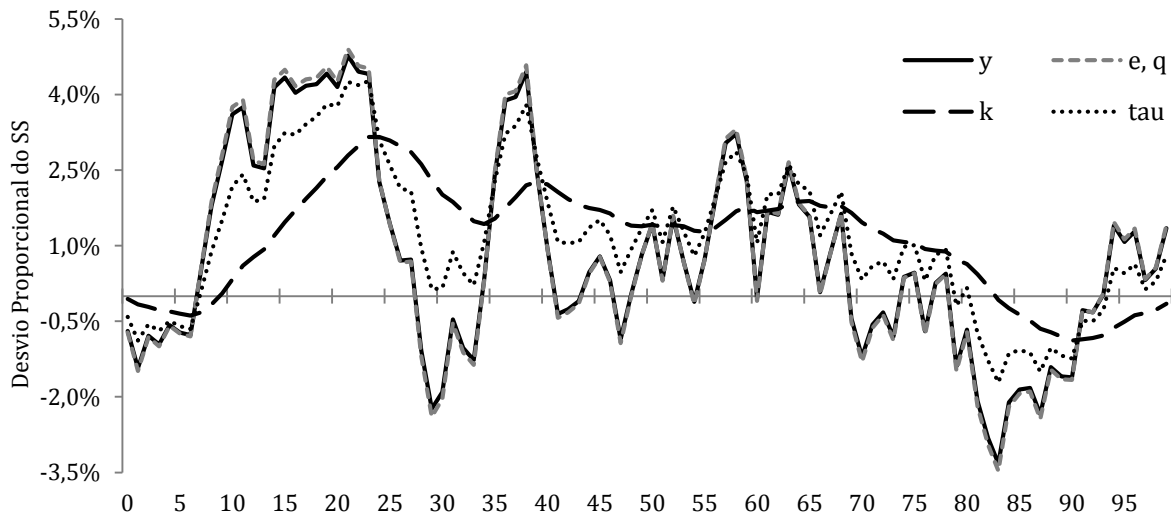
¹⁸ O imposto é sempre pró-cíclico. Seu objetivo é reduzir as emissões e a taxa não deve diminuir diante de um aumento destas.

4.2.2 Conjunto de choques aleatórios

Nesta seção simulamos um conjunto de choques aleatórios distribuídos em 100 trimestres. Analisamos especialmente a relação entre o produto, emissões e as variáveis de política, bem como a estatística descritiva de algumas variáveis (singular para este conjunto de choques).

Identificável pelo gráfico 5, a trajetória das emissões é semelhante à do produto, com intensidade de variações quase idênticas. Isto devido à elasticidade $\xi_{e,y}$ no Brasil ser próxima à unidade (1,07), o que implicou em um coeficiente de variação¹⁹ de 2,62 para as emissões e de 2,53 para o produto (muito próximos).

GRÁFICO 5: Simulação de choques aleatórios em a_t



A trajetória do capital segue as variações da tecnologia, mas como é uma variável de estoque, tem um comportamento diverso ao do produto e das emissões, apresentando uma trajetória mais suave, justificando também o fato de seus picos e vales serem posteriores aos destes. Nesta simulação, apesar das diversas variações negativas do produto e das emissões em relação aos valores de *steady-state*, o nível de capital manteve-se acima deste valor na maior parte do período, devido principalmente à grande expansão inicial (trimestres 7 à 28) e o conseqüente acúmulo de capital. O coeficiente de variação do capital foi de 0,99, enquanto o da produtividade, a_t , foi de 5,56 (com desvio-padrão de 0,0186)²⁰ – notavelmente maior que o do capital.

Quanto às variáveis de política, a taxa de imposto τ_t acompanha de perto o nível das emissões, mas em uma trajetória mais suave que esta, com coeficiente de variação igual a 1,27. Isto ocorre porque a variação inicial das emissões é maior que a variação inicial do

¹⁹ O coeficiente de variação é igual ao desvio-padrão da série, divididos pela sua média. Ele facilita a comparação do grau de dispersão de séries que variam em amplitudes diferentes.

²⁰ O desvio-padrão do estoque de produtividade não é idêntico ao dos choques $\sigma_\epsilon = 0,0095$ porque ele segue um processo autorregressivo, com o coeficiente de persistência $\rho = 0,95$.

imposto, porém, posteriormente os desvios no imposto são maiores que nas emissões (ver gráfico 4) – em uma sequência de choques positivos os desvios do imposto são menores que os desvios das emissões (e. g., trimestres 7 à 28), mas quando isso não ocorre, os desvios do imposto são maiores. Relação semelhante ocorre com o produto; assim, nas trajetórias de equilíbrio, a variância do imposto é menor que a das emissões e do produto.

Quando considerada uma política de quotas, a trajetória do teto fixado pelo governo, que é acompanhada pela emissões, com $\{e_t\} = \{q_t\}$, possui relações estatísticas idênticas a estas. Dessa forma, a política de quotas tem que ser mais ativa do que a política de impostos. E considerando a relação com o produto, podemos refletir que uma política ambiental que defina o nível de emissões em uma proporção do produto, tal como as metas de intensidade, é uma boa aproximação da política ótima de quantidade – uma política estática enquanto a proporção for fixa.

Um aspecto a se notar, conforme ressalta Heutel (2012), é que no ciclo de expansão, enquanto a taxa de imposto precisa ser aumentada, potencialmente causando insatisfação no setor produtivo²¹, na política de quotas o teto de emissões aumenta, talvez gerando menor grau de insatisfação relativa²². Aquele autor citou esta comparação como uma possível vantagem à política de quotas, porém, quando ocorre uma recessão na economia, ter que diminuir o teto das emissões pode significar uma desvantagem.

5. DISCUSSÃO

Neste capítulo fazemos a análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo e discutimos alguns resultados encontrados. Para tal, também simulamos nos parâmetros, valores correspondentes aos calibrados para outros países, a fim de comparar e situar o Brasil no contexto internacional. Porém, ao analisar os resultados, não comparamos resultados entre países, mas sim a consequência para o Brasil caso tivesse aquela característica, mantendo igual os demais parâmetros – não calibramos e solucionamos modelos para outros países.

Iniciamos com a discussão da elasticidade das emissões em relação ao produto. Como demonstrado na seção 4.1.1, para o Brasil obtivemos resultado próximo à elasticidade unitária, indicando que em um ciclo de expansão as emissões no Brasil aumentam em uma proporção quase idêntica ao da produção. Este valor é particularmente diferente de outros países, que em sua maioria têm emissões inelásticas ao produto ($\xi_{e,y} < 1$) – a tabela 4 apresenta as elasticidade do Brasil e de outros países selecionados.

Como discutido na introdução, ao comparar a elasticidade do Brasil com a de países mais desenvolvidos, como o Canadá, ou de outros países emergentes, como a África do Sul, observamos que o custo ambiental durante a expansão é maior no Brasil, assim como o custo marginal de redução das emissões, caso mantenhemos iguais as demais características entre

²¹ Como definido na seção 3.1, a firma não considera o impacto de suas emissões no estoque de poluição x_t .

²² As emissões aumentam junto com a ampliação do teto, mas em um nível menor que no caso da inexistência de mitigações, por isso a diferença entre as políticas é aparente; o resultado nas variáveis consideradas é o mesmo.

os países. Intuitivamente, diminuir o nível de emissões quando elas já são proporcionalmente baixas é mais caro do que diminuir quando elas são intensivas (elasticidade alta). Mais formalmente, podemos explicar pela equação $e_t = (1 - \mu_t)h(y_t) = (1 - \mu_t)y_t^\xi$. Mantendo o nível do produto constante, \bar{y} , tomamos a primeira derivada de e_t em relação a μ_t , obtendo $e_\mu = -\bar{y}^\xi$. Como esperado, a derivada é negativa, indicando que o aumento do nível de mitigação causa diminuição das emissões. E como mantemos o produto constante, esta derivada também é constante e, quanto maior a elasticidade $\xi_{e,y}$, maior a diminuição das emissões diante de uma variação positiva do nível de mitigação. Equivalentemente, quanto maior $\xi_{e,y}$, menor o nível de μ_t necessário para atingir um dado nível de e_t , implicando um menor custo de abatimento, $z_t = \bar{y} g(\mu_t)$, onde $g'(\mu_t) > 0$. Assim, dado \bar{y} , quando $\xi_{e,y}$ aumenta, z_t diminui.

TABELA 4: Elasticidade das emissões em relação ao produto – Países Selecionados

	1ª Diferença	Média Móvel	Filtro HP
Brasil	1,070 *** (0,136)	0,994 *** (0,121)	1,047 *** (0,108)
Turquia	0,960 *** (0,101)	1,027 *** (0,101)	0,839 *** (0,087)
Chile	0,910 *** (0,220)	0,938 *** (0,223)	1,200 *** (0,199)
Índia	0,863 *** (0,087)	0,912 *** (0,085)	0,580 ** (0,255)
África do Sul	0,628 ** (0,245)	0,644 *** (0,173)	0,538 ** (0,223)
China	0,616 *** (0,097)	0,618 *** (0,094)	0,857 ** (0,326)
Austrália	0,553 *** (0,144)	0,546 *** (0,131)	0,460 * (0,237)
Estados Unidos	0,441 *** (0,083)	0,412 *** (0,067)	0,908 *** (0,126)
Canadá	0,351 ** (0,160)	0,394 ** (0,153)	0,521 ** (0,236)

Nota: Regressão por MQO com erros padrões robustos. A média móvel refere-se a 3 períodos e o parâmetro λ do filtro HP é igual a 100. ***: p -valor $\leq 0,01$; **: p -valor $\leq 0,05$; *: p -valor $\leq 0,10$.

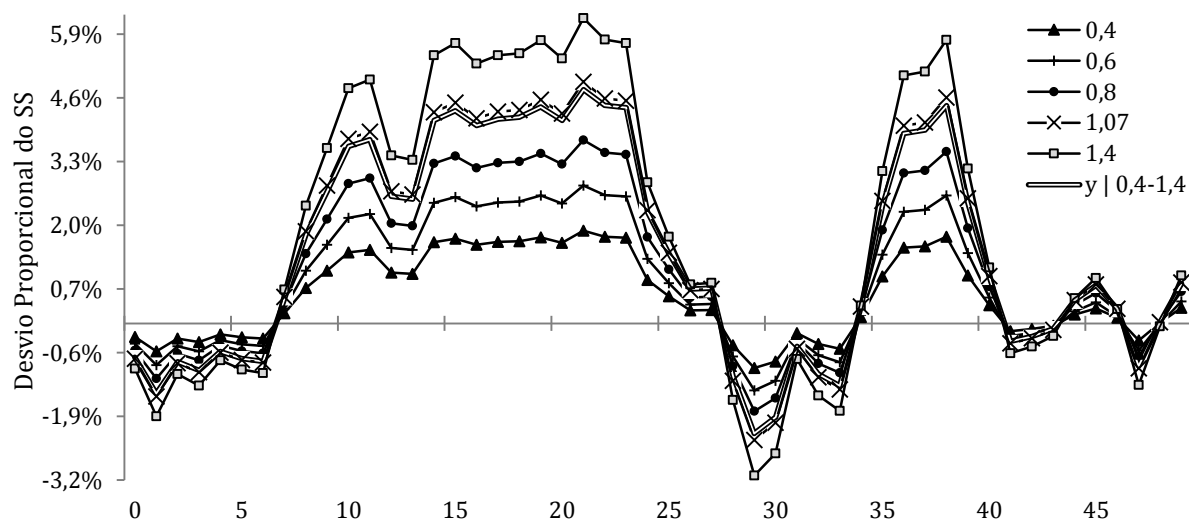
Conforme citado no capítulo 2, o trabalho de Silva e Gurgel (2012) concluiu que os custos de mitigação de GEE são relativamente pequenos no Brasil, principalmente devido ao baixo custo de redução de emissões equivalentes provenientes do uso da terra, na qual o Brasil é intensivo. Contudo, como visto neste trabalho, o custo marginal de redução de CO₂ relativo à energia também é baixo.

O *quantum* de emissões por queima de combustível fóssil é relativamente pequeno no Brasil, representando 1,25% do total destas emissões mundiais, enquanto que o EUA, por exemplo, é responsável por 25% desse total (dados do CDIAC relativos a 2010). A diferença das elasticidades (maior no Brasil) está na intensidade das emissões para cada unidade de produto.

O gráfico 6 exhibe os desvios das emissões nos ciclos econômicos para variadas intensidades. Este gráfico, de forma semelhante ao 6, simula um conjunto de choques aleatórios (50) para testar a sensibilidade das emissões em relação à elasticidade, sendo possível identificar as mudanças em relação ao nível do produto. A série do produto, y , é endógena, mas sua variação é muito pequena e está compreendida dentro da largura da linha

que a representa. A linha com triângulos identifica a trajetória das emissões com elasticidade próxima à do EUA e Canadá; a linha marcada com 'x' representa a trajetória para as emissões no Brasil. A diferença dos desvios é grande, corroborando a disparidade entre os custos de mitigação.

GRÁFICO 6: Simulação de choques em a_t – Sensibilidade de e_t relativa a $\xi_{e,y}$



Nota: A largura da linha representativa da série do produto, y , engloba suas variações na simulação.

Também abordamos os impactos das diferenças nas elasticidades a partir da análise de outras variáveis de interesse. Focando no estoque de poluição, pode-se identificar no gráfico 7A o impacto ambiental causado pelas diferentes intensidade de poluição, enquanto o governo impõe suas políticas de mitigação – quanto mais baixa a elasticidade, menor o estoque de poluição. A linha contínua representa a trajetória $\{x_t\}$ calibrada para o Brasil, dado um choque TFP de +1%. Ela atinge seu máximo próximo ao desvio de 0,074%, que se dá perto do 100º período. Calculando para o valor de *steady-state*, apresentado na tabela 3, com esse choque de 1% o estoque de poluição passa de 8.107 GtC para 8.113 GtC ao final do 25º ano²³, o que pode ser considerada uma diferença muito pequena. Se o Brasil poluísse com uma intensidade igual à da China, com elasticidade próxima a 0,6 (a linha com pontos grossos no gráfico 8_{Esq}), então o estoque de poluição passaria para 8.111 GtC; igualmente, uma mudança muito pequena, dada essa grande diferença de elasticidade.

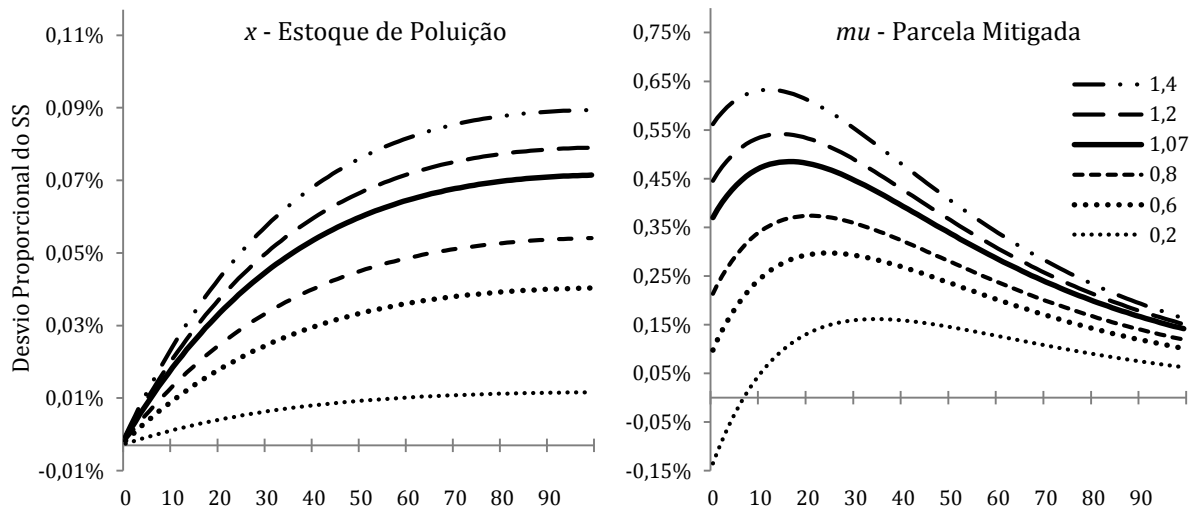
Esta aparente insensibilidade do estoque de poluição se deve às escolhas dos agentes, ou à alteração delas, principalmente as do governo, ao impor o teto ou taxa de imposto adequada ao contexto. Ou seja, se o estoque de poluição for se tornar muito alto, o governo intensifica a política (gráfico 8A) e, conseqüentemente, o nível de mitigação aumenta (gráfico 7B), reduzindo as emissões e o estoque de poluição, relativamente aos seus níveis de inação do governo. O contrário também se verifica.

Observando o gráfico 7B, também notamos que é possível que as mitigações sejam reduzidas para um nível abaixo do *steady-state*. É o caso discutido em que os custos marginais de mitigação são maiores que os custos marginais da poluição. Como as políticas

²³ O valor de *steady-state* representa a trajetória de equilíbrio da variável no horizonte infinito.

são dinâmicas, os agentes otimizam suas escolhas para equilibrar estes custos em cada período. Considerando a simulação da elasticidade 0,2, entre os trimestres 1 e 7 o custo marginal da mitigação é maior que o da poluição em relação aos níveis de *steady-state*; por isso a mitigação diminui naquele período. Se calibrássemos a elasticidade para este valor e os parâmetros θ_2 e ϕ para respectivamente 3,8 e 0,5 (ver gráficos 9 e 10), então a trajetória $\{\mu_t\}$ estaria completamente²⁴ deslocada para abaixo do eixo 0. Nesse cenário as mitigações seriam totalmente contra-cíclicas – ainda haveria redução de emissões, mas o nível de mitigação diminuiria diante de uma expansão econômica (choques TFP), pois o efeito preço seria maior que o efeito renda (custo de mitigação maior que o da poluição).

GRÁFICO 7: Respostas ao impulso de +1% em $a_{t=1}$ – Sensibilidade de x e μ relativa a $\xi_{e,y}$



Observando o gráfico 7B, também notamos que é possível que as mitigações sejam reduzidas para um nível abaixo do *steady-state*. É o caso discutido em que os custos marginais de mitigação são maiores que os custos marginais da poluição. Como as políticas são dinâmicas, os agentes otimizam suas escolhas para equilibrar estes custos em cada período. Considerando a simulação da elasticidade 0,2, entre os trimestres 1 e 7 o custo marginal da mitigação é maior que o da poluição em relação aos níveis de *steady-state*; por isso a mitigação diminui naquele período. Se calibrássemos a elasticidade para este valor e os parâmetros θ_2 e ϕ para respectivamente 3,8 e 0,5 (ver gráficos 9 e 10), então a trajetória $\{\mu_t\}$ estaria completamente²⁵ deslocada para abaixo do eixo 0. Nesse cenário as mitigações seriam totalmente contra-cíclicas – ainda haveria redução de emissões, mas o nível de mitigação diminuiria diante de uma expansão econômica (choques TFP), pois o efeito preço seria maior que o efeito renda (custo de mitigação maior que o da poluição).

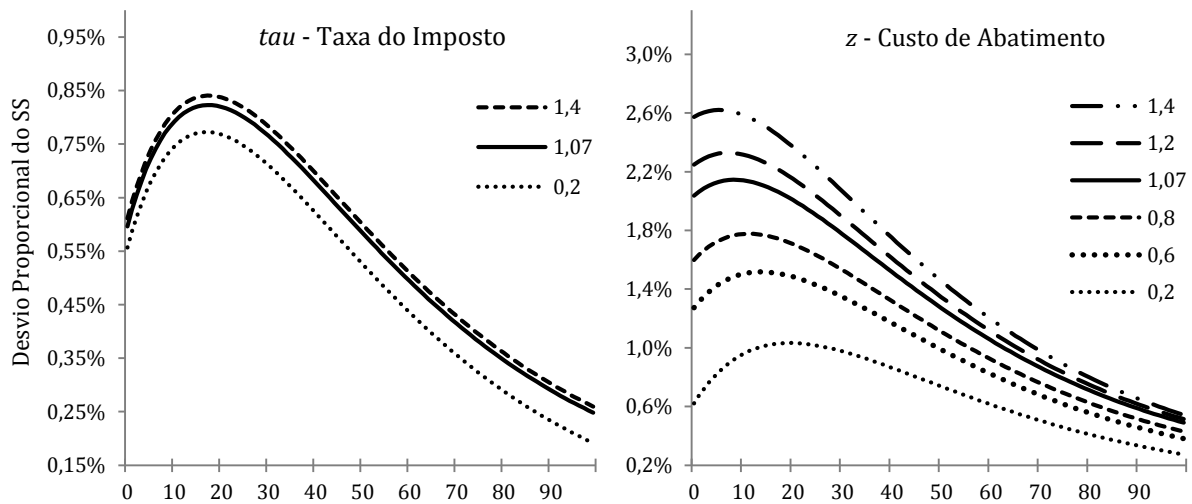
Analisando o gráfico 8A vemos que a taxa do imposto, τ , é pouco sensível às alterações na elasticidade. Como argumentamos, o governo altera a taxa frente às expectativas de variação do estoque de poluição para maximizar a utilidade do consumidor.

²⁴ Rigorosamente, em algum instante o desvio sempre se torna positivo, apesar de ser muito próximo de zero, dependendo do valor dos parâmetros.

²⁵ Rigorosamente, em algum instante o desvio sempre se torna positivo, apesar de ser muito próximo de zero, dependendo do valor dos parâmetros.

Porém, a elasticidade do imposto em relação à esta expectativa (devida à mudança de elasticidade) é pequena; pois curtas variações na taxa de imposto já alteram suficientemente o nível de mitigação. Ou seja, μ_t é bastante sensível à τ_t – usando os dados das funções impulso resposta dos gráficos 7B e 8A, enquanto $\tau_{t=1}$ varia 2.58% quando $\xi_{e,y}$ passa de 1.07 para 1.4, $\mu_{t=1}$ varia 51,79%; isso dá uma elasticidade pontual de $\xi_{\mu,\tau}^{t=1} = 20,07$, o que pode ser considerada muito alta²⁶. Contudo, a sensibilidade diminui à medida que o produto, as emissões e as variações da poluição também diminuem – a elasticidade no instante $t = 100$ passa para $\xi_{\mu,\tau}^{t=100} = 3,32$. Se calcularmos da mesma forma a sensibilidade de μ_t em relação à q_t (o teto de emissão na política de quotas), encontramos $\xi_{\mu,q}^{t=1} = 1,89$ e $\xi_{\mu,q}^{t=100} = 1,49$. Podemos julgar que a política de imposto talvez tenha uma vantagem qualitativa em relação à de quotas, em termos de aplicação das medidas.

GRÁFICO 8: Respostas ao impulso de +1% em $a_{t=1}$ – Sensibilidade de τ e z relativa a $\xi_{e,y}$



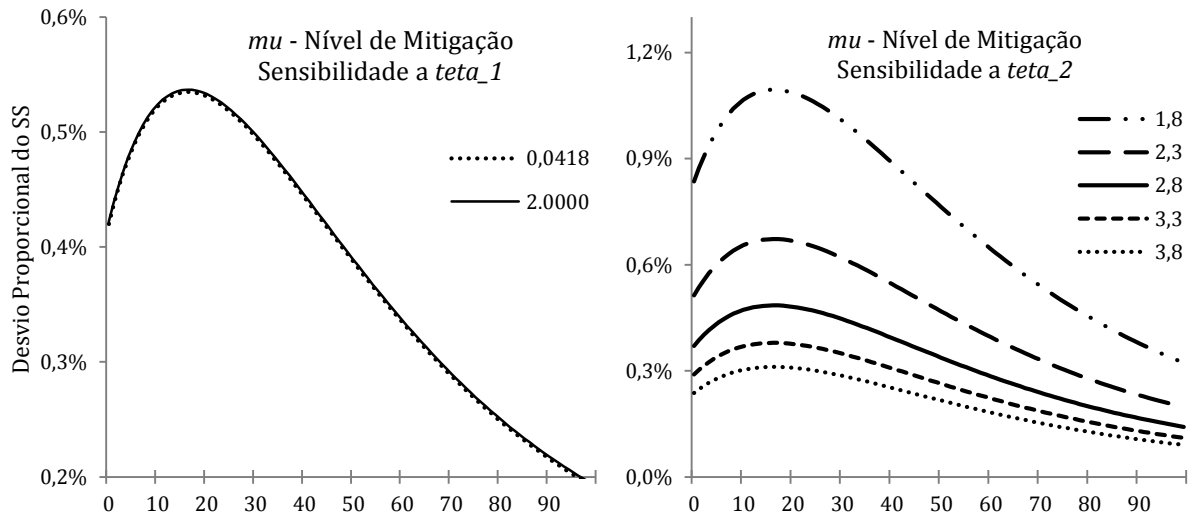
Quanto aos custos de abatimento, z_t , sua trajetória também acompanha a do nível de mitigação e do imposto – ver gráfico 8B. Sua sensibilidade à elasticidade $\xi_{e,y}$ e à taxa de imposto é semelhante ao do nível de mitigação. Porém, seu comportamento será sempre pró-cíclico, pois o ambiente limpo é um bem normal e o gasto com redução de emissões sempre aumentará diante da expansão da renda. Mas podemos observar no gráfico que quanto menor a intensidade da poluição, menor será a externalidade imposta à firma nos ciclos de expansão. Em termos de *policy*, é uma situação favorável para aplicação de medidas mitigatórias; mas a tecnologia da queima de combustível fóssil deve ser avançada para atingir essa baixa intensidade de poluição (elasticidade $\xi_{e,y}$).

Considerando a tecnologia de mitigação, que define os custos de redução de emissão, não a intensidade da poluição, também podemos abstrair que quanto maior essa tecnologia, menor os custos de abatimento. A equação $z_t = y_t g(\mu_t)$ define a proporção do produto perdida com o abatimento, g , como uma função que depende da tecnologia de mitigação e do nível da mitigação. Com $g(\mu) = \theta_1 \mu_t^{\theta_2}$, os parâmetros θ_i definem a tecnologia de mitigação; e junto ao nível μ_t , definem o custo de abatimento em termos do produto.

²⁶ A sensibilidade é a mesma para diferentes variações de $\xi_{e,y}$.

Conforme discutido na seção 4.1, calibramos estes parâmetros de acordo o estudo de Nordhaus (2010) e, enquanto consideramos θ_1 constante, naquele trabalho o parâmetro varia com tempo, habilitando o crescimento da tecnologia de mitigação à medida que as tecnologias de poluição são substituídas²⁷. Porém, como havíamos citado, o modelo é pouco sensível à alterações neste parâmetro. No gráfico 9A plotamos as funções de impulso resposta para o valor 0,0418 (caso base do Brasil)²⁸ e outro extremamente alto, com $\theta_1 = 2$. É possível observar a baixa significância de θ_1 para o nível de mitigação; relação que se estende para as demais variáveis do modelo. No entanto, o modelo é bastante sensível a alterações no parâmetro θ_2 , expoente de μ_t na função $g(\mu)$ – veja o gráfico 9B. Essa diferença de sensibilidade se deve à própria localização destes parâmetros na função. O θ_2 define a convexidade da função e, quando tende para 1, a sensibilidade do modelo tende para o infinito. Porém, no caso base, assim como em Nordhaus (2008 e 2010), este parâmetro é constante e igual a 2,8 (a linha contínua no gráfico 9B).

GRÁFICO 9: Respostas ao impulso de +1% em $a_{t=1}$ – Sensibilidade de μ relativa a θ_1 e θ_2



Focando nos parâmetros econômicos de preferências do consumidor e tecnologias da firma, analisamos a sensibilidade do modelo à alterações em ϕ e α , respectivamente o coeficiente de aversão ao risco do consumidor e a participação do capital na função de produção da firma. Visível no gráfico 10A, diante do choque positivo de produtividade, quanto maior a aversão ao risco, mais suave a distribuição do consumo no tempo. Se a aversão é baixa, o consumo é relativamente mais alto no curto prazo (mas não no curtíssimo) e mais baixo no médio prazo; isso implica em menor poupança e investimento no curto prazo, porém maior no médio. As respectivas acumulações de capital e níveis de produção resultam no comportamento impresso pelo gráfico 10B. O desvio das emissões só sofre variação significativa no médio prazo, devido à diferença de estoque de capital no curto prazo – os coeficientes de aversão mais baixos implicam de menores níveis de emissão, mas também de produto, no médio prazo. Porém, para estes valores mais baixos de ϕ , a otimização das

²⁷ Para maior discussão sobre esta função custo, ver Nordhaus (2008).

²⁸ Dentre os países/regiões considerados no estudo de Nordhaus (2010), a Europa apresenta o menor valor do parâmetro, com $\theta_1 = 0,0365$, e a Índia o maior valor, com $\theta_1 = 0,0743$.

escolhas dos agentes define um nível de mitigação menos intenso para todos os períodos (ver gráfico 11A).

GRÁFICO 10: Respostas ao impulso de +1% em $a_{t=1}$ – Sensibilidade de c e e relativa a ϕ

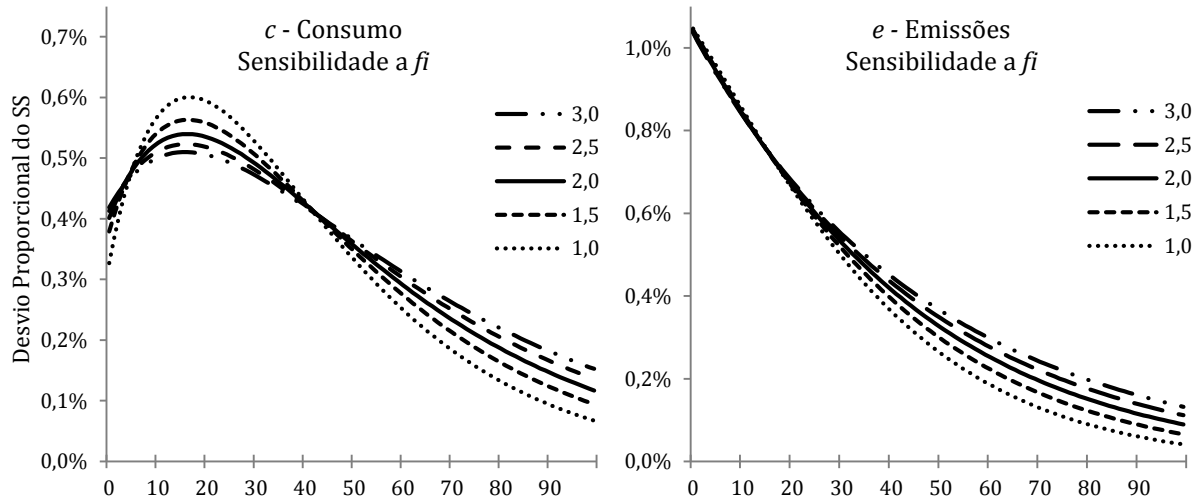
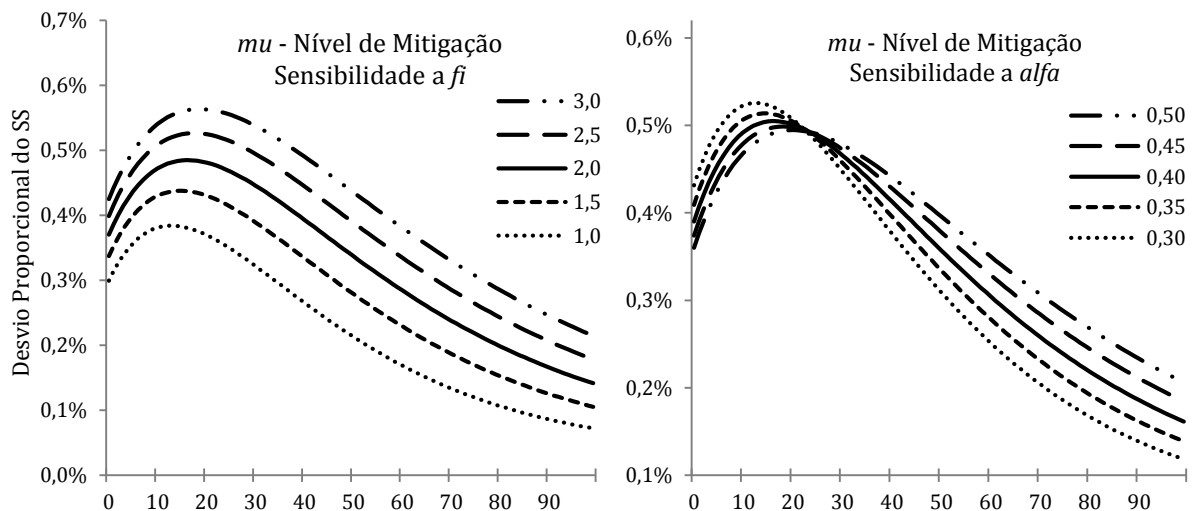


GRÁFICO 11: Respostas ao impulso de +1% em $a_{t=1}$ – Sensibilidade de μ relativa a ϕ e α



Nota: Na simulação com $\phi = 1$, a utilidade do consumidor é logarítmica.

Nos choques TFP, o valor de α define a intensidade dos canais por onde ele é transmitido. Se α aumentar, no choque positivo o fator capital recebe uma intensificação de produtividade maior que se α mantivesse-se fixo; enquanto o fator trabalho, com participação $1 - \alpha$, tem sua intensidade aumentada, mas em uma porção menor que no cenário anterior. Então, no choque positivo, se a participação do trabalho diminuiu, $\alpha_2 > \alpha_1$, a resposta imediata do produto é menor que se $\alpha_2 = \alpha_1$, pois o capital e uma variável de estoque e precisa de tempo para acumular e causar aumento do produto (ver a trajetória de k no gráfico 3). Portanto, quando $\alpha_2 > \alpha_1$, os desvios do produto são menores no curto prazo e maiores no médio. Como as emissões acompanham o nível do produto, o nível de mitigação apresenta o comportamento impresso no gráfico 11B.

Quanto aos parâmetros de poluição, também simulamos calibrações diferentes para a função dano da poluição. Utilizamos cenários de danos incorridos em outros 5 países/regiões calculados por Nordhaus (2010). Estimamos os parâmetros da forma reduzida $d(x_t) = d_0 + d_1x + d_2x^2$ conforme descrito em 4.1.3. Os resultados das estimações para os outros países, mais a América Latina, *proxy* para o Brasil, estão impressos na tabela 5.

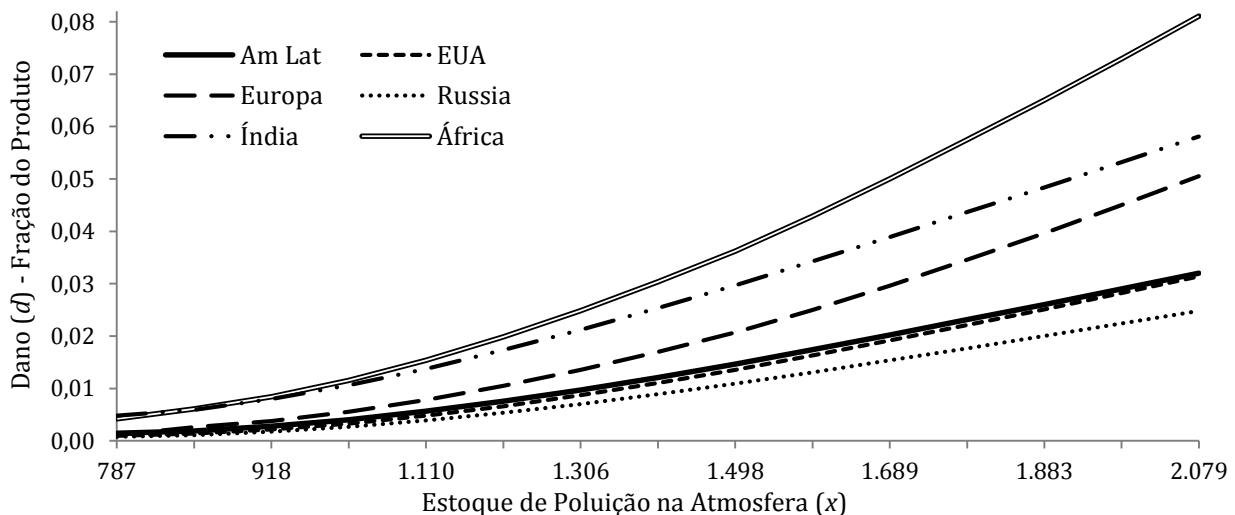
TABELA 5: Coeficientes das funções de dano da poluição $d(x)$ – Países selecionados

Coef.	Am. Latina	EUA	Europa	Rússia	Índia	África
d_0	-2,97E-03	-1,03E-03	2,35E-03	-1,62E-03	-9,99E-03	-1,13E-03
d_1	-2,16E-06	-6,25E-06	-1,60E-05	-3,59E-06	9,02E-06	-1,33E-05
d_2	9,26E-09	1,06E-08	1,90E-08	7,95E-09	1,16E-08	2,56E-08

Nota: Regressões via MQO; todas com $R^2 > 0,99$. A região da Europa exclui os países da Eurásia.

Nas simulações relacionamos os danos ao produto, d_t , com as concentrações de CO_2 na atmosfera, x_t , que vão de 787 GtC a cerca de 2.000 GtC – o gráfico 12 exhibe esta relação. Apesar da pequena diferença, os danos causados à América Latina são maiores que aos Estados Unidos e Rússia, entretanto, muito menos intensos que as perdas na Europa e na África. As diferenças ocorrem devido a fatores geográficos, ambientais e econômicos. Na Rússia, por exemplo, os impactos são menores devido ao relativo baixo impacto da elevação da temperatura naquela região; na África é o contrário. Na Europa, assim como fortemente no Japão (não simulado aqui), o principal impacto é causado pela elevação do nível do mar. Todos estes cálculos estão constantes no modelo RICE-2010, empregado no trabalho de Nordhaus (2010).

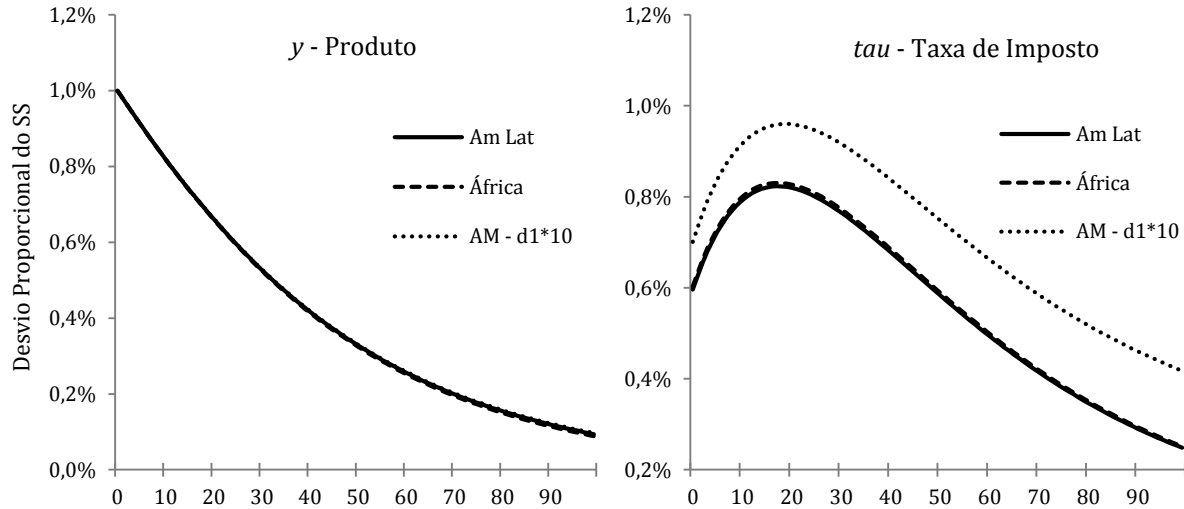
GRÁFICO 12: Estoque de poluição (x) e danos ao produto (d)



Contudo, estas aparentes diferenças de impacto de poluição nas diferentes regiões pouco sensibiliza as variáveis no modelo; o gráfico 13 demonstra isso. Analisamos as respostas de y_t e τ_t ao choque positivo de produtividade para três diferentes configurações da função dano: América Latina (nossa proxy), África (com a configuração de maior dano) e “AM –

$d_1 \cdot 10$ ", que corresponde aos parâmetros da América Latina, exceto o coeficiente do termo $d_1 x_t$, que foi multiplicado por 10. A diferença de configuração da América Latina para a África pouco interfere nas variáveis de y_t e τ_t .

GRÁFICO 13: Respostas ao impulso de $+1\%$ em $a_{t=1}$ – Sensibilidade de y e τ relativa a d



Mudando a configuração da função dano, dentre as duas variáveis analisadas, ocorre variação significativa apenas na taxa de imposto, quando alteramos substancialmente o parâmetro que multiplica x_t . Com a variação desse parâmetro, aumenta a parcela da produção perdida devido à poluição; os agentes reotimizam suas escolhas para todos os períodos e alteram os níveis de mitigação para evitar o aumento do dano e a perda de utilidade. Para aumentar as mitigações o governo intensifica os impostos (gráfico 13B); os custos de mitigação aumentam, mas os danos de poluição diminuem. No equilíbrio, produto, emissões, consumo e utilidade mantêm-se praticamente idênticos, mas os impostos têm que aumentar bastante para neutralizar a diferença na função.

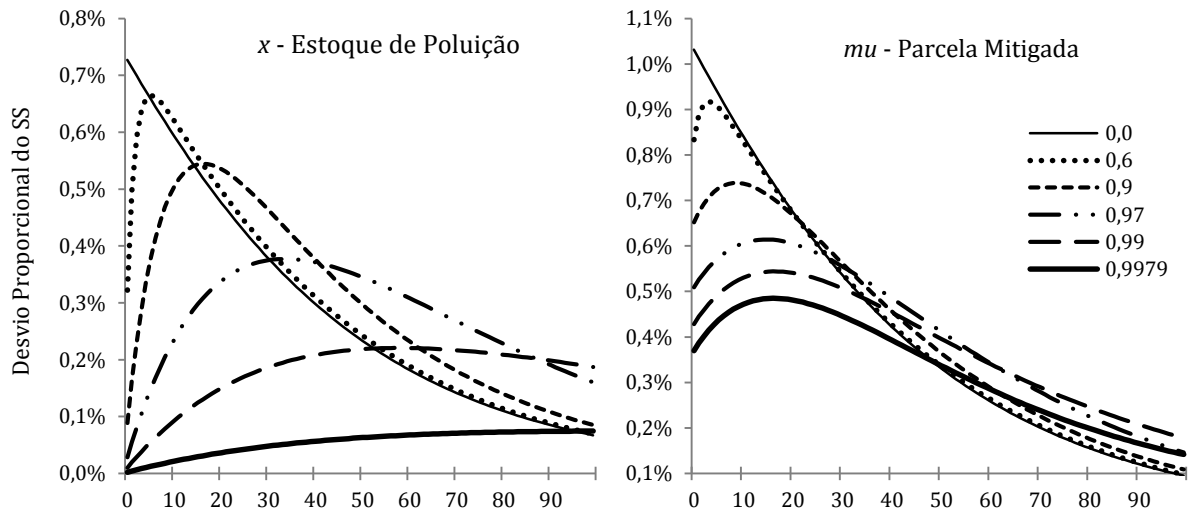
Por último, investigando o parâmetro químico η , que representa a persistência do CO_2 na atmosfera, simulamos alterações nesta taxa para identificar o impacto no modelo da característica peculiar deste poluente: seu baixo declínio. É fácil identificar o efeito de variações neste parâmetro. Se a persistência for igual a zero, então o poluente é volátil e, após um trimestre, já reagiu com outros componentes e não se encontra mais na atmosfera; o estoque de poluição é igual ao fluxo das emissões, $x_t = e_t$ – a linha fina contínua do gráfico 14A demonstra este comportamento. Este caso, $\eta = 0$, corresponde, por exemplo, à meia-vida do dióxido de enxofre (SO_2) e dos óxidos de nitrogênio (NO_x), que são prejudiciais ao organismo humano, mas altamente voláteis. Porém, quanto menor a taxa de declínio (maior a persistência), mais dispersa no tempo será a poluição e mais distante será o seu pico de máximo.

Conforme os cálculos de Reilly (1992), a meia-vida do CO_2 na atmosfera é de 83 anos; o que dá $\eta = 0,9979$ – é uma alta persistência (linha contínua grossa no gráfico 14A).

Com poluentes de baixa persistência na atmosfera, a poluição e seus danos à produção são mais intensos no curto prazo, implicando em maior nível de mitigação e custo

de abatimento neste período – também maior será o imposto necessário para atingir este nível de mitigação.

GRÁFICO 14: Respostas ao impulso de +1% em $a_{t=1}$ – Sensibilidade de x e μ relativa a η



6. CONCLUSÃO

Neste trabalho estudamos políticas ambientais de emissão de CO₂ para o Brasil, analisando sua dinâmica ótima nos ciclos econômicos gerados por choques de produtividade. Com o atual cenário de mudança climática e a potencial adoção de medidas restritivas no Brasil, procuramos investigar se os custos da poluição são mais altos que os da mitigação, a fim de identificar se políticas de redução dinâmicas são capazes de justificar a adoção destas medidas.

Integramos a política ambiental aos choques de produtividade através de modelos de Ciclos Econômicos Reais (RBC) em Equilíbrio Geral Dinâmico e Estocástico (DSGE), construindo cenários de políticas de impostos e de teto de emissões, em economias estilizadas que incluem uma externalidade de poluição. O emprego deste DSGE ambiental, em contraste com os Modelos de Avaliação Integrada (IAM) tradicionais, em Equilíbrio Geral Computável (CGE), habilitou a simulação da política dinâmica, que é capaz de adaptar-se às mudanças nas variáveis econômicas e equilibrar os custos marginais de poluição e mitigação. Este fator ajudou a justificar a adoção de políticas restritivas no Brasil.

Nas simulações realizadas, encontramos que o custo de mitigação é mais baixo que o da poluição, mesmo supondo uma política estática. Também, que diante de choques de produtividade, o comportamento da mitigação é pró-cíclico. Em termos de *policy*, a redução das emissões deve aumentar junto com o nível do produto e, para tal, em uma política de preços, a taxa de imposto também deve aumentar com a produção. Alternativamente, na política de quantidade o teto de emissão também deve aumentar junto ao produto para compensar o maior custo de mitigação. Na verdade, uma política ambiental de metas de intensidade, que define o nível de emissões a uma proporção fixa do produto, é uma boa

aproximação da política ótima aqui estimada. No cenário empírico brasileiro, sem políticas restritivas (de 1980 a 2010), essa proporção foi estimada em um valor alto comparando-a com outros países – elasticidade igual a 1,07. Isto implica em um maior custo de abatimento no Brasil; porém, este fato não comprometeu significativamente o nível de produção e de consumo nos modelos.

Na relação estatística entre os níveis de imposto e de mitigação, identificamos que pequenas variações na taxa de imposto podem acomodar grandes demandas de mitigação – uma elasticidade próxima de 20 logo após o choque. Na política de quotas, a elasticidade do nível de mitigação em relação ao teto de emissões é 1,89 no mesmo instante. Embora não haja diferença quantitativa entre as políticas de imposto e de quotas neste modelo, qualitativamente podemos julgar que essa diferença comporta uma vantagem para a política de preços, em termos de aplicação de *policy*. Outra reflexão que deve ser feita quando comparamos estas duas medidas, particularmente quando as habilitamos para dinâmicas, é sobre a forma dos ajustes das políticas. Em uma política de preços dinâmica, na prática o *policymaker* teria que ajustar a taxa de imposto em intervalos de tempo talvez não menores que um mês – os custos de transação já seriam muito altos para essa periodicidade. Mas, para medidas de teto de quantidade, configurações como as de *cap-and-trade*, com permissões de emissão negociadas em bolsas de valores, permitiriam ao governo comprar e vender estes títulos, ajustando o nível máximo de emissões – tal como faz o Banco Central no *open market* para ajustar a taxa de juros. Julgamos que essa seria uma forma muito mais simples e barata de realizar uma política dinâmica de emissões.

O modelo que empregamos, apesar de ultrapassar algumas limitações habituais, ainda utiliza diversas hipóteses simplificadoras das questões econômicas e ambientais. Supomos, por exemplo, que a relação entre produção e emissão de CO₂ é fixa, sem habilitar um crescimento da tecnologia de poluição. Também não testamos incerteza via choques nos custos de mitigação, como fazem muitos estudos de políticas estáticas. Consideramos que os agentes possuem perfeita simetria de informações, supondo, por exemplo, que o governo reage concomitante ao choque – a inclusão de assimetria nas informações tornam os resultados das políticas de impostos e de quotas quantitativamente diferentes (HEUTEL, 2012). Também empregamos um modelo básico da teoria RBC – supomos que o fator trabalho é fixo no tempo, abstraindo-nos dos efeitos dos ciclos no desemprego, e que há uma única firma representativa, sem analisar relações entre setores produtivos, tal como fazem Hilgemberg (2004) e Ferreira Filho e Rocha (2007).

Este trabalho apresenta um resultado preliminar para o saldo dos custos de mitigação e poluição no Brasil; e esta análise de políticas dinâmicas para o país ainda é inicial. Maiores investigações são necessárias para essa importante adaptação das políticas aos ciclos econômicos. Embora as respostas políticas às flutuações possam ser de menor importância quando comparadas a questões de mudanças climáticas do planeta, ainda assim são relevantes, principalmente quando os impasses em acordos multilaterais sobre mitigação referem-se a questões econômicas de produção.

REFERÊNCIAS

ANDERSON, G.; MOORE, G. A linear algebraic procedure for solving linear perfect foresight models. *Economics Letters*, v. 17, n. 3, p. 247–252, 1985.

AGÊNCIA SENADO, Senado Federal, Brasil. Representante da Fazenda diz que taxas sobre emissão de carbono dependem de mais estudos, Brasília, 26 out. 2013. Disponível em: <<http://www12.senado.gov.br/noticias/materias/2013/08/13/representante-da-fazenda-diz-axas-sobre-emissao-de-carbono-dependem-de-mais-estudos>>. Acesso em: 26 out. 2013.

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

BOUMAN, M.; GAUTIER, P. A.; HOFKES, M. W. Do Firms Time Their Pollution Abatement Investments Optimally? *De Economist*, v. 148, n. 1, p. 71–86, 1 mar. 2000.

BRASIL, Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. Não paginado.

BRASIL, Decreto nº 7.390, de 9 de dezembro de 2010. Regulamenta os arts. 6º, 11 e 12 da Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC, e dá outras providências. Não paginado.

BRASIL, Ministério da Ciência e Tecnologia - Coordenação-Geral de Mudanças Globais do Clima. Segunda Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Brasília, 2010.

DE GOUVELLO, C. *Brazil Low Carbon Country Case Study*. Washington: World Bank Institute, 2010.

EMBRAPA. *Aquecimento global e a nova geografia da produção agrícola no Brasil*. São Paulo: EMBRAPA, 2008.

FARIA, W. R.; HADDAD, E. A. Modelagem do uso da terra e mensuração dos efeitos de mudanças climáticas no Brasil. *Trabalhos para Discussão*, nº 2-2013. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2013.

FEIJÓ, F. T.; PORTO JR., S. O Protocolo de Quioto e o Bem-Estar Econômico no Brasil - uma Análise Utilizando Equilíbrio Geral Computável. *Análise Econômica*, v. 27, n. 51, p. 127–154, 2009.

FERREIRA FILHO, J. B. S.; ROCHA, M. T. Avaliação Econômica de Políticas Públicas Visando Redução das Emissões de Gases de Efeito Estufa no Brasil. Londrina: [s.n.], 2007. Disponível em: <<http://www.sober.org.br/palestra/6/750.pdf>>.

FISCHER, C.; SPRINGBORN, M. Emissions targets and the real business cycle: Intensity targets versus caps or taxes. *Journal of Environmental Economics and Management*, v. 62, n. 3, p. 352–366, nov. 2011.

HEGERL, G. C. *et al.* Understanding and Attributing Climate Change. In: SOLOMON, S. *et al.* (Org.). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York: Cambridge University Press, 2007. .

HERZOG, T.; BAUMERT, K. A.; PERSHING, J. Target: intensity – an analysis of greenhouse gas intensity targets. Washington, DC: World Resources Institute, 2006.

HEUTEL, G. How should environmental policy respond to business cycles? Optimal policy under persistent productivity shocks. *Review of Economic Dynamics*, v. 15, n. 2, p. 244–264, abr. 2012.

HILGEMBERG, E. M. Quantificação e efeitos econômicos do controle de emissões de CO₂ decorrentes do uso de gás natural, álcool e derivados de petróleo no Brasil: um modelo interregional de insumo-produto. 2004. Tese (Doutorado). Curso de doutorado em Economia Aplicada. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

JACOBY, H. D.; ELLERMAN, A. D. The safety valve and climate policy. *Energy Policy*, v. 32, n. 4, p. 481–491, mar. 2004.

KANCZUK, F. Real interest rates and Brazilian business cycles. *Review of Economic Dynamics*, v. 7, n. 2, p. 436–455, abr. 2004.

KARNIZOVA, L.; DISSOU, Y. Emissions Cap or Emissions Tax? A Multi-sector Business Cycle Analysis. Working Paper, n^o 1210E. Ottawa: University of Ottawa, 2012.

KAUFMANN, R. K.; STERN, D. I. Evidence for human influence on climate from hemispheric temperature relations. *Nature*, v. 388, n. 6637, p. 39–44, 3 jul. 1997.

KELLY, D. L. Price and quantity regulation in general equilibrium. *Journal of Economic Theory*, v. 125, n. 1, p. 36–60, nov. 2005.

LA ROVERE, E. L. *et al.* Brazil beyond 2020: from deforestation to the energy challenge. *Climate Policy*, v. 13, n. sup01, p. 70–86, mar. 2013.

LOPES, R. L. Efeitos de uma restrição na emissão de CO₂ na economia brasileira. 2003. Tese (Doutorado). Curso de doutorado em Economia Aplicada. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MEINSHAUSEN, M. *et al.* Greenhouse-gas emission targets for limiting global warming to 2 °C. *Nature*, v. 458, n. 7242, p. 1158–1162, 30 abr. 2009.

NEWELL, R. G.; PIZER, W. A. Regulating stock externalities under uncertainty. *Journal of Environmental Economics and Management*, v. 45, n. 2, Supplement, p. 416–432, mar. 2003.

NORDHAUS, W. Integrated Economic and Climate Modeling. In: DIXON, P. B.; JORGENSON, D. W. (Org.). *Handbook of Computable General Equilibrium Modeling. Handbook of Computable General Equilibrium Modeling SET, Vols. 1A and 1B.* [S.l.]: Elsevier, 2013. v. Volume 1. p. 1069–1131.

NORDHAUS, W. D. Economic aspects of global warming in a post-Copenhagen environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, PMID: 20547856, v. 107, n. 26, p. 11721–11726, 29 jun. 2010.

PIZER, W. A. Combining price and quantity controls to mitigate global climate change. *Journal of Public Economics*, v. 85, n. 3, p. 409–434, set. 2002.

REILLY, J. Climate-change damage and the trace-gas-index issue. In: REILLY, J.; ANDERSON, M. *Economic issues in global climate change: Agriculture, forestry, and natural resources.* Boulder: Westview Press, 1992.

SILVA, J. G.; GURGEL, C. A. Impactos Econômicos de Cenários de Políticas Climáticas para o Brasil. *Pesquisa e Planejamento Econômico*, v. 42, n. 1, p. 93–135, abr. 2012.

SOUZA-SOBRINHO, N. F. The role of interest rates in the Brazilian business cycles. *Revista Brasileira de Economia*, v. 65, n. 3, p. 315–336, set. 2011.

STRAND, J. Business fluctuations, worker moral hazard and optimal environmental policy. In: DIXON, H. D.; RANKIN, N. *The new macroeconomics.* [S.l.]: Cambridge University Press, 1995.

TOURINHO, O. A. F.; DA MOTTA, R. S.; ALVES, Y. B. Uma Aplicação Ambiental de um Modelo de Equilíbrio Geral. *Texto para Discussão, n° 976.* Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada - IPEA, ago. 2003.

WIGLEY, T. M. L.; RAPER, S. C. B. Interpretation of High Projections for Global-Mean Warming. *Science*, v. 293, n. 5529, p. 451–454, 20 jul. 2001.

WILLS, W. Modelagem dos efeitos de longo prazo de políticas de mitigação de emissão de gases de efeito estufa na economia do Brasil. 2013. Tese (Doutorado). Curso de doutorado em Planejamento Energético. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.