

Aplicação de modelos espaciais e fronteiras não estocásticas na análise da eficiência ambiental no Brasil

Thiago Costa Soares
Universidade Federal de Juiz de Fora
(UFJF/GV)

Dênis Antônio da Cunha
Universidade Federal de Viçosa
(UFV/DER)

Resumo: Este artigo tem como objetivo analisar a eficiência ambiental dos municípios brasileiros e relacioná-la a um conjunto de características socioeconômicas locais, controlando aspectos como heterogeneidade tecnológica e dependência espacial. Para tanto, utilizou-se o método de Análise Envoltória de Dados (DEA) “*metafrontier*” para construir o indicador, que foi baseado nas emissões de gases de efeito estufa. Em seguida, ajustou-se um modelo que relaciona eficiência ambiental, características socioeconômicas e dependência espacial (*Spatial Autoregressive Model*). Os principais resultados revelaram que renda *per capita* e IDH se relacionaram positivamente com o indicador de eficiência. Por outro lado, as variáveis desigualdade e educação mostraram relação negativa com o índice. Ademais, houve evidências de efeito “*spillover* ambiental” entre municípios, indicando que a criação de práticas sustentáveis em âmbito local pode produzir externalidades positivas regionalmente.

Palavras-chave: Gases de efeito estufa. Eficiência ambiental. Municípios brasileiros. Análise Envoltória de Dados. Modelo de Regressão Espacial.

Abstract: *This paper aims to analyze the environmental efficiency of Brazilian municipalities and to relate it to a set of local socioeconomic characteristics, controlling technological heterogeneity and spatial dependence. A “metafrontier” Data Envelopment Analysis (DEA) method has been applied to measure the efficiency, based on the Brazilian greenhouse gas emissions. Afterward we estimate a Spatial Autoregressive model (SAR) relating environmental efficiency to municipal socioeconomic characteristics. The main results show that variables such as income and HDI were positively related to the environmental efficiency. On the other hand, inequality and education showed negative relations. In addition, we found evidence of “environmental spillover” effect, which could indicate positive externalities when sustainable practices are implanted at regional level.*

Keywords: Greenhouse Gas. Environmental efficiency. Brazilian municipalities; Data Envelopment Analysis. Spatial Autoregressive Model.

Classificação JEL: C6, Q50; Q54

Área 8: Microeconomia, Métodos Quantitativos e Finanças

1. Introdução

As mudanças climáticas, bem como suas causas e consequências, representam um dos principais desafios que as diferentes sociedades ao redor do planeta enfrentam no século XXI (MARTIN; MARIS; SIMBERLOFF, 2016). Esse fenômeno está diretamente associado às emissões antrópicas de gases de efeito estufa (GEE) (*Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC*, 2014). Por essa razão, cada vez mais países têm procurado aumentar a

eficiência de suas atividades produtivas para garantir a redução de emissões (ZHANG; XING; WANG, 2016). O Brasil, que figura entre os dez maiores emissores mundiais de GEE (WORLD BANK, 2016), tem assumido diversos compromissos voluntários de controle de suas emissões perante órgãos internacionais. Por meio de sua mais recente iniciativa, o país se comprometeu a reduzir as emissões de GEE em 43% abaixo dos níveis de 2005 até 2030 (*Intended Nationally Determined Contribution Towards Achieving the Objective of the United Nations Framework Convention on Climate Change – INDC, BRASIL, 2015*).

O atendimento de metas de redução de emissões, como as que o Brasil propõe, está diretamente ligado à melhoria da eficiência dos processos produtivos dos diferentes setores econômicos. Isso ocorre devido ao fato de que a produção de bens e serviços envolve, necessariamente, a geração de bens indesejáveis, como as emissões de GEE. Ademais, formuladores de política têm identificado que condições socioeconômicas e produtivas regionais desiguais têm causado incertezas e obstáculos ao êxito de políticas de mitigação (ZHANG; XING, WANG, 2016).

Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo analisar a eficiência ambiental brasileira, relacionando-a às emissões de GEE. Foi desenvolvida uma medida de eficiência ambiental a nível municipal, considerando a relação entre a produção de bens/serviços e emissões GEE. Procurou-se, ainda, analisar o efeito de variáveis exógenas sobre a performance ambiental regional, controlando aspectos como a heterogeneidade tecnológica e *spillovers* ambientais.

A análise proposta neste artigo oferece importante contribuição à literatura em diferentes aspectos. Ao considerar as heterogeneidades municipais (área e condições edafoclimáticas, intensidade e especialização produtiva, consumo energético, problemas ambientais, pobreza etc.), pode-se oferecer direcionamento mais concreto para o atendimento das metas propostas pela INDC nacional, ampliando as possibilidades de redução das emissões. Além disso, verificando o efeito das características regionais sobre os indicadores de eficiência, bem como a existência de relação espacial entre eles, são fornecidas informações sobre possíveis trajetórias que municípios brasileiros podem percorrer para produzirem de forma menos danosa ao meio ambiente. Isso poderia subsidiar a concessão de financiamentos baseados na eficiência das emissões, uma das propostas da política climática brasileira. Por fim, embora a análise desagregada da eficiência ambiental relacionada às emissões de GEE esteja consolidada na literatura internacional (KORTELAJINEN, 2008; LI; WANG, 2014; MEI; GAN; ZHANG, 2015; ZHANG; XING, WANG, 2016), o presente estudo é pioneiro ao considerar essa problemática em âmbito nacional.

O estudo está organizado em outras quatro seções. A seção 2 aborda as questões teóricas que norteiam a análise sobre eficiência ambiental. Na seção 3 são descritos os procedimentos metodológicos realizados para criar e relacionar o indicador de eficiência ambiental às características socioeconômicas municipais. Na seção 4 os resultados são apresentados e discutidos. As principais conclusões e sugestões de política fecham o trabalho na seção 5.

2. A produção com produtos desejáveis e não desejáveis

Modelos de eficiência ambiental têm sido amplamente sustentados pelo quadro teórico da fronteira de possibilidades de produção (FPP), já que este permite a inclusão dos recursos naturais e da poluição (bem não desejável) na função de produção (FÄRE; GROSSKOPF; TYTECA, 1996; CHIU et al., 2012; SONG; HAO; ZHU, 2015).

Formalmente, denotam-se bens desejáveis (produtos) por $y = (y_1, \dots, y_D) \in \mathfrak{R}_+^D$, bens não desejáveis (emissões de GEE, no presente estudo) por $b = (b_1, \dots, b_U) \in \mathfrak{R}_+^U$ e insumos (incluindo os naturais) por $x = (x_1, \dots, x_I) \in \mathfrak{R}_+^I$. Assume-se que esses conjuntos são limitados

¹ A seção 3 aborda essa notação mais detalhadamente.

e fechados. Portanto, quantidades finitas de insumos produzem quantidades finitas de produtos e emissões. A tecnologia de produção pode ser definida por

$$P(x) = \{(x, y, b) : x \text{ produz } (y, b)\}. \quad (1)$$

O vetor de insumos x produz os vetores y e b simultaneamente. Essa tecnologia é consistente com o modelo neoclássico tradicional, com exceção da especificação das emissões (FÄRE et al., 2005). Supõe-se que as emissões de GEE são externalidades negativas do processo produtivo, isto é, bens que a sociedade não deseja. Assim, para qualquer nível positivo de produto, haverá emissão de poluentes. Para mitigar totalmente as emissões, a sociedade deve abrir mão da produção associada. Essa condição foi definida por Färe et al. (1989) por “*weak disposability*”. Em notação,

$$\text{se } (y, b) \in P(x) \text{ e } 0 \leq \theta \leq 1, \text{ então } (\theta y, \theta b) \in P(x), \quad (2)$$

em que θ é o fator de abatimento de b . Zhang e Choi (2013) argumentam que a condição exposta em (2) significa que algum nível $b \neq 0$ é inevitável, uma vez que a única forma de mitigar totalmente as externalidades é deixando de produzir. Segundo Färe et al. (1989), as propriedades (1) e (2) podem ser utilizadas para mensurar o esforço individual (de países, estados ou municípios) no controle das emissões (eficiência ambiental) através de dados observáveis.

Para concluir, pode-se afirmar que o desempenho ambiental dos municípios brasileiros pode ser mensurado por uma FPP que contém produtos e emissões de GEE. A pressuposição de que os bens sejam produzidos conjuntamente permite analisar o desempenho municipal para produzir ao menor custo ambiental possível. Dessa forma, é possível criar medidas de desempenho que são compatíveis com o arcabouço teórico-analítico da economia neoclássica, adicionando as externalidades na função objetivo.

3. Metodologia

3.1. Construção dos indicadores de eficiência ambiental

No presente estudo, empregou-se o método de Análise Envoltória de Dados (*Data Envelopment Anaysis*, DEA) para construir a FPP com produção e emissões de GEE. Trata-se de procedimento não paramétrico, baseado em programação matemática, que vem se tornando popular em análises de eficiência ambiental.

Retomando a notação da seção anterior, consideram-se vetores de variáveis de produção $y_{dn} = (y_1, \dots, y_D) \in \mathfrak{R}_+^D$, emissões $b_{un} = (b_1, \dots, b_U) \in \mathfrak{R}_+^U$ e insumos $x_{in} = (x_1, \dots, x_I) \in \mathfrak{R}_+^I$, de tal forma que toda unidade tomadora de decisão (municípios) ($n \in \mathfrak{R}_+^N$) apresente uma estrutura do tipo descrito em (1). A função (1) descreve o produto municipal e as emissões resultantes para dado nível de recursos (incluindo os naturais). As regiões eficientes no controle das emissões (escores unitários) são aquelas que se encontram sobre a FPP, no ponto onde não é possível expandir o produto sem emitir grande quantidade de poluentes. Em adição, o grau de ineficiência dos municípios pode ser medido pela distância geométrica da FPP. Ele representa o potencial de abatimento de GEE.

Por construção, o DEA assume que as unidades analisadas fazem parte da mesma fronteira tecnológica. Entretanto, essa condição pode não se aplicar aos municípios brasileiros, uma vez que fatores como localização, estrutura produtiva e tamanho populacional podem influenciar a forma de produzir. Para ilustrar, 23% dos municípios brasileiros (geralmente pequenos) empregam mais da metade dos trabalhadores no setor agrícola, ao passo que, em localidades com população acima de 200 mil habitantes, esse percentual é quase nulo (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 2016). Por esse motivo, a comparação direta de municípios com características distintas pode ocasionar problemas na construção dos indicadores de eficiência.

Este estudo considerou essas diferenças. Para isso, foi utilizada a abordagem DEA “*metafrontier*”, que busca dividir os municípios em grupos mais homogêneos e analisar a eficiência ambiental considerando a existência de k fronteiras. Essa ideia baseia-se em O’Donnell et al. (2008) e pode ser resumida dessa forma: primeiramente, constroem-se indicadores de eficiência considerando uma única fronteira, de modo que $T^m = \{(x,y,b): x \text{ produz } (y,b)\}$. Por conseguinte, são construídos k grupos a partir de unidades (municípios) com tecnologias homogêneas, tal que

$$T^k = \{(x,y,b): x \text{ produz } (y,b) \text{ no grupo } k\}, \text{ definindo} \quad (3a)$$

$$T^m = \{T^1 \cup T^2 \cup T^3 \cup \dots \cup T^k\}. \quad (3b)$$

Dessas duas etapas, extraem-se informações sobre a eficiência da estrutura produtiva (tecnológica, *meta-technology*: MME) e do controle de emissões (*group – technological efficiency*: GTE). Na primeira definição, um município poderia ser ineficiente se sua estrutura produtiva for intensiva em poluentes. Por exemplo, localidades com elevada concentração de indústrias tendem a ser ineficientes em comparação a regiões onde o setor de serviços predomina. Na segunda, a ineficiência decorre da comparação entre unidades que pertencem ao mesmo grupo. Nesse caso, determinado município, mesmo com maior participação do setor industrial, poderia ser eficiente no controle de suas emissões se suas práticas forem as mais limpas quando comparado a outros com as mesmas características.

Outra questão que merece destaque são os retornos de escala, que podem variar com a fase produtiva dos municípios. Considere, por exemplo, que para municípios menores existe a possibilidade de ganhos de escala mais que proporcionais aos recursos empregados, situação denominada de produção com “retornos crescentes de escala”. Em outros, a expansão dos recursos pode proporcionar elevações menos que proporcionais na produção e emissões, característica dos “retornos decrescentes de escala”. Além dessas, ainda existe a situação na qual a elevação da quantidade produzida é exatamente proporcional ao aumento dos recursos (retornos constantes). Por isso, a resposta produtiva à aplicação dos recursos pode variar, mesmo em estruturas homogêneas.

Nesse sentido, buscou-se flexibilizar a curvatura das FPPs para permitir que municípios possam apresentar “retornos variáveis de escala” (*variable returns to scale*, VRS - BANKER et al., 1984). Este procedimento permite separar “eficiência de escala” e “eficiência técnica”. O segundo tipo representa a eficiência municipal no controle das emissões, variável importante neste estudo. Os problemas de programação linear (PPL) podem ser expressos por (4) e (5):

$$\begin{aligned} & \max \theta^m \\ & s.t. \sum_{k=1}^K \sum_{n=1}^{N_k} \lambda_n^k x_{in}^k \leq x_{io}^k, \quad i = 1, 2, \dots, I, \\ & \sum_{k=1}^K \sum_{n=1}^{N_k} \lambda_n^k y_{dn}^k \geq y_{do}^k, \quad d = 1, 2, \dots, D, \\ & \sum_{k=1}^K \sum_{n=1}^{N_k} \lambda_n^k (1/b)_{um}^k \geq (1/b)_{do}^k, \quad u = 1, 2, \dots, U, \\ & \sum_{k=1}^K \sum_{n=1}^{N_k} \lambda_n^k = 1, \quad k = 1, 2, \dots, K, \\ & \lambda_n^k \geq 0, \quad n = 1, 2, \dots, N_k, \end{aligned} \quad (4)$$

$$\begin{aligned}
& \max \theta^k \\
& \text{s.t. } \sum_{k=1}^K \sum_{n=1}^{N_k} \mu_n^k x_{in}^k \leq x_{io}^k, & i = 1, 2, \dots, I, \\
& \sum_{k=1}^K \sum_{n=1}^{N_k} \mu_n^k y_{dn}^k \geq y_{do}^k, & d = 1, 2, \dots, D, \\
& \sum_{k=1}^K \sum_{n=1}^{N_k} \mu_n^k (1/b)_{un}^k \geq (1/b)_{do}^k, & u = 1, 2, \dots, U, \\
& \sum_{k=1}^K \sum_{n=1}^{N_k} \mu_n^k = 1, & k = 1, 2, \dots, K, \\
& \mu_n^k \geq 0, & n = 1, 2, \dots, N_k,
\end{aligned} \tag{5}$$

em que λ_n^k e μ_n^k são as variáveis de decisão dos modelos (4) e (5) que projetam o município para a FPP quando $\theta^m < 1$ e $\theta^k < 1$, respectivamente.

Para definir os k grupos, a literatura consultada recomenda critérios *proxies* da tecnologia produtiva municipal, que podem ser geográficos, sociais, econômicos etc. (CHIU et al., 2012; LI; WANG, 2014; MEI et al., 2015). No caso brasileiro, apenas critérios geográficos não são suficientes para definir fronteiras tecnológicas, pois existem diversos municípios com estruturas produtivas semelhantes que estão localizados em regiões diferentes. Este argumento se estende à renda e outras variáveis. Dessa forma, primeiramente foi realizada uma divisão seguindo critérios populacionais, estabelecendo cinco agrupamentos (Tabela 1)².

Tabela 1. Classificação dos municípios por porte populacional

Porte	Regra	Municípios (qt)	Percentual (%)
Pequeno I (PQI)	Até 20.000	3244	67,76
Pequeno II (PQII)	20.001 até 50.000	991	20,71
Médio (MD)	50.001 até 100.000	309	06,45
Grande (GR)	100.001 até 900.000	226	04,72
Metrópole (MT)	Mais de 900.000	17	00,36
Total		4787	100,00

A partir da subdivisão apresentada na Tabela 1, foram criados subgrupos em cada classe de tamanho com base em um conjunto de variáveis sugeridas por Iyer et al. (2006), Oh e Lee (2010), Chiu et al. (2012) e Zhang e Choi (2013). As variáveis utilizadas representam a especialização produtiva (através dos indicadores de escolaridade e participação dos setores na economia) e o desenvolvimento municipal (através dos indicadores de renda e desenvolvimento). Assim como em Chiu et al. (2012), foi utilizada a técnica *cluster analysis*. Adotaram-se o procedimento k -médias e a distância Euclidiana padronizada, delimitando um máximo de quatro grupos.

3.2. Relação entre eficiência ambiental e características regionais

O indicador de eficiência ambiental é a variável que demonstra a habilidade de um município para produzir, minimizando a emissão de GEE. Portanto, conhecer a relação que características municipais e regionais têm com o indicador pode fornecer importantes informações para a formulação de políticas ambientais. Metodologicamente, o procedimento consiste em estimar o indicador de eficiência ambiental descrito na seção anterior e utilizá-lo

² Regra semelhante foi adotada por Rocha et al. (2012) em análise sobre a eficiência na gestão da saúde.

como variável dependente em um modelo econométrico no qual características municipais e regionais são utilizadas como variáveis explicativas. Esta análise se justifica visto que existem diversas variáveis exógenas que podem afetar a eficiência ambiental dos municípios, mas que não devem ser incorporadas diretamente no cálculo do indicador de eficiência por não terem características de insumos ou produtos. Por isso, o estudo se propõe a relacionar o indicador de eficiência ambiental do grupo (GTE) às principais características municipais, considerando a existência de dependência espacial:

$$\theta_n^k = \rho W \theta_n^k + \beta Z_n + \varepsilon_n, \quad (6)$$

em que θ_n^k é a eficiência ambiental do n -ésimo município ($n=1,2,\dots,N$), estimada pelo procedimento *bootstrap* de Simar e Wilson (1998)³; $\rho W \theta_n^k$ denota a defasagem espacial do indicador de eficiência ambiental; o termo W é uma matriz de pesos espaciais que captura a estrutura da dependência espacial da variável dependente (neste estudo, adota-se a matriz do tipo “rainha”⁴); e ρ é um parâmetro a ser estimado que fornece a direção da relação. Admitindo a existência de transbordamentos, espera-se $\rho > 0$. Utiliza-se o coeficiente *I de Moran* para calcular a autocorrelação espacial entre as localidades⁵. β é o vetor ($Z \times 1$) de parâmetros a serem estimados, os quais fornecem os efeitos marginais das variáveis explicativas; Z_n é a matriz ($N \times Z$) de variáveis explicativas com informações sobre as características municipais; e ε_n é um distúrbio estocástico, $\varepsilon_n \sim iid(0, \sigma_\varepsilon^2)$. Os escores de eficiência estão restritos a um intervalo (0,1]. Portanto, assumindo que todos os municípios produzem quantidades positivas de bens desejáveis e não desejáveis (poluentes), a eficiência relativa será, no máximo, igual à unidade (situação na qual o município é ambientalmente eficiente).

O modelo descrito na expressão (6) é denominado *Spatial Autoregressive* (SAR). O SAR mostra a existência de transbordamentos ambientais quando a variável dependente do município i afeta a variável dependente do município j (e vice-versa)⁶. A inclusão do termo espacial se justifica em razão da importância da difusão tecnológica no contexto ambiental (BEISE; RENNINGS, 2005; ASHWORTH et al., 2006; HUBER, 2008). É razoável supor que municípios menos eficientes podem aprender com os mais eficientes, tornando possível a existência de agrupamentos de alto ou baixo desempenho. Por exemplo, se agricultores em i percebem que seus pares adotaram com êxito técnicas de redução de emissões de GEE em j , eles podem também procurar alterar suas práticas para obter resultados semelhantes. Esse tipo de comportamento caracteriza a existência de *spillovers* ambientais e justifica, portanto, o uso da modelagem SAR.

³ O procedimento *bootstrap* torna a variável “eficiência” um processo gerado por dados aleatórios, suposição necessária para a construção de modelos econométricos. Além disso, esse procedimento reduz substancialmente os problemas de sensibilidade dos escores de eficiência (SIMAR; WILSON, 1998).

⁴ A matriz rainha considera vizinhos aqueles municípios que partilham fronteiras geográficas físicas e os vértices do mapa. Para LeSage (1999), essa estrutura é uma das mais indicadas por ampliar a definição de vizinhos geográficos. Além disso, após testes preliminares (procedimento de Baumont et al., 2004), constatou-se que essa estrutura capturou melhor a correlação espacial nos dados.

⁵ Seja w a matriz de ponderação espacial, z a eficiência ambiental padronizada para as unidades espaciais i e j ; o coeficiente *I de Moran* é dado por: $I = (n/S_0)(z'Wz/z'z)$, em que n é o número de municípios, Wz são os valores médios da eficiência ambiental padronizada nos vizinhos, definida pela matriz de ponderação espacial W ; e S_0 define que todos os elementos da matriz devem ser somados. O *I de Moran* pode ser entendido como o coeficiente angular da reta de regressão da defasagem espacial, dada a matriz de pesos espaciais (ANSELIN, 1988).

⁶ A especificação do SAR indica um possível problema de endogeneidade, pois a dependência espacial ocorre de forma multidirecional (processo de causalção circular). Para corrigir esse problema, estima-se o modelo por máxima verossimilhança (MV).

3.3. Dados e variáveis utilizados

A construção da base de dados e das variáveis necessárias para responder às questões propostas na presente pesquisa foram baseadas em diferentes critérios que serão descritos nesta seção. Antes de apresentar detalhes sobre cada aspecto, ressalta-se que (i) as variáveis incorporadas nas diversas etapas da pesquisa foram baseadas na literatura internacional sobre o tema, como os trabalhos de Chung et al. (1997), Färe et al. (1989, 1995, 2005), Färe e Grosskopf (2004), Kuosmanen e Kortelainen (2005), Afonso et al. (2006), Kortelainen (2008), Zhou e Ang (2008), Zhou et al. (2008, 2010), Oh e Lee (2010), Chiu et al. (2012), Wang et al. (2013) e Zhang e Choi (2013); (ii) a estrutura dos dados (*cross-section*) e a escolha do ano de 2010 foram baseadas na disponibilidade comum de dados.

As emissões de GEE foram representadas por um indicador de emissões em toneladas equivalentes de CO₂, considerando a equivalência das moléculas de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), que são os principais GEE segundo o IPCC (2014). Os dados foram extraídos da base *Emissions Database for Global Atmospheric Research* (EDGAR, FT V4.2 2010). Essa base é desenvolvida pela *European Commission (Joint Research Centre – JRS)* e pela *Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL)*. Seus dados são calculados separadamente para cada gás e país, utilizando informações de atividade econômica por setor (agricultura, indústria e serviços, considerando diferentes tipos de atividades setoriais, tais como manejo, transporte, queima de combustíveis fósseis e biocombustíveis, emissões agrícolas, tratamento e incineração de resíduos, processos industriais, decomposição de biomassa etc.). É utilizada uma combinação de tecnologia específica de cada país, setor e gás, com fatores de emissão que dependem desse nível tecnológico (incluindo tecnologias de redução de emissões instaladas em cada país) (GÜTSCHOW et al., 2016).

A base EDGAR disponibiliza observações georreferenciadas por coordenadas geográficas em um *grid* de 0,1° (cerca de 123,5 km²). Dessa forma, para a construção da base utilizada neste estudo, os pontos do *grid* foram unidos às fronteiras municipais usando suas coordenadas de latitude e longitude, gerando médias das emissões municipais do gás *g*, em que *g* se refere a CO₂, CH₄ ou N₂O. Os dados foram extraídos em médias anuais das emissões em quilogramas por metro quadrado por segundo (kg/m²/seg) e convertidos em toneladas equivalentes de CO₂ por ano (ton/km²/ano). Todos os GEE foram associados comparativamente ao CO₂ a partir de seu potencial de aquecimento global (PAG) (*Global Warming Potential*, GWP), que traduz o quanto um determinado gás contribui para o aquecimento global a partir da quantidade de CO₂ que causaria um impacto similar. Neste estudo, a conversão do GEE para CO₂eq se deu por meio do PAG de 310 para o N₂O e de 21 para o CH₄, enquanto o CO₂, por ser o gás de referência para a conversão, possui PAG igual a 1 (BRASIL, 2013).

É preciso ressaltar que a base possui algumas limitações. Primeiramente, a EDGAR FT V4.2 2010 utiliza outras bases de dados extraídas de fontes primárias, medições próprias e projeções, podendo ter, portanto, algum grau de imprecisão. Essa limitação, entretanto, não inviabiliza seu uso, já que o próprio IPCC utiliza esses dados como parte da construção de cenários de mudanças climáticas. Ademais, apesar de ser a base com o menor nível de agregação possível ao tipo de dado necessário a esta pesquisa, observa-se que 649 municípios (11,7% do total em 2010) apresentam dimensões inferiores a 123,5 km² (tamanho do *grid*). Logo, as emissões dessas localidades poderiam estar associadas aos seus vizinhos. Outro problema recorrente é o compartilhamento do *grid*, ou seja, dois municípios poderiam estar dividindo uma mesma área. Essas limitações poderiam fazer com que a emissão de certo município fosse dada por uma média da área municipal com relação à emissão do *grid*, descaracterizando o produto indesejável da unidade e tornando enviesada a estimativa dos

escores de eficiência. Para contornar tal problema, foram excluídos do estudo os 649 municípios com extensão inferior a 123,5 km². Assim, a pesquisa considerou 4787 municípios em 2010⁷.

Para representar a produção, utilizou-se o Produto Interno Bruto Municipal (PIB-M). Conceitualmente, trata-se do valor adicionado, em termos monetários, de todos os setores da economia. Esses dados foram extraídos do IBGE (2016).

Em relação aos insumos da função de produção, relacionaram-se variáveis *proxies* de “capital”, “trabalho” e “recursos naturais”. Para representar o capital, utilizou-se a frota de veículos automotores produtivos, como caminhões, caminhões-tratores, tratores de roda e caminhonetes. Uma variável semelhante foi utilizada como capital por Speight e Thompson (2006) em uma análise desagregada sobre os gastos com investimentos e também por der Eng (2008), como forma de estimar o estoque de capital na Indonésia. Essa variável foi retirada do Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN, 2016). Com referência à variável trabalho, adotou-se a população economicamente ativa de 18 anos ou mais (PEA). A PEA representa o potencial de mão-de-obra do município. Os dados foram extraídos do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD, 2016). Para representar o uso dos recursos naturais, Zhou et al. (2010) e Chiu et al. (2012) propõem incorporar o consumo de energia como insumo na função de produção. Os autores argumentam que a redução do uso de energia poderia diminuir as emissões de poluentes. Não obstante, essa variável não está disponível a nível municipal no Brasil. Para representá-la, optou-se por utilizar o número de domicílios com energia elétrica. Os dados foram extraídos do Portal Brasileiro de Dados Abertos (PBDA, 2016).

Sobre as variáveis “capital” e “recursos naturais”, é importante ressaltar algumas limitações. Primeiramente, a variável estoque de capital pode ter sido subestimada, uma vez que a frota de veículos produtivos compõe somente uma parte da formação de capital. Apesar disso, verificou-se que essa variável foi altamente correlacionada com a evolução do estoque de capital a nível nacional (o coeficiente de correlação de Pearson apontou correlação superior a 0,99). Ademais, os veículos produtivos fazem parte da estimativa da formação de capital, sendo, portanto, adequados teoricamente.

Com respeito aos “recursos naturais”, dada a dimensão do seu uso como insumos no processo produtivo, qualquer *proxy* dessa natureza também subestimaria sua real importância no contexto econômico. Por exemplo, para um número significativo de municípios, a expansão das fronteiras agrícolas representa o principal recurso ambiental demandado pela atividade econômica (como é o caso da região Centro-Oeste). Por outro lado, a queima de combustíveis fósseis também poderia desempenhar esse papel em municípios com características predominantemente industriais. De fato, além da escassez de dados, a problemática da dimensão vem sendo um dos principais desafios enfrentados por pesquisas sobre o impacto ambiental, incluindo o presente estudo.

Mesmo não havendo consenso sobre a questão (ou ampla disponibilidade de dados), parece razoável supor que o crescimento do setor energético aumente a pressão sobre o meio ambiente. Concretamente, no Brasil a principal fonte de energia elétrica são as usinas hidroelétricas, as quais são implementadas em territórios que geralmente precisam ser inundados e desmatados. Além do mais, a decomposição de matéria orgânica do solo e da biomassa nessas áreas emitem quantidade significativa de GEE (FEARNSSIDE, 2015). Diante disso, e considerando a questão da disponibilidade dos dados e a manutenção da estrutura do modelo empírico, optou-se pela inclusão de uma *proxy* do consumo energético para representar o uso dos recursos naturais.

Por seu turno, a escolha do conjunto de variáveis utilizadas na segunda etapa (estimação do indicador de eficiência contra as características municipais) baseou-se novamente não

⁷ Mais detalhes sobre a base de dados EDGAR podem ser obtidos em Gütschow et al. (2016).

somente na questão teórica, como também na disponibilidade de dados. De modo geral, as dimensões discutidas foram desigualdade, renda, desenvolvimento, especialização produtiva, educação e pobreza – dados extraídos da PNUD (2016). Além desses aspectos, para retratar as políticas ambientais promovidas pelos municípios, foram inseridas *dummies* que indicam a presença (quando a *dummy* assume valor igual a 1) ou a ausência de determinadas ações em prol do meio ambiente – essas informações foram obtidas no PBDA (2016).

Deve-se notar que, mesmo abordando tais extensões, outras variáveis poderiam ser incorporadas, como leis de proteção ambiental, acesso ao financiamento da agricultura de baixo carbono etc., porém, não existem dados dessa natureza a nível municipal ou, quando existem, não são compatíveis com os demais dados em termos temporais. Dessa forma, supõe-se que o efeito das variáveis omitidas seja pequeno, não correlacionado com os demais regressores e nulo na média, de modo que elas possam ser incorporadas ao termo de erro aleatório do modelo.

Mesmo diante dessa limitação, de fato todas as variáveis inseridas na segunda etapa possuem relação estreita com o produto e, ou, com as emissões de GEE. Em vista disso, é natural supor que elas também tenham relação com o desempenho ambiental (eficiência). Dada a importância dessa questão, são apresentados a seguir alguns aspectos que podem sustentar as relações.

Especificamente sobre a desigualdade, Boyce (1994) e Gassebner et al. (2006) argumentam que a concentração de renda pode aumentar a taxa de uso dos recursos naturais (e as emissões), pois nesse contexto a sociedade possui baixa disposição a pagar pela preservação. Além disso, em ambientes desiguais, minorias de maior poder econômico têm grande influência sobre as leis municipais, incluindo as ambientais. Dessa maneira, espera-se que essa variável se associe negativamente com a eficiência ambiental.

Em contrapartida, municípios com renda e níveis de desenvolvimento mais elevados tendem não somente a se especializar em atividades menos intensivas em emissões (em serviços, por exemplo), como também a se preocupar mais com as questões ambientais (maior disposição a pagar pela preservação). Inclusive, esse é um dos argumentos utilizados pelos autores que defendem a “curva ambiental de Kuznets – CAK⁸”. Nesse sentido, são esperados reflexos positivos dessas variáveis sobre a eficiência ambiental.

Outra importante questão diz respeito à especialização produtiva. Por construção, o DEA “*metafrontier*” compara unidades que pertencem à mesma função de produção. Por exemplo, municípios que possuem maior atividade industrial são comparados a pares com características análogas. Isso permite na prática que determinada região seja eficiente, mesmo desenvolvendo atividades mais intensivas em emissões. Nessa perspectiva, o aumento da participação relativa de algum setor pode se associar positivamente com a eficiência ambiental, pois a especialização produtiva naturalmente melhora a forma na qual os recursos disponíveis são utilizados.

Em algumas situações, no entanto, a direção da relação pode ser variada, como no caso da educação. Daren (2007) verifica que a elevação da educação pode melhorar a produtividade e, conseqüentemente, aumentar a produção e suas emissões associadas. Já sob a perspectiva da CAK, o nível educacional poderia se correlacionar positivamente com a consciência ambiental (STERN et al., 1996). Por isso, a relação entre educação e eficiência ambiental pode ser positiva (prevalência do efeito conscientização), negativa (prevalência do efeito produtividade) ou até inexistente (caso em que os efeitos se anulam).

Esse também é o caso da pobreza. Conforme argumenta Yusuf (2004), não há consenso a respeito do efeito dessa variável sobre as emissões. Por um lado, a demanda pela redução da pobreza pode intensificar o uso dos recursos naturais e as emissões de poluentes. Por outro lado,

⁸ Para melhor descrição sobre essa linha de pesquisa, ver Stern et al. (1996).

a incidência dessa variável pode indicar a concentração de atividades de menor impacto ambiental, como agricultura para autoconsumo e pequenas atividades extrativistas.

Do ponto de vista da criação de políticas ambientais, espera-se que ações que promovam a conscientização ambiental (como as iniciativas para o consumo sustentável, incentivos para a redução do uso de sacolas plásticas, água e energia) e, ou, a existência de mecanismos que incentivam a conservação (como critérios ambientais para concorrer a licitações) possam estar associados à redução das emissões e, evidentemente, ao aumento da eficiência ambiental. Para capturar esse possível efeito, incluíram-se *dummies*.

4. Resultados e discussões

Conforme já mencionado, esta pesquisa buscou construir e relacionar indicadores de eficiência ambiental a características municipais, sobretudo aos aspectos socioeconômicos. Com o propósito de evitar problemas relacionados à heterogeneidade produtiva da amostra, foi necessário primeiramente organizar os municípios em grupos mais homogêneos. Por exemplo, pode não fazer sentido comparar metrópoles a localidades com população inferior a 20 mil habitantes. Nesse sentido, inicialmente os municípios brasileiros foram organizados em cinco grandes grupos, com base no critério populacional, e classificados como: metrópoles, municípios de grande, médio e pequeno portes (categorias I e II).

Mesmo que essa divisão reduza parte da heterogeneidade da FPP, esse procedimento ainda não é suficiente para tornar a comparação municipal realista, pois, em determinada faixa populacional, podem existir localidades com estruturas produtivas bastante distintas. Para exemplificar, na faixa que varia de 50 a 100 mil habitantes existem municípios com aptidão extrativista e outros com elevada participação do setor industrial. Portanto, a estratégia adotada consistiu na subdivisão das cinco classes, aplicando a técnica de *clusters* a dimensões que podem denotar a estrutura produtiva municipal. Para tanto, utilizaram-se as variáveis: percentual da população com ensino superior, participação relativa dos setores industrial, agropecuário, serviços e de extração, renda média dos ocupados e IDH. Ao final, os municípios foram divididos em 19 grupos.

Após esse processo, obtiveram-se os indicadores de eficiência ambiental por meio da comparação técnica entre municípios com características populacionais e produtivas semelhantes. Esses indicadores, por sua vez, foram utilizados como variável dependente na modelagem da eficiência (modelo SAR).

Dito isso, apresentam-se a seguir os principais resultados obtidos. Primeiramente, constatou-se que a eficiência ambiental dos municípios foi baixa na meta-fronteira (0,222), a qual desconsidera a existência de heterogeneidade entre as observações. Estimando o desempenho dentro dos grupos, os escores médios subiram para 0,315. Em termos metodológicos, é importante destacar esse resultado como avanço deste estudo, porque diversas aplicações do método na área ambiental utilizam unidades com características distintas na mesma função de produção, como visto em Honma (2012) e Halko e Tzeremes (2013). Tendo em vista a magnitude da diferença dos escores médios, pode-se dizer que essa estratégia não é adequada, pois tende a transmitir conclusões equivocadas sobre a eficiência ambiental.

Nas Tabelas 2 e 3 são apresentados os resultados sobre o desempenho ambiental por grupos e os indicadores de eficiência por faixas, respectivamente. Os resultados da Tabela 2 mostram que as metrópoles brasileiras são relativamente mais eficientes do que os municípios de grande, médio e pequeno portes. Para elucidar, observa-se a coluna “EFC”⁹: enquanto a eficiência está acima de 80%⁹ nesse grupo, seu valor não passa, em média, de 31% nos municípios de pequeno porte (II). Para entender melhor esse resultado, é necessário verificar com mais detalhes certas características dos agrupamentos.

⁹ As apresentações do indicador em termos percentuais são obtidas pela multiplicação do escore por 100.

No grupo das metrópoles, percebeu-se que os dados utilizados na fronteira de produção são bastante próximos entre si, em termos relativos. Por exemplo, comparando especificamente Fortaleza (CE, eficiência de 73%) e Salvador (BA, eficiência de 99%), constatou-se que no primeiro a renda, o número de veículos e as emissões, todas por habitante, foram de R\$ 15 mil, 0,03 veículos e 1,3 toneladas, respectivamente. No segundo, essas variáveis apresentaram valores de R\$ 13,7 mil, 0,02 veículos e 1,2 toneladas, respectivamente.

Por outro lado, há bastante dispersão de dados nos demais grupos. Escolhendo como referência o grupo de municípios pequenos (categoria II), verificou-se que Ituberá (BA, eficiência de 91%) apresentou dados relativamente destoantes de Alta Floresta (MT, eficiência de 11%). Em Ituberá, as variáveis renda, emissões e quantidade de veículos produtivos, *per capita*, foram cerca de R\$ 6 mil, 1,3 toneladas e 0,02 veículos, respectivamente. Já em Alta Floresta, essas variáveis apresentaram valores de R\$ 14 mil, 28 toneladas e 0,10 veículos, nessa ordem.

Desse modo, ao comparar regiões dentro do seu respectivo grupo, é natural que a eficiência relativa seja maior, em média, nas classes relativamente mais semelhantes. A ideia exposta aqui é simples: como as metrópoles produzem (e emitem) de modo similar, não há grandes oportunidades para melhorar sua eficiência tendo como correspondência outras metrópoles. Não está sendo afirmado aqui que esse resultado indica que essas regiões não possam reduzir suas emissões. Pelo contrário, reforça-se o argumento de que, para melhorar sua qualidade ambiental, tais localidades devem encontrar soluções que vão além das práticas adotadas. Uma alternativa, em linha com a INDC brasileira, seria desenvolver melhorias na infraestrutura de transportes, incentivando e melhorando a eficiência do transporte público em áreas urbanas. Em contrapartida, municípios menores podem reduzir suas emissões observando localidades com melhor desempenho ambiental. Por exemplo, há muitos municípios de pequeno porte com vocação agrícola (especialmente no Nordeste) com grandes áreas cultivadas utilizando sistemas agroflorestais que poderiam ser “imitados” por vizinhos menos eficientes. Admite-se, contudo, que essa alternativa pode esbarrar em diversos fatores, como na limitação produtiva do município, na resistência social, na disponibilidade de recursos naturais etc. Portanto, tais resultados devem ser interpretados com ponderação e analisados caso a caso.

Outro resultado que chama a atenção é a alta ineficiência causada pelo controle inadequado das emissões, sobretudo nos municípios de menor porte. Individualmente, o indicador GMI (que indica a ineficiência gerencial) foi superior ao TGI (que indica a ineficiência tecnológica ou estrutural) em mais de 95% das localidades. O problema de ineficiência gerencial ocorre quando uma região não adota boas práticas produtivas por uma questão de gerenciamento incorreto. Pode-se citar como exemplo a questão dos aterros sanitários: grande parte dos municípios brasileiros ainda não trata adequadamente seus resíduos, mesmo havendo legislação sobre o tema. Com efeito, esses municípios emitem quantidade de poluentes que poderia ser evitada, caracterizando claramente um problema de gestão.

Tabela 2. Indicadores de eficiência ambiental por grupos, em 2010

Metrópoles (17 observações)								
Grupo	Características	GTE	MEE	MTR	TGI	GMI	MTI	EFC
MT1	Escolaridade e desenvolvimento médios	0,999	0,724	0,725	0,274	0,001	0,275	0,998
MT2	Industriais e desenvolvimento alto	0,965	0,685	0,709	0,280	0,034	0,315	0,926
MT3	Industriais e desenvolvimento médio	0,941	0,744	0,775	0,196	0,059	0,256	0,871
MT4	Escolaridade e desenvolvimento altos	0,914	0,756	0,820	0,157	0,085	0,243	0,811
Grandes (226 observações)								
Grupo	Características	GTE	MEE	MTR	TGI	GMI	MTI	EFC
GR1	Comerciais e desenvolvimento médio	0,441	0,376	0,860	0,064	0,558	0,623	0,354
GR2	Industriais e desenvolvimento médio	0,570	0,418	0,743	0,152	0,429	0,581	0,462
GR3	Agrícolas e desenvolvimento baixo	0,411	0,360	0,878	0,050	0,588	0,639	0,311
Médios (309 observações)								
Grupo	Características	GTE	MEE	MTR	TGI	GMI	MTI	EFC
MD1	Comerciais e desenvolvimento baixo	0,388	0,323	0,855	0,064	0,611	0,676	0,313
MD2	Agrícolas e desenvolvimento baixo	0,621	0,342	0,515	0,279	0,378	0,657	0,529
MD3	Industriais e desenvolvimento médio	0,468	0,383	0,851	0,084	0,531	0,616	0,370
MD4	Extrativistas e desenvolvimento médio	0,708	0,424	0,571	0,284	0,291	0,575	0,518
Pequenos II (991 observações)								
Grupo	Características	GTE	MEE	MTR	TGI	GMI	MTI	EFC
PQII-1	Agrícolas e desenvolvimento baixo	0,409	0,229	0,526	0,180	0,590	0,770	0,354
PQII-2	Extrativistas e desenvolvimento médio	0,377	0,186	0,501	0,190	0,622	0,813	0,277
PQII-3	Junção e desenvolvimento baixo	0,256	0,211	0,883	0,045	0,743	0,788	0,194
PQII-4	Industriais e desenvolvimento médio	0,295	0,213	0,724	0,081	0,704	0,786	0,238
Pequenos I (3244 observações)								
Grupo	Características	GTE	MEE	MTR	TGI	GMI	MTI	EFC
PQI-1	Junção e desenvolvimento médio	0,229	0,190	0,839	0,039	0,770	0,809	0,189
PQI-2	Agrícolas e desenvolvimento baixo	0,363	0,192	0,523	0,170	0,636	0,807	0,307
PQI-3	Agrícolas e desenvolvimento baixo II	0,236	0,201	0,864	0,035	0,763	0,798	0,199
PQI-4	Industriais e desenvolvimento médio	0,320	0,213	0,683	0,107	0,679	0,786	0,271

Fonte: Resultados da pesquisa

Nota: GTE = Eficiência ambiental estimada dentro do grupo; MEE = Eficiência ambiental estimada na meta-fronteira; MTR = Taxa meta-tecnologia; TGI = Ineficiência ambiental causada pelo gap tecnológico; GMI = Ineficiência ambiental causada pelo mau gerenciamento; MTI = Ineficiência ambiental total; e EFC = Eficiência ambiental *bootstrapping* intra grupo

Tabela 3. Indicadores de (in)eficiência ambiental, por faixas

Faixas	MEE		GTE		TGI		GMI		MTI	
	Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%
0,750 – 1,000	107	2,14	264	5,52	9	0,10	2326	48,59	3516	73,45
0,500 – 0,749	182	3,80	436	9,12	51	1,07	1765	36,87	983	20,54
0,25 – 0,499	987	20,62	1775	37,08	301	6,29	432	9,02	182	3,80
0,01 – 0,249	3511	73,34	2312	48,38	4426	92,46	264	5,52	106	2,21

Nota: MEE = Eficiência ambiental estimada na meta-fronteira; GTE = Eficiência ambiental estimada dentro do grupo; TGI = Ineficiência ambiental causada pelo gap tecnológico; GMI = Ineficiência ambiental causada pelo mau gerenciamento; MTI = Ineficiência ambiental total

Fonte: Resultados da pesquisa

Ademais, verificou-se que poucos municípios tiveram sérios problemas de ineficiência tecnológica (somente 7,46% mostraram ineficiência acima de 25%, coluna TGI, Tabela 3). Especificamente, essa falha decorre da adoção de tecnologias produtivas mais intensivas em poluentes. Por exemplo, municípios com características industriais podem ser comparativamente menos eficientes que aqueles onde o setor industrial é pouco representativo. Isto é, o desempenho nesse cenário trata-se de uma questão estrutural. Dessa forma, um município que apresenta tanto ineficiência gerencial quanto tecnológica está não somente produzindo com estruturas mais intensivas, como também está gerindo mal suas emissões quando comparado a seus pares (municípios que também produzem com a mesma estrutura). Apesar de não haver muitos municípios com sérios problemas de ineficiência tecnológica, quase 95% deles apresentaram ambos os tipos de ineficiência. Abre-se espaço, portanto, para o desenvolvimento de ações que visem promover novos padrões tecnológicos no setor industrial, ampliando a infraestrutura de baixo carbono das firmas brasileiras. Essa seria mais uma ação importante para o alcançar as metas da iNDC brasileira.

Feitas essas considerações, é importante compreender a relação entre a eficiência ambiental dos municípios brasileiros e suas características. Para essa análise, inicialmente testou-se a presença de correlação espacial entre os indicadores de eficiência ambiental por meio de uma análise exploratória de dados espaciais (AEDE). Utilizando a matriz rainha de pesos espaciais, o coeficiente I de Moran calculado foi de aproximadamente 0,20, levando à conclusão de que os escores de eficiência estão espacialmente correlacionados. O sinal positivo do parâmetro indica a existência de *clusters* Alto-Alto (agrupamento de municípios mais eficientes) e Baixo-Baixo (agrupamento de municípios menos eficientes). Para melhor visualizá-los, apresenta-se a Figura 2.

A Figura 2 demonstra importante aspecto no que diz respeito às emissões de GEE do país. Embora não haja padrão bem definido de agrupamentos do tipo Alto-Alto, parte expressiva dos agrupamentos Baixo-Baixo encontra-se no Centro-Oeste. É possível que esse resultado seja decorrente da relevante atividade pecuária da região, que concentra 34% do rebanho nacional (IPEADATA, 2016). Conforme salientam Bustamante et al. (2012), a produção bovina caracteriza-se pela frequente expansão da fronteira agrícola (que aumenta as emissões de GEE, devido ao desmatamento) e por altas emissões de metano, outra fonte expressiva das emissões do Brasil. Uma maneira custo-efetiva de contornar esse resultado negativo, em conformidade com a iNDC, seria investir em políticas de intensificação da pecuária brasileira, caminhando em direção a sistemas mais produtivos e eficientes (COHN et al., 2014). Silva, Ruviano e Ferreira Filho (2017) reforçam essa ideia ao afirmar que tais sistemas poderiam reduzir emissões, sobretudo na Amazônia e no Centro-Oeste.

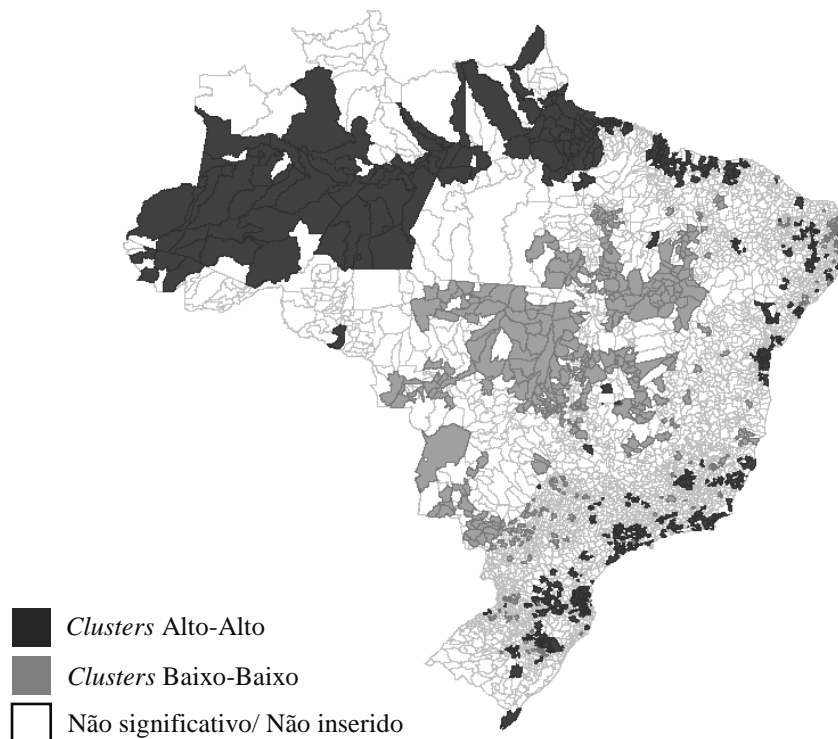


Figura 2. *Clusters* para os indicadores de eficiência ambiental dos municípios brasileiros
 Fonte: Resultado da pesquisa

Após a confirmação da existência de correlação espacial, assumiu-se que o desempenho ambiental dos municípios brasileiros depende da especialização produtiva e da capacidade de inovação da região na qual se inserem. Por este motivo, estimou-se o modelo SAR utilizando o indicador de eficiência ambiental intra grupo, obtido por *bootstrap* (EFC), e as variáveis que representam as características socioeconômicas municipais abordadas nesse estudo.

Foram utilizados os testes de homocedasticidade de *White*, *Breusch-Pagan* e *Koenker-Bassett*, que rejeitaram a hipótese de variância constante. Por isso, o modelo espacial foi estimado considerando a matriz de erros robustos de *White*. Foi calculado ainda o Fator de Inflacionamento da Variância (FIV) com o intuito de analisar possíveis problemas de multicolinearidade, os quais não foram identificados (FIV = 3,89). Os resultados do modelo são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Resultados do modelo da eficiência ambiental dos municípios brasileiros (EFC)

Variáveis	SAR
Dependência Espacial	
Efeito <i>Spillover</i>	0,3185*** (0,0160)
Características socioeconômicas	
Índice de Gini	-0,3943*** (0,0543)
Percentual de pessoas pobres	0,0043*** (0,0004)
Percentual de pessoas empregadas com ensino superior	-0,0032*** (0,0009)

Percentual de domicílios com coleta de lixo	0,0001 (0,0002)
Renda média dos ocupados	0,0002*** (0,0001)
Percentual dos ocupados na indústria	0,0018*** (0,0003)
Percentual dos ocupados na agropecuária	0,0009*** (0,0002)
Percentual dos ocupados na extração mineral	0,0050*** (0,0012)
IDH-M	0,0024*** (0,0004)
Ações ambientais	
Iniciativas de consumo sustentável	0,0081 (0,0052)
Redução do consumo de sacolas plásticas	-0,0047 (0,0062)
Redução do consumo de água/energia	0,0017 (0,0061)
Critérios ambientais para licitação	0,0009 (0,0076)
Dummies regionais	
Nordeste	0,0074 (0,0075)
Norte	0,0210** (0,0091)
Centro-Oeste	-0,0688*** (0,0078)
Sul	0,0110** (0,0059)
Constante	-0,0700*** (0,0056)
Pseudo R ²	0,4320

Fonte: Resultados da pesquisa

Notas: (***), (**) e (*) indicam significância a 1%, 5% e 10%, respectivamente; os valores entre parênteses referem-se aos erros-padrão.

Como esperado, o coeficiente espacial foi positivo e significativo, indicando que um município (in)eficiente tende a se agrupar regionalmente a pares com (pior) melhor performance ambiental (Tabela 4). Esse resultado pode estar associado a diversos fatores, como concentração de atividades produtivas similares, agrupamentos de localidades com o mesmo perfil ambiental, efeito transbordamento de tecnologias ambientais etc. Por exemplo, como já foi falado, os municípios da região Centro-Oeste podem ser ineficientes em razão de sua atividade produtiva. Dada a tendência de concentração produtiva em âmbito regional, é possível que parte desses agrupamentos esteja relacionada a esse aspecto. Esse também pode ser o caso de regiões metropolitanas, que se mostraram eficientes por não haver melhor padrão para serem comparadas, isto é, uma outra metrópole com melhor técnica produtiva (menos intensiva).

Um corolário importante da confirmação da existência de transbordamentos de tecnologias ambientais (Tabela 4) é a necessidade de fortalecimento regional das estratégias da iNDC brasileira. Por exemplo, para atender à necessidade de aumentar a participação de energias renováveis na matriz energética, determinado município poderia incentivar o investimento em micro e minigeração distribuída de energia solar por meio

de painéis fotovoltaicos. A partir disso, é possível que ocorra a difusão da tecnologia, ou seja, a criação de práticas sustentáveis locais possivelmente gerará externalidades positivas regionais.

Os resultados da Tabela 4 também mostram que pobreza, renda e IDH apresentaram relação positiva com a eficiência ambiental dos municípios. Sobre a pobreza, conforme argumentado anteriormente, sua incidência pode sugerir concentração de atividades com menor efeito relativo sobre as emissões, tal como a agricultura familiar ou de autoconsumo. Dessa forma, municípios com maior percentual de pobres tendem a ser mais eficientes ambientalmente em função do tipo de atividade que desempenham. De fato, esse parece ser o efeito que prevalece no caso brasileiro.

Do mesmo modo, municípios com renda e IDH mais elevados (mais desenvolvidos) também podem se concentrar em atividades com menor impacto ambiental, como os setores de serviços, tecnologia, informação etc. Nesse contexto, haveria relação positiva entre essas variáveis e a eficiência ambiental, como o presente estudo indica. Ademais, regiões mais desenvolvidas podem apresentar maior disposição a pagar pela preservação (ou maior resistência a atividades intensivas em emissões).

Em sentido contrário, desigualdade e educação mostraram relação negativa com a eficiência ambiental (Tabela 4). Sobre a desigualdade, o argumento é que a concentração de renda intensifica o uso dos recursos naturais e as emissões, visto que a sociedade pode ter baixa disposição a pagar pela preservação. Outro ponto que pode ser levantado é a influência de minorias no desenvolvimento de leis ambientais municipais. Esses argumentos estão em linha com a hipótese de que sociedades mais ricas têm maior potencial de adaptação a efeitos ambientais adversos e, portanto, estão menos dispostas a investir em mitigação no curto prazo (AKLIN et al. 2013).

No caso da educação, prevaleceu o efeito “produtividade”: relação negativa entre grau educacional e eficiência ambiental. Concretamente, no grupo das metrópoles, os municípios com maior percentual de ocupados com ensino superior foram os menos eficientes. Esse fato se estende aos municípios de médio e pequeno portes. Deve-se notar que esse resultado não contradiz, necessariamente, os argumentos da CAK. Retomando suas hipóteses, os autores que a defendem alegam que a educação é uma das variáveis-chave para diminuir o nível de emissões. No entanto, seu efeito somente será percebido em uma etapa do desenvolvimento na qual a sociedade terá alta educação e renda. Ou seja, para os países em desenvolvimento, apenas no médio-longo prazos. Entretanto, o presente estudo, pela restrição de dados, não permite análises nesse horizonte temporal, já que os resultados aqui apresentados referem-se ao curto prazo.

Outro fator que merece ser destacado refere-se ao grau de especialização dos municípios, medido pelo percentual dos ocupados nos setores produtivos. Verificou-se relação positiva entre especialização produtiva e desempenho ambiental. Ocorre que a especialização produtiva pode melhorar a forma na qual os municípios gerenciam recursos naturais e emissões. Pode-se considerar, por exemplo, o caso de alguns municípios extrativistas de médio porte. Apesar de possuírem maior ineficiência tecnológica (pois o setor é mais intensivo em emissões), sua eficiência gerencial foi maior em relação aos demais. Isso leva a crer que a especialização produtiva pode expandir a produção e minimizar os efeitos ambientais em proporção. A magnitude do parâmetro indica a intensidade do “efeito especialização” do setor sobre a eficiência ambiental. Pode-se observar que municípios com especialização industrial possuem melhores indicadores e, em seguida, os extrativistas e agropecuários.

Por fim, em relação às ações ambientais, notou-se que nenhuma variável foi estatisticamente significativa, reflexo, sobretudo, do baixo *enforcement* da legislação ambiental do país, apesar dos esforços que têm sido feitos no sentido de estabelecer

diretrizes para a redução das emissões (BRASIL, 2016). Observa-se que a maioria dos municípios (58%) não desenvolveu ações ambientais para incentivar o consumo sustentável no ano da pesquisa. A inexistência de mecanismos econômicos de incentivo a nível local, como critérios ambientais para concorrer a licitações, pode explicar o presente resultado, já que apenas alguns municípios (8%) mostraram propostas como essa. Em geral, regiões com piores indicadores de eficiência, como o Centro-Oeste, apresentam um número relativamente pequeno de propostas para melhorar o quadro ambiental.

5. Conclusões

Considerando a importância do estudo do desempenho ambiental dos países no que se refere às emissões de GEE, o presente artigo obteve evidências de que a eficiência ambiental do Brasil tem sido baixa. Os problemas de controle das emissões foram preponderantes em quase todos os municípios do país, indicando que as cidades brasileiras não estão lidando adequadamente com a questão. A falta de normas rígidas, baixa fiscalização, inexistência e, ou, ineficácia de políticas ambientais etc., podem ser possíveis explicações para esse quadro.

Evidenciou-se que a eficiência ambiental não está somente relacionada com a forma de produzir, mas também com certas características municipais. Existe a tendência, por exemplo, de que municípios de renda e desenvolvimento mais elevados sejam mais eficientes, principalmente por se concentrarem em setores com menor grau de emissões, como serviços e tecnologia. Ademais, a disposição para pagar pela preservação pode ser maior nessas regiões. Ao mesmo tempo, localidades muito pobres também podem ter níveis elevados de eficiência. Nesse caso, a incidência da pobreza poderia indicar maior proporção de atividades menos intensivas, como agricultura para autoconsumo. Também merece ser destacado o fato de que regiões com maior percentual de pessoas com ensino superior foram menos eficientes. Constatou-se que no país prevaleceu o efeito “produtividade”, o qual ocorre quando a escolaridade se associa mais com a elevação do produto do que com a “consciência ambiental”.

Pode-se concluir ainda que há significativas desigualdades regionais no que diz respeito à (in)eficiência ambiental. A princípio, esse fato poderia representar dificuldade à implementação de uma política nacional de redução de emissões, como aquela proposta pela INDC do Brasil. Não obstante, a observação dessa particularidade deveria guiar uma reformulação da política climática brasileira no sentido de dar-lhe caráter local e descentralizado, ao invés de apenas considerar especificidades setoriais, como é feito atualmente. Algumas políticas, tais como aquelas voltadas ao cumprimento do Código Florestal (redução do desmatamento, aumento da restauração florestal etc.), ao fortalecimento do Plano de Agricultura de Baixa Emissão de Carbono e à expansão do uso de fontes renováveis na matriz energética (eólica, biomassa e solar) têm caráter essencialmente regional. Assim, se fossem descentralizadas, considerando as especificidades de cada localidade, poderiam ser potencializadas pelo efeito *spillover* identificado neste estudo.

Diante do exposto, pode-se concluir que um dos grandes desafios que o Brasil enfrentará nas próximas décadas será o de preparar os municípios, sobretudo os de menor porte, para se desenvolver economicamente, respeitando os limites do meio ambiente. As políticas ambientais em âmbito regional terão papel importante, pois os municípios tendem a aprender com as boas práticas, isto é, a criação de ações sustentáveis pode produzir externalidades positivas regionalmente, contribuindo para a difusão de um modelo econômico menos intensivo em emissões.

Por fim, este estudo não teve a pretensão de dar uma resposta definitiva à questão da (in)eficiência ambiental em termos de emissões de GEE no Brasil. Ainda existem limitações, sobretudo de dados, que precisam ser superadas pelos órgãos oficiais para que estudos futuros avancem em relação à presente pesquisa. Não obstante, os resultados aqui apresentados, inéditos na literatura nacional, demonstram que há necessidade de planejamento para que as metas de crescimento/desenvolvimento econômico não ultrapassem as barreiras ambientais e nem comprometam os compromissos nacionais de redução de emissões. Nesse sentido, a política climática brasileira deveria considerar as questões aqui debatidas.

Referências

- AFONSO, A.; SCHUKNECHT, L.; TANZI, V. Public Sector Efficiency: Evidence for New EU Members States and Emerging Markets. **European Central Bank Working Paper**, n. 581, 2006.
- AKLIN, M. et al. Understanding environmental policy preferences: New evidence from Brazil. **Ecological Economics**, 94, n. 1, 2013. 28-36.
- ANSELIN, L. **Spatial Econometrics: Methods and Models**. [S.l.]: Kluwer Academic Publishers, 1988.
- ASHWORTH, J.; GEYS, B.; HEYNDELS, B. Determinants of tax innovation: The case of environmental taxes in Flemish municipalities. **European Journal of Political Economy**, 2006. 223-247.
- BANKER, R. D.; CHARNES, A.; COOPER, W. W. Some models for estimating technical and scale. **Management Science**, 30, n. 9, 1984. 1078-1092.
- BAUMONT, C.; ERTUR, C.; LE GALO, J. Spatial analysis of employment and population density: the case of the agglomeration of Dijon (1999). **Geographical Analysis**, 36, n. 2, 2004. 146-176.
- BEISE, M.; RENNINGS, K. Lead markets and regulation: a framework for analyzing the international diffusion of environmental innovations. **Ecological Economics**, n. 52, 2005. 5-17.
- BOYCE, J. K. Inequality as a cause of environmental degradation. **Ecological Economics**, 11, 1994.
- BRASIL. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil. **MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO**, Brasília, p. 76, 2013. Disponível em: <<http://gvces.com.br/arquivos/177/EstimativasClima.pdf>>. Acesso em: 25 jul. 2014.
- BRASIL. **Intended Nationally Determined Contribution Towards Achieving the Objective of the United Nations Framework Convention on Climate Change - iNDC**. Brasília. 2015.
- BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. **Climatic Change**, 115, 2012. 559-577.
- CHIU, C. et al. Decomposition of the environmental inefficiency of the meta-frontier with undesirable output. **Energy Economics**, 2012. 1392-1399.
- COHN, A. S. et al. Cattle ranching intensification in Brazil can reduce global greenhouse gas emissions by sparing land from deforestation. **PNAS**, 111, n. 20, 2014. 7236-7241.
- DAREN, C. Education and Economic Growth: Is There a Link? **Munich Personal RePEc Archive**, n. 18176, 2007.
- DENATRAN. Departamento Nacional de Trânsito, 2015. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/>>. Acesso em: 2015.
- DER ENG, P. Capital Formation and Capital Stock in Indonesia, 1950-2007. **Working Papers in Trade and Development**, 2008.

- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S. Modeling undesirable factors in efficiency evaluation: Comment. **European Journal of Operational Research**, 2004. 242–245.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S.; LOVELL, C. A. K. Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: a nonparametric approach. **The Review of Economics and Statistics**, 1989. 90–98.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S.; NOH, D. Characteristics of a Polluting Technology: Theory and Practice. **Journal of Econometrics**, 2005. 469-492.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S.; TYTECA, D. An activity analysis model of the environmental performance of firms application to fossil-fuel-fired electric utilities. **Ecological Economics**, n. 18, 1996. 161-175.
- FÄRE, R.; PRIMONT, D. Multi-output Production and Duality: Theory and Applications. **Kluwer Academic Publishers**, 1995.
- FEARNSIDE, P. M. **Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras**. [S.l.]: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, v. 2, 2015.
- GASSEBNER, M.; LAMLA, M.; STURM, J. Economic, demographic and political determinants of pollution reassessed: a sensitivity analysis. **CESifo working paper**, 1699, 2006.
- GÜTSCHOW, J. et al. The PRIMAP-hist national historical emissions time series. **Earth System Science Data**, 8, 2016. 571-603.
- HALKOS, G. E.; TZEREMES, N. G. A conditional directional distance function approach for measuring regional environmental efficiency: Evidence from UK regions. **European Journal of Operational Research**, n. 227, 2013a. 182-189.
- HONMA, S. Environmental and economic efficiencies in the Asia-Pacific region. **Munich Personal RePEc Archive**, n. 43361, 2012.
- HUBER, J. Pioneer countries and the global diffusion of environmental innovations: Theses from the viewpoint of ecological modernisation theory. **Global Environmental Change**, n. 18, 2008. 360-367.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2016. Acesso em: Dezembro 2016.
- IPCC. **Intergovernmental Panel on Climate Change**, 2014. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/>>. Acesso em: Janeiro 2014.
- IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2016. Disponível em: <<http://www.ipeadata.gov.br/>>. Acesso em: 2016.
- IYER, K.; RAMBALDI, A.; TANG, K. K. Globalisation and the Technology Gap: Regional and Time Evidence, Leading Economic and Managerial Issues Involving Globalisation. **Nova Science New York**, 2006. 213–227.
- KORTELAINEN, M. Dynamic environmental performance analysis: A Malmquist index approach. **Ecological Economics**, 2008. 701 -715.
- KUOSMANEN, T.; KORTELAINEN, M. Measuring Eco-efficiency of Production with Data Envelopment Analysis. **Journal of Industrial Ecology**, 9, n. 4, 2005.
- LESAGE. **The Theory and Practice of Spatial Econometrics**. [S.l.]: [s.n.], 1999. Disponível em: <<http://raptor1.bizlab.mtsu.edu/s-drive/TEFF/sbook.pdf>>.
- LI, M.; WANG, Q. International environmental efficiency differences and their determinants. **Energy**, n. 78, 2014. 411-420.
- MARTIN, J. L.; MARIS, V.; SIMBERLOFF, D. S. The need to respect nature and its limits challenges society and conservation science. **PNAS**, 113, n. 22, 2016. 6105-6112.
- MEI, G.; GAN, J.; ZHANG, N. Metafrontier Environmental Efficiency for China's Regions: A Slack-Based Efficiency Measure. **Sustainability**, n. 7, 2015. 4004-4021.

- O'DONNELL, C. J.; RAO, D. S. P.; BATTESE, G. E. Metafrontier frameworks for the study of firm-level efficiencies and technology ratios. **Empirical Economics**, 34, 2008. 231–255.
- OH, D. H.; LEE, J. D. A metafrontier approach for measuring Malmquist productivity index. **Empirical Economics**, 38, n. 1, 2010. 47-64.
- PBDA. Portal Brasileiro de Dados Abertos, 2016. Disponível em: <<http://dados.gov.br/>>. Acesso em: Janeiro 2016.
- PNUD. Programa das Nações Unidas, 2016. Disponível em: <<http://www.pnud.org.br/>>. Acesso em: 2016.
- ROCHA, F. et al. Mais recursos ou mais eficiência? Uma análise de oferta e de demanda por serviços de saúde no Brasil. **Textos para Discussão, Tesouro Nacional**, n. 10, 2012.
- SILVA, J. G.; RUVIARO, C. V.; FERREIRA FILHO, J. B. Livestock intensification as a climate policy: Lessons from the Brazilian case. **Landy Use Policy**, 62, 2017. 232–245.
- SIMAR, L.; WILSON, P. W. Sensitivity Analysis of Efficiency Scores: How to Bootstrap in Nonparametric Frontier Models. **Management Science**, 44, n. 1, 1998.
- SONG, X.; HAO, Y.; ZHU, X. Analysis of the Environmental Efficiency of the Chinese Transportation Sector Using an Undesirable Output Slacks-Based Measure Data Envelopment Analysis Model. **Sustainability**, n. 7, 2015. 9187-9206.
- SPEIGHT, A.; THOMPSON, P. Is Investment Time Irreversible? Some Empirical Evidence for Disaggregated UK Manufacturing Data. **Applied Economics**, 38, n. 19, 2006. 2265-2275.
- STERN, D. I.; COMMON, M. S.; BARBIER, E. B. Economic Growth and Environmental Degradation: The Environmental Kuznets Curve and Sustainable Development. **World Development**, , 1996. 1151-1160.
- WANG, Q.; ZHANG, H.; ZHANG, W. A Malmquist CO2 emission performance index based on a metafrontier approach. **Mathematical and Computer Modelling**, 2013. 1068-1073.
- WORLD BANK. World Bank Group, 2016. Disponível em: <<http://www.worldbank.org/>>. Acesso em: Janeiro 2016.
- YUSUF, A. A. Poverty and Environmental Degradation: Searching for Theoretical Linkages. **Working Paper in Economics and Development Studies**, n. 200403, 2004.
- ZHANG, J.; XING, Z.; WANG, J. Analysis of CO2 emission performance and abatement potential for municipal industrial sectors in Jiangsu, China. **Sustainability**, 8, n. 7, 2016. 697-711.
- ZHANG, N.; CHOI, Y. Total-factor carbon emission performance of fossil fuel power plants in China: A metafrontier non-radial Malmquist index analysis. **Energy Economics**, 2013. 549-559.
- ZHOU, P.; ANG, B. W. Decomposition of aggregate CO2 emissions: A production-theoretical approach. **Energy Economics**, 2008. 1054-1067.
- ZHOU, P.; HAN, J. Y.; ANG, B. W. Total factor carbon emission performance: A Malmquist index analysis. **Energy Economics**, 2010. 194–201.