

Elżbieta Antczak

ANALIZA ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA W POLSCE Z WYKORZYSTANIEM PRZESTRZENNEJ DYNAMICZNEJ METODY PRZESUNIĘĆ UDZIAŁÓW

Elżbieta Antczak, dr – Uniwersytet Łódzki

adres korespondencyjny:

Wydział Ekonomiczno-Socjologiczny
ul. Rewolucji 1905 r. 37, 90-214 Łódź
e-mail: wiszniewska@uni.lodz.pl

ANALYSIS OF AIR POLLUTION IN POLAND USING THE SPATIAL DYNAMIC SHIFT-SHARE METHOD

SUMMARY: The aim of this paper is to examine the air pollution in the Polish subregions from years 1998 to 2012 by type of pollutants (carbon monoxide, sulfur dioxide, nitrogen oxides and particulate matter, expressed in kilograms per capita) using spatial dynamic shifts-share method. In details, this tool is used to analyse the pace of change in air pollution in subregions, by category of pollutant and region, as well as for all subregions as a whole (the reference area). The study also analyses each subregion's share and identifies structural and regional (local and spatial) factors in the volume of the net effect (overall pollution in Poland). It also takes into consideration a spatial weights matrixes, which allows to include spatial aspects in the study. However, due to the multidirectional cross-border nature of the pollution different types of matrixes were applied (based on the contiguity order of subregions and on estimated spatial trends of the emitted quantity of pollutants). The study uses elements of exploratory spatial data analysis.

KEY WORDS: air pollution, sustainable socio-economic development, spatial dynamic shift-share method, spatial weights matrixes

Wstęp

W minionym dwudziestoleciu w Polsce znacząco ograniczono emisję pyłów i gazów do atmosfery¹. Jednakże problem zanieczyszczenia powietrza, jako efekt uboczny szeroko rozumianego rozwoju gospodarczego, nadal istnieje. W raportach dotyczących jakości powietrza w Polsce podkreśla się główne przyczyny wzrostu prezentowanego zjawiska, do których należą: emisja niska, emisja z zakładów szczególnie uciążliwych² oraz transgraniczny charakter zanieczyszczeń³. Przeciwdziałanie degradacji środowiska (w tym powietrza) stało się priorytetowym działaniem Polski i jest jednym z głównych celów Strategii UE dotyczącej zrównoważonego rozwoju⁴. W kolejnych inicjatywach legislacyjnych podkreśla się również znaczącą rolę monitoringu i badań empirycznych dotyczących oceny jakości powietrza z zastosowaniem metod ilościowych⁵. Jest to sposób weryfikacji, szacowania efektywności i postępu realizacji założeń podejmowanych działań oraz identyfikacji zagrożeń w rozwoju ekologicznym danej jednostki.

Zasadniczym celem artykułu jest analiza zmian wielkości zanieczyszczenia powietrza w podregionach Polski w latach 1998-2012, według rodzajów substancji zanieczyszczających (tlenek węgla, dwutlenek siarki, tlenki azotu i pyły, wyrażonych w kilogramach na mieszkańca) z zastosowaniem przestrzennej dynamicznej metody przesunięć udziałów. W opracowaniu dokonano oceny tempa wzrostu wielkości zjawiska. Ponadto, zidentyfikowano i oszacowano udział czynników strukturalnych, sektorowych oraz regionalnych (lokalnych, przestrzennych) w wielkości efektu globalnego (zanieczyszczenia w Polsce ogółem) w przekroju podregionów. Dodatkowo włączono do badania aspekty przestrzenne (zależności międzyregionalne) w postaci macierzy wag przestrzennych. Jednakże, ze względu na różnokierunkowy i transgraniczny charakter zmiennej aplikowano różne typy macierzy. Skonstruowano je na podstawie sąsiedztwa jednostek oraz estymowanych trendów przestrzennych dotyczących ilości emitowanych zanieczyszczeń. W badaniu wykorzystano również elementy eksploracyjnej analizy danych przestrzennych.

¹ KOBIZE, Warszawa 2012.

² Dyrektywa Parlamentu Europejskiego, *On industrial emissions (integrated pollution prevention and control)*, www.eur-lex.europa.eu [17-12-2013].

³ EMEP, *Transboundary Particulate Matter in Europe: Status Report 4/2013*, www.nilu.no [17-12-2013]; Konwencja w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości z 1979 r., www.mos.gov.pl [17-12-2013].

⁴ Rada UE (2006), *Odnowiona Strategia Trwałego Rozwoju UE*, Bruksela oraz dyrektywa 2008/50/EC, www.eur-lex.europa.eu [17-12-2013].

⁵ Przykładowo: UNECE, (2011) *Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends*, www.icpmapping.org [17.12.2013]; EEA, (2012), *Using models for air quality assessment and planning: a guide*, www.eea.europa.eu [17-12-2013].

Zanieczyszczenie powietrza w Polsce

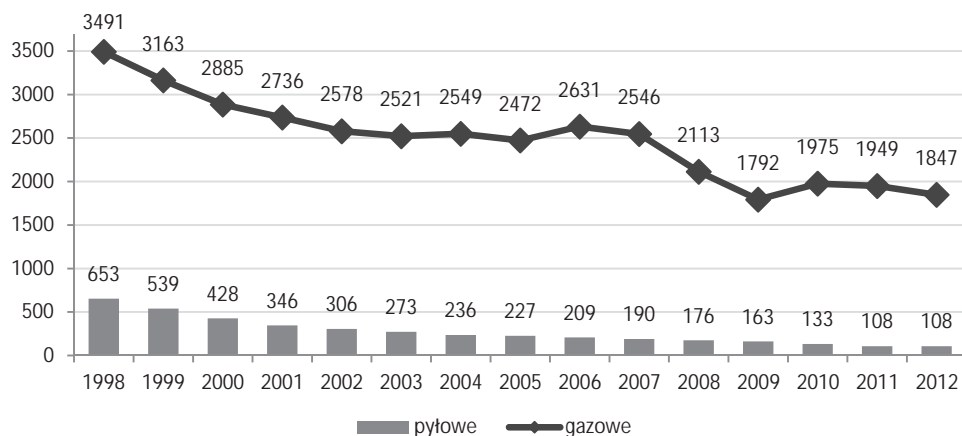
Według wstępnych analiz statystycznych, najniższy poziom zanieczyszczeń gazowych ogółem w Polsce odnotowano w 2009 roku (1792 kg/mieszkańca), a pyłowych w 2011 i 2012 (108 kg/mieszkańca). Najwyższy poziom emisji zanieczyszczeń substancjami gazowymi ogółem i pyłami miał miejsce w 1998 roku odpowiednio: 3492 kg/mieszkańca i 653 kg/mieszkańca (rysunek 1).

Emisję zanieczyszczeń gazowych i pyłowych w Polsce w latach 1998-2012 cechował trend malejący, a skala zanieczyszczeń pyłami była mniejsza (rozstęp: 545 kg/mieszkańca) niż gazowymi (rozstęp: 1699 kg/mieszkańca). W przypadku substancji gazowych wielkość zjawiska spadła w 2012 o 47% w porównaniu do roku 1998, a średnioroczne tempo zmian wyniosło -4%. W 2006 i 2010 roku odnotowano wzrost poziomu emisji gazów: w 2006 (o 159 kg/mieszkańca) i 2010 roku (o 183 kg/mieszkańca). Poziom emisji pyłów zredukowano ponad sześciokrotnie w 2012 w odniesieniu do 1998 roku, co skutkowało dwunasto-procentowym corocznym spadkiem zjawiska. W analizowanym okresie nie odnotowano wzrostu wielkości pyłów.

W okresie objętym analizą wyraźnie dominowała emisja zanieczyszczeń gazowych, a dokładniej emisja dwutlenku siarki: rozstęp: 1444 kg/mieszkańca, gdzie w przypadku tlenków azotu miara ta wynosiła: 146 kg/mieszkańca, a dla tlenku węgla: 129 kg/mieszkańca (rysunek 2).

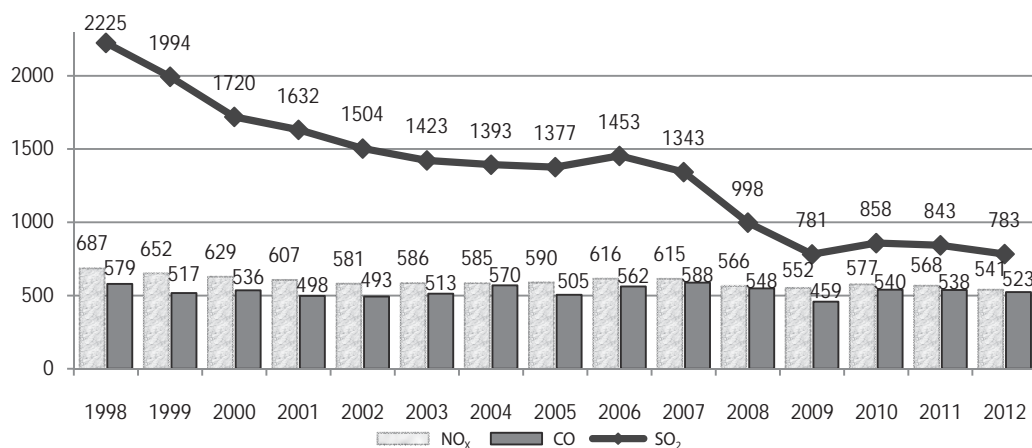
Kształtowanie się wielkości emisji w latach 1998-2012, w odniesieniu do wszystkich analizowanych typów substancji zanieczyszczających powietrze cechował trend malejący. Najwyższy spadek poziomu zjawiska odnotowano dla

Rysunek 1
Wielkość rocznej emisji zanieczyszczeń gazowych ogółem i pyłowych w Polsce w latach 1998-2012 [kg/mieszkańca]



Rysunek 2

Wielkość rocznej emisji zanieczyszczeń gazowych w podziale na dwutlenek siarki, tlenki azotu i tlenek węgla w Polsce w latach 1998-2012 [kg/mieszkańca]



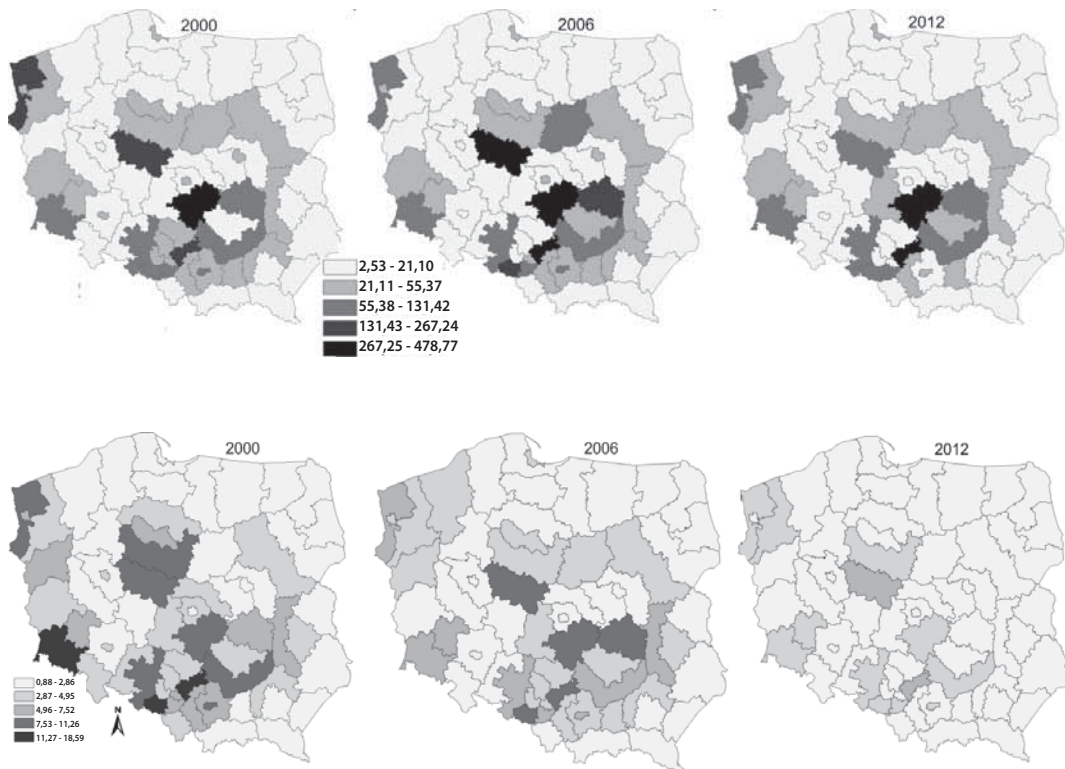
Źródło: opracowanie własne.

SO₂: 65% (średnioroczne tempo zmian: -7%). Poziom NO_x spadł o 21% w 2012 roku w porównaniu do 1998 roku (coroczny dwuprocentowy spadek), a wielkość CO spadła w skrajnych latach analizy o około 10%, przy średniorocznym tempie zmian: -0,8%. Najwyższy poziom dwutlenku siarki zanotowano w 1998 roku (2225 kg/mieszkańca), najniższy w 2009 roku (781 kg/mieszkańca), a w latach 2006 i 2010 nastąpił wzrost wielkości emisji SO₂. W przypadku tlenków azotu, najwyższy poziom emisji miał miejsce w 1998 roku (687 kg/mieszkańca), a najniższy w 2012 roku (541 kg/mieszkańca). Ponadto, od 2004 do 2006 roku i w 2011 nastąpił wzrost wielkości emisji tego związku. Największą ilość tlenu węgla wyemitowano w 2007 roku (588 kg/mieszkańca) a najmniejszą w 2009 (499 kg/mieszkańca). W latach 2003-2004, 2006-2007 oraz 2010-2011 nastąpił wzrost poziomu emisji CO.

W latach 1998-2012 nastąpiły zmiany wielkości emisji zanieczyszczeń do powietrza w Polsce. Analizowane zjawisko charakteryzuje się również zróżnicowaniem w przestrzeni. Na rysunku 3 zaprezentowano natężenie poziomu emisji zanieczyszczeń gazowych ogółem i pyłowych według podregionów w wybranych latach analizy 2000, 2006 oraz 2012. We wszystkich okresach najwyższy poziom emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłowych odnotowano w podregionach położonych w województwach: mazowieckim, łódzkim, świętokrzyskim, małopolskim, śląskim, zachodnio-pomorskim oraz kujawsko-pomorskim; najniższy zaś w podregionach województw: pomorskiego, warmińsko-mazurskiego, wielkopolskiego, podlaskiego, lubelskiego, podkarpackiego, częściowo dolnośląskiego. Cechą charakterystyczną podregionów o najwyższych poziomach emisji zanieczyszczeń są: aglomeracje miejskie (Warszawa, Kraków, Łódź, Wrocław, Gdańsk),

Rysunek 3
Emisja zanieczyszczeń gazowych ogółem i pyłowych według podregionów w Polsce
w latach 2000, 2006, 2012 [w kg/mieszkańca]

Gazowe ogółem

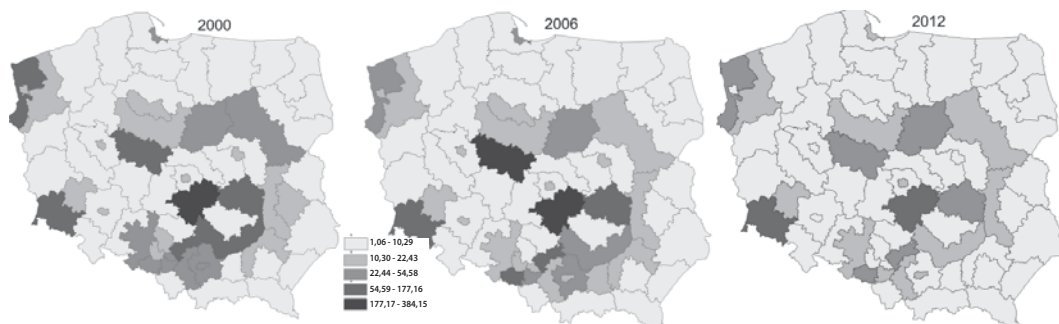


usytuowane zakłady szczególnie uciążliwe oraz specyficzne warunki meteorologiczne, związane z ruchem powietrza w określonych kierunkach.

W 2012 roku wyraźnie widać spadek koncentracji zjawiska w podregionach, również w dużych miastach, na przykład w: Warszawie, Poznaniu, Łodzi czy Wrocławiu. Natomiast w Krakowie nadal obserwuje się ogólnie większe natężenie emisji zanieczyszczeń w porównaniu z innymi obszarami.

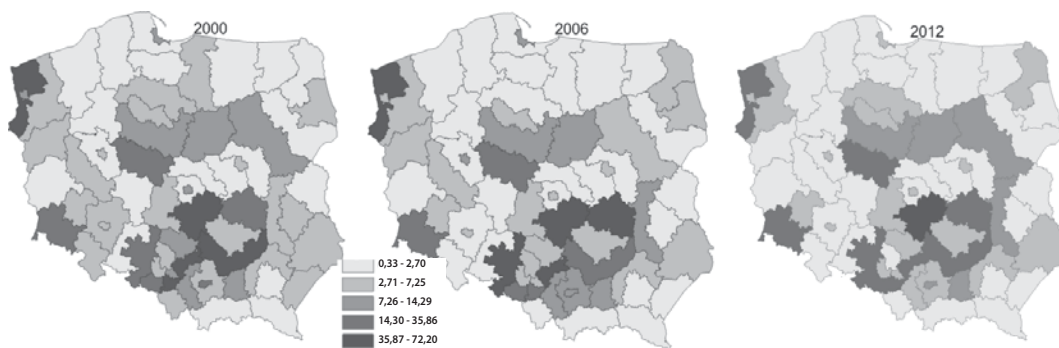
Ze względu na znaczący udział emisji gazów w zanieczyszczeniach do powietrza ogółem oraz na odmienne źródła ich emisji przeprowadzono ocenę wielkości zanieczyszczeń gazowych w podziale na SO_2 , NO_x , CO w podregionach i wybranych latach (rysunki 4-6).

Rysunek 4

Emisja SO_2 według podregionów w Polsce w latach 2000, 2006, 2012 [w kg/mieszkańca]

Źródło: opracowanie własne.

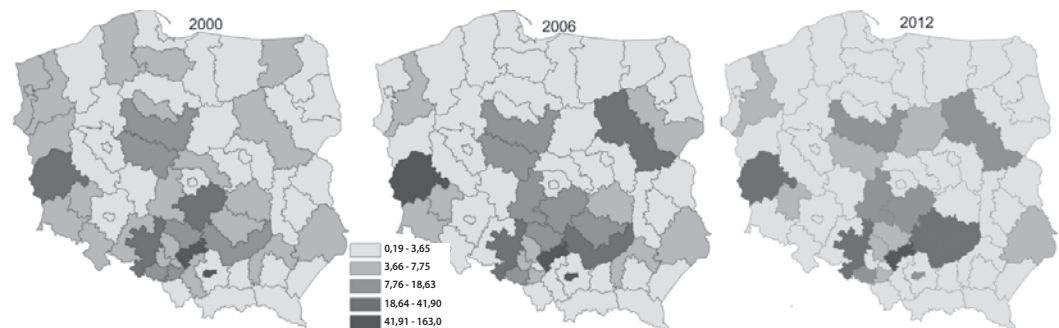
Rysunek 5

Emisja NO_x według podregionów w Polsce w latach 2000, 2006, 2012 [kg/mieszkańca]

Źródło: opracowanie własne.

Rysunek 6

Emisja CO według podregionów w Polsce w latach 2000, 2006, 2012 [w kg/mieszkańca]



Źródło: opracowanie własne.

Międzyregionalne zróżnicowanie wielkości emisji SO₂ w latach 2000, 2006 i 2012 przedstawiono na rysunku 4.

Wielkość zanieczyszczenia SO₂ spada w czasie. Podregionami o najwyższym poziomie emisji tego związku pozostają, między innymi Gdańsk, Łódź, Kraków, piotrkowski, jeleniogórski, radomski, ciechanowsko-płocki, koniński, sosnowiecki, tyski, szczeciński. Taka sytuacja wiąże się z występowaniem na tych obszarach ciepłowni miejskich, kotłowni oraz pieców. Na wielkości zjawiska ma także wpływ sąsiedztwo podregionów równie „prężnie” emitujących SO₂ do powietrza.

Poziom emisji tlenków azotu w podregionach w wybranych trzech latach zaprezentowano na rysunku 5.

Głównym źródłem emisji NO_x jest ruch komunikacyjny – drogowy, przemysł, produkcja rolna i elektrownie. Wielkość emisji zanieczyszczeń tego związku spada w czasie. Jednakże, można wskazać podregiony, w których poziom NO_x jest zdecydowanie wyższy w odniesieniu do innych jednostek, są to między innymi: piotrkowski, jeleniogórski, radomski, ciechanowsko-płocki, koniński, sosnowiecki, tyski, szczeciński oraz takie miasta jak: Gdańsk, Łódź, Kraków.

Poziom emisji tlenku węgla w podregionach w wybranych trzech latach zaprezentowano na rysunku 6.

W 2006 roku ponad połowa podregionów osiągnęła poziom emisji CO w przedziale od 4 do 164 kg/mieszkańca. Z jednej strony, w kolejnych latach liczba charakterystycznych podregionów spadła do dwudziestu czterech, ale z drugiej strony nastąpił wzrost natężenia zjawiska (większość obszarów emitowała od około 8 do 164 kg/mieszkańca). Podregionami koncentrującymi największe ilości CO były: sosnowiecki, sandomiersko-jędrzejowski, kielecki, opolski, zielonogórski.

Metodą, która umożliwia kompleksową i wielowymiarową ocenę poziomu zjawiska uwzględniając charakter emisji zanieczyszczeń (transgraniczność, dynamiczne zmiany w czasie, specyfika rozprzestrzeniania się oraz przestrzenne zróżnicowanie) jest przestrzenna dynamiczna metoda przesunięć udziałów (*shift-share*, analiza strukturalno-geograficzna).

Metoda przesunięć udziałów

Podejście klasyczne: statyczne i dynamiczne

Analiza strukturalno-geograficzna przesunięć udziałów została zaproponowana przez Creamera⁶. Począwszy od 1960 roku⁷ była sukcesywnie rozpowszechniana w badaniach nad zróżnicowaniem regionalnego wzrostu ekonomicznego. Celem metody jest ocena poziomu rozwoju badanego zjawiska w wy-

⁶ D. Creamer, *Shift of Manufacturing Industries*, Industrial Location and National Resources. U.S. Government Printing Office, Washington D.C 1942.

⁷ E.S. Dunn, *A statistical and analytical technique for regional analysis*, "Papers of the Regional Science Association" 1960 nr 6, s. 97-112.

różnym regionie na tle rozwoju tego zjawiska w przyjętym obszarze referencyjnym. Względne zmiany wielkości zjawiska (czyli stopy lub tempa zmian) rozkładane są na czynniki globalne (krajowe), przekrojowe (strukturalne) oraz lokalne (geograficzne, przestrzenne):

$$tx_{r.} - tx_{..} = \sum_i u_{r*(i)}(tx_{.i} - tx_{..}) + \sum_i u_{*(i)}(tx_{ri} - tx_{.i}) \quad (1)$$

gdzie:

- $tx_{r.}$ – tempo zmian poziomu zjawiska z okresu bieżącego w odniesieniu do bazowego w regionie r -tym,
- $tx_{..}$ – efekt globalny,
- $u_{r*(i)}$ – wagi regionalne dla regionu r ,
- $(tx_{.i} - tx_{..})$ – efekt całkowity/netto regionalny,
- $(tx_{ri} - tx_{.i})$ – strukturalny czynnik wzrostu regionalnego,
- $(tx_{ri} - tx_{.i})$ – lokalny (geograficzny, konkurencyjny, różnicujący) czynnik wzrostu w i -tym sektorze r -tego regionu.

Efekty netto stanowią względną zmianę w regionie pomniejszoną o stałą zmianę globalną. Z kolei, efekty te pozwalają na wyselekcjonowanie efektów strukturalnych i przestrzennych. Zatem równanie (1) można zapisać w następujący sposób:

$$\text{Efekt netto} = \text{Efekt strukturalny} + \text{Efekt geograficzny} \quad (2)$$

Cechą i jednocześnie wadą podejścia statycznego jest założenie o stałości zmian analizowanego zjawiska w czasie. Rozkładowi poddawane są zmiany wartości z okresu początkowego na końcowy (lub z końcowego na początkowy). Jeśli badana jest zmiana wartości na przestrzeni kilku lat, to założenie o stałości w czasie wielkości analizowanej cechy nie jest uzasadnione. W latach osiemdziesiątych XX wieku Barff i Knight⁸ zaproponowali dynamizację metody, czyli przyjęcie zmiennych wag i prowadzenie obliczeń rekurencyjnie. Wówczas zmiany (względne, bezwzględne, netto) wartości badanej cechy i poszczególnych efektów wyznaczane są sekwencyjnie, dla każdej pary kolejnych okresów, a równanie (1) przyjmuje postać:

$$\sum_s (tx_{r.s} - tx_{..s}) = \sum_s \sum_i u_{r*(i)}(tx_{.i.s} - tx_{..s}) + \sum_s \sum_i u_{*(i)}(tx_{ri.s} - tx_{.i.s}) \quad (3)$$

Metoda przesunięć udziałów z macierzą wag przestrzennych

Pomimo, iż podejścia klasyczne i dynamiczne analizy przesunięć udziałów uwzględniają aspekt geograficzny zmian wartości badanej zmiennej to nie asymilują jednak idei przestrzennych zależności pomiędzy regionami. Zatem badane obiekty traktowane są jako niepowiązane ekonomicznie i geograficznie obszary.

⁸ R.A. Barff, P.L. Knight, *Dynamic Shift-Share Analysis*, "Growth and Change" 1988 nr 19, s. 1-10.

W roku 2004 Nazara i Hewings⁹ zaproponowali wprowadzenie elementów macierzy wag przestrzennych do klasycznej równości strukturalno-geograficznej, opisanej równaniem (1)¹⁰. Zatem, oprócz zwykłych wag podejścia klasycznego i rekurencyjnego uwzględniono również wagi interakcji międzyregionalnych:

$$\sum_s (tx_{r_s} - tx_{..}) = \sum_s \sum_i u_{r_s(i)} (W tx_i - tx_{..}) + \sum_s \sum_i u_{r_s(i)} (tx_{ri} - W tx_i), \quad (4)$$

gdzie:

$(W tx_i - tx_{..})$ – strukturalny czynnik wzrostu regionalnego,

$(tx_{ri} - W tx_i)$ – lokalny (geograficzny, konkurencyjny, różnicujący) czynnik wzrostu w i -tej kategorii (sektorze) r -tego regionu,

W – macierz wag przestrzennych.

Czynnik zależności przestrzennych włączany jest do efektu strukturalnego lub geograficznego, bądź do wszystkich jednocześnie¹¹. W przypadku dynamizacji przestrzennej metody *shift-share* analiza zaproponowana przez Nazara i Hewingsa musi zostać powtórzona dla każdej pary kolejnych okresów, a zmiany i efekty zsumowane¹². Natomiast wagi przestrzenne macierzy W ulegają zmianom, bądź nie zmieniają się w czasie.¹³

Metoda przesunięć udziałów w analizach jakości powietrza

Po raz pierwszy klasyczne ujęcie statyczne *shift-share* w analizach dotyczących zanieczyszczenia powietrza zastosował Stauvermann¹⁴. Statycznej analizie przesunięć udziałów poddał poziom konkurencyjności ekologicznej, zweryfikował i ocenił przyczyny degradacji powietrza ze względu na źródło emisji zanieczyszczeń w wybranych krajach Europy w roku 2003 w odniesieniu do 1997 roku. Następnie, w 2010 roku ukazał się artykuł, w którym Mazzanti i Montini¹⁵

⁹ S. Nazara, G.J.D. Hewings, *Spatial Structure and Taxonomy of Decomposition in Shift-Share Analysis*, "Growth and Change" 2004 nr 35 (4), s. 476-490.

¹⁰ Pierwsze prawo geografii Toblera „wszystko jest związane z wszystkim innym, ale w pobliżu rzeczy są bardziej związane niż rzeczy odległe. Zależności przestrzenne uwzględniane są w postaci macierzy wag przestrzennych". W. Tobler, *A computer model simulating urban growth in the Detroit region*, "Economic Geography" 1970 nr 46(2).

¹¹ *Ekonometria przestrzenna. Metody i modele analizy danych przestrzennych*, red. B. Suchecki, Wyd. C.H. BECK, Warszawa 2012.

¹² E. Antczak, A. Żółtaszek, *Przestrzenno-czasowe analizy zróżnicowania wynagrodzeń w Polsce*, w: *Studia i prace Uniwersytetu Ekonomicznego w Krakowie*, red. J. Pocięcha, Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego, Kraków 2010, s. 283-298.

¹³ Inne modyfikacje prezentowanej metody, na przykład w: *Ekonometria przestrzenna. Metody i modele analizy danych przestrzennych*, red. B. Suchecki, Wyd. C.H. Beck, Warszawa 2010, s. 179-200.

¹⁴ P. J. Stauvermann, *The Regionalized NAMEA-type Matrix (RAMEA/ Regionalized National Accounting Matrix including Environmental Accounts): Methodology, Application and Interpretation: A Dutch Pilot Study*, www.arpa.emr.it [20-11-2013].

¹⁵ M. Mazzanti, A. Montini, *Analysis embedding the drivers of emission efficiency at regional level – Analyses of NAMEA data*, "Ecological Economics" 2010 t. 69, s. 2457-2467.

przeprowadzili badanie dotyczące poziomu efektywności ekologicznej Włoch. W części empirycznej dokonali analizy zmian strukturalnych emisji zanieczyszczeń w wybranych regionach Włoch w 2005 roku w odniesieniu do 2000 roku. W tym samym roku ukazała się publikacja, w której metodą *shift-share* analizowano wielkości wydatków na ochronę środowiska w regionach Hiszpanii w 2007 roku w odniesieniu do 2004 roku¹⁶. Następnie Kexue¹⁷ w publikacji wykorzystał metodę przesunięć udziałów w ocenie skali degradacji powietrza w Chinach, uwzględniając poszczególne gałęzie działalności gospodarczej jako źródła emisji zanieczyszczeń. Dynamiczną metodę przesunięć udziałów w badaniach dotyczących emisji po raz pierwszy zastosowali Lindmark, Bergquist i Andersson¹⁸. Badano wówczas efektywność energetyczną Szwecji w latach 1973-2006.

Jak dotychczas, nie opublikowano wyników badań w zakresie analizy wielkości emisji zanieczyszczeń, prowadzonych z zastosowaniem prezentowanej metody. Podobnie w Polsce, gdzie przestrzenną metodę *shift-share* zastosowano, między innymi w badaniach dotyczących wynagrodzeń¹⁹, ekonomii i ochronie zdrowia²⁰ i w badaniach dotyczących migracji²¹.

Wyniki analizy

Opis modelu

Analizie poddano przyrosty względne (tempa zmian) wielkości całkowitej rocznej emisji zanieczyszczeń z zakładów szczególnie uciążliwych do powietrza w kilogramach na mieszkańca w podziale na dwutlenek siarki (SO₂), tlenki azotu (NO_x), tlenek węgla (CO) i pyły (PYŁY) w podregionach Polski, w latach 1998-2012. Wagi regionalne zdefiniowano jako udziały wielkości emisji zanieczyszczeń na mieszkańca w danym podregionie w zależności od rodzaju substancji zanieczyszczającej w ogólnej dla tej jednostki wielkości emisji. Za zmienną referencyjną przyjęto całkowitą wielkość emisji w Polsce w badanych latach. Analiza prowadzona była dla każdego z dwóch okresów osobno, a następnie zsumowano uzyskane rezultaty badania. W modelu uwzględniono rekurencyjność i zależności międzyregionalne (transgraniczny charakter emisji zanieczyszczeń):

¹⁶ M. Vargas-Vargas, i in., *Environmental Protection Expenditure for Companies: A Spanish Regional Analysis*, "International Journal of Environmental Research" 2010 nr 4(3), s. 373-378.

¹⁷ H.J. Kexue, *Shift-share analysis on regional industrial pollution growth*, "Chinese Academy of Sciences" Changchun 2010, s. 1114-1120.

¹⁸ M. Lindmark, A.K. Bergquist, L.F. Andersson, *Energy transition, carbon dioxide reduction and output growth in the Swedish pulp and paper industry: 1973-2006*, "Energy Policy" 2011 nr 39, s. 5449-5456.

¹⁹ E. Antczak, Lewnadowska-Gwarda, *Analysis of Internal Emigration in Poland with Using the Spatial Dynamic Shift-Share Method*, "Argumenta Oeconomica" 2014, w recenzji.

²⁰ M. Jewczak, A. Żółtaszek, *Spatial shift-share analysis as a health policy tool*, Acta Universitatis Lodzianensis, "Folia Oeconomica" 2011 nr 252/2011, s. 87-100.

²¹ E. Antczak, Lewnadowska-Gwarda, op. cit.

$$\sum_s (tem_{r_s} - tem_{..}) = \sum_s \sum_i u_{r_s(i)} (Wtem_i - tem_{..}) + \sum_s \sum_i u_{r_s(i)} (tem_{ri} - Wtem_i), \quad (5)$$

gdzie:

tem_{r_s} – tempo zmian wielkości emisji z okresu bieżącego s_n w odniesieniu do bazowego s_p , czyli poprzedzającego bieżący w r -tym podregionie;

$tx_{..}$ – globalne tempo zmian zmiennej referencyjnej (całkowitej wielkości emisji zanieczyszczeń w Polsce);

$u_{r_s(i)}$ – wagi regionalne dla podregionu r w postaci udziałów analizowanej zmiennej w wartości tej zmiennej ogółem dla danego podregionu;

$(tx_{r_s} - tx_{..})$ – czysty efekt regionalny (efekt netto);

$(Wtx_{r_s} - tx_{..})$ – strukturalny czynnik wzrostu regionalnego (tu dla struktury emisji – typu emitowanej substancji w podziale na SO_2 , NO_x , CO, PYŁY);

$(tx_{ri} - Wtx_{..})$ – lokalny (geograficzny, konkurencyjny, różnicujący) czynnik wzrostu w i -tej kategorii zanieczyszczeń r -tego podregionu;

W – asymetryczna macierz wag przestrzennych. (uzasadnienie i opis konstrukcji macierzy wag przestrzennych, por. punkt 3.2).

Wybór macierzy wag przestrzennych

Uzasadnieniem włączenia do badania zależności przestrzennych jest transgraniczny charakter zanieczyszczeń. W tabeli 1 zaprezentowano wyniki analizy dotyczącej weryfikacji występowania autokorelacji przestrzennej²² dla ilości wytwarzanych zanieczyszczeń w podregionach w wybranych latach i trzech typów macierzy wag przestrzennych.

W wybranych latach analizowanego okresu ilość wytwarzanych zanieczyszczeń w podregionach Polski w zależności od rodzaju substancji oraz przyjętej macierzy wag przestrzennych cechowała istotna statystycznie dodatnia i ujemna autokorelacja przestrzenna. W przypadku SO_2 , NO_x , CO była to zależność przestrzenna charakteryzująca się ujemną statystyką Morana (istotność sięgająca maksymalnie sąsiedztwa piątego rzędu). W przestrzeni oznacza to grupowanie się podregionów o różnych poziomach ilości generowanych zanieczyszczeń obok siebie (podregiony emitujące duże ilości zanieczyszczeń gazowych sąsiadują z jednostkami o niskich poziomach zmiennej, analogicznie-podregiony produkujące mniej zanieczyszczeń znajdują się obok podregionów o wysokich poziomach zjawiska). W przypadku emisji pyłów również stwierdzono występowanie autokorelacji przestrzennej maksymalnie sąsiedztwa piątego rzędu. Jednakże wartość istotnych statystyk Morana /była dodatnia (tabela 1). W przestrzeni oznacza to grupowanie się podregionów o podobnych poziomach ilości generowanych zanieczyszczeń obok siebie (jednostki o wysokich poziomach emisji sąsiadują z podregionami o wysokich poziomach zmiennej, analogicznie-podregiony emitujące relatywnie mniej zanieczyszczeń znajdują się obok podregionów o niskich poziomach zjawiska). Zatem sąsiedztwo podregionów kształtuje wielkość generowanych zanieczyszczeń w innych jednostkach zlokalizowanych w tej przestrzeni geograficznej.

²² Opis statystyki Morana w: *Ekonometria przestrzenna...*, s. 117-131.

Tabela 1

Wartości globalnych statystyk Morana / dla wielkości emisji poszczególnych rodzajów zanieczyszczeń w wybranych latach

	SO ₂	NO _x	CO	PYŁ
	W ₁ W ₃ W ₅	W ₁ W ₃ W ₅	W ₁ W ₃ W ₅	W ₁ W ₃ W ₅
2000	-0,16 -0,03 -0,03 (0,07)* (0,14) (0,03)**	0,08 0,02 -0,04 (0,14) (0,21) (0,01)***	0,01 -0,01 -0,08 (0,19) (0,54) (0,04)*	0,11 0,05 0,001 (0,06)* (0,02)** (0,09)*
2006	-0,04 -0,02 -0,03 (0,09)* (0,06)* (0,09)*	0,06 0,001 -0,04 (0,15) (0,22) (0,003)***	0,001 -0,02 -0,03 (0,29) (0,45) (0,07)*	0,14 0,03 -0,02 (0,02)** (0,04)** (0,06)*
2012	-0,02 -0,01 -0,03 (0,06)* (0,06)* (0,04)**	0,05 -0,01 -0,04 (0,14) (0,06)* (0,003)***	0,02 -0,01 -0,03 (0,17) (0,64) (0,05)*	0,13 (0,03) -0,02 (0,04)** (0,06)* (0,07)*

Uwagi: **W₁** – macierz sąsiedztwa 1-go rzędu (wspólnej granicy), **W₃** – macierz sąsiedztwa 3-go rzędu (uwzględniając sąsiadów niższych rzędów), **W₅** – macierz sąsiedztwa 5-go rzędu (uwzględniając sąsiedztwo niższych rzędów); przyjęto następujące poziomy istotności statystycznej: *** $\alpha = 0,01$, ** $\alpha = 0,05$. * $\alpha = 0,1$. Weryfikacja istotności statystyki opiera się na testach randomizacji; *Ekometria przestrzenna ...*, s. 120.

Źródło: opracowanie własne w pakiecie OpenGeoDa.

Występowanie istotnych statystycznie zależności międzyregionalnych (dotyczących transgranicznego przemieszczania się zanieczyszczeń) było formalną przesłanką do włączenia elementu interakcji do analizy. Charakter i specyfikę zachodzących zależności odzwierciedlono w różnych macierzy wag przestrzennych: **W₀**, **W**, **W₅**.

W₀ – Macierz asymetryczna oparta na modelach trendu powierzchniowego – macierz, w której wartości wag wyznaczono opierając się na trendach przestrzennych uwzględniających wielkości zanieczyszczeń i kierunek wiejących w Polsce zachodnio-południowych wiatrów²³ (osobno dla substancji gazowych i pyłu). Zmienną zależną w estymowanych modelach trendu powierzchniowego była średnia wielkość zanieczyszczeń, odpowiednio gazowych (EG_{it}) i pyłowych (EP_{it}) w podregionach Polski:

$$EG_{it} = \beta_0 + \beta_1 X_{coor} + \beta_2 Y_{coor} + \varepsilon_{1it} \quad (6)$$

oraz

$$EP_{it} = \alpha_0 + \alpha_1 X_{coor} + \alpha_2 Y_{coor} + \varepsilon_{2it} \quad (7)$$

gdzie: X_{coor} , Y_{coor} – współrzędne geograficzne środków podregionów, ε_{it} – składnik losowy, β_0 , α_0 , β_1 , α_1 , β_2 , α_2 – parametry strukturalne.

Po oszacowaniu wartości ocen parametrów, modele opisane równaniami (6) i (7) przyjęły postać:

$$\hat{EG}_{it} = 0,8 - 0,1X_{coor} - 0,7Y_{coor} \quad (8)$$

$$t(3,1) (-2,3) (-2,7)$$

$$S(b_j) (0,3) (0,1) (0,3)$$

²³ www.poland.gov.pl [28-11-2013].

oraz

$$\hat{EP}_{it} = 0,03 - 0,01X_{coor} - 0,02Y_{coor} \quad (9)$$

$$t(3,4) (-2,6) (-2,6)$$

$$S(b) (0,01) (0,003) (0,01)$$

gdzie:

t – wartości statystyk t -Studenta,

$S(b)$ – średni błąd szacunku ocen parametrów.

Oceny szacowanych parametrów (β_0, β_1) modeli (8) i (9) okazały się istotne statystycznie na przyjętym poziomie istotności $\alpha = 0,05$ (dla wartości krytycznej odczytanej z tablic $t^* = 1,7$). Istotności te potwierdzają występowanie trendu powierzchniowego w Polsce dotyczącego wielkości wytwarzanych zanieczyszczeń do powietrza. Co więcej, globalna przestrzenna tendencja kształtowania się wielkości zjawiska w latach 1998-2012 jest rosnąca (dodatnie wartości β_0 i α_0). W przypadku modelu trendu (8) jak i (9) znaki ocen parametrów stojących przy koordynacie X są ujemne. Świadczy to, o malejącym trendzie przestrzennym w kierunku wschodnim, czyli podregiony zachodnie cechował wyższy poziom analizowanej zmiennej, a podregiony wschodnie niższy. Otrzymane wyniki wskazały również, że wielkości wytwarzanych zanieczyszczeń do powietrza cechuje istotny statystycznie malejący trend przestrzenny w kierunku północnym (ujemne wartości β_2 i α_2). Na podstawie uzyskanych informacji o przestrzennych tendencjach kształtowania się średniego poziomu generowanych zanieczyszczeń gazowych i pyłowych w Polsce w latach 1998-2012 skonstruowano macierze wag przestrzennych (odpowiednio dla substancji gazowych i pyłowych). Macierz uwzględniła występowanie tendencji przestrzennej w taki sposób, że podregionom na południowych-zachodzie Polski nadano wyższe wagi (odzwierciedlające trendy przestrzenne), a regionom na północnym-wschodzie niższe.

W_5 – Asymetryczna macierz sąsiedztwa piątego rzędu uwzględniająca sąsiedztwo jednostek niższych rzędów – macierz wag skonstruowana w oparciu o sąsiedztwo piątego rzędu uwzględniająca również sąsiadów niższych rzędów.²⁴ Niższe wartości wag przestrzennych nadano wyższemu rzędowi sąsiedztwa, gdyż stężenie transportowanych zanieczyszczeń maleje wraz z odległością.

W – Asymetryczna macierz piątego rzędu skonstruowana poprzez nałożenie macierzy W_0 i W_5 – macierz o zróżnicowanych wagach przestrzennych: o wartościach malejących wraz z rzędem sąsiedztwa, ale rosnących w kierunku zachodnim i zachodnio-południowym, czyli uwzględniająca wyznaczone trendy przestrzenne związane z wielkością zanieczyszczeń i kierunkiem wiatru. Macierz skonstruowano osobno dla substancji gazowych i pyłowych.

²⁴ Na podstawie danych zawartych w tabeli 1 stwierdzono, iż piąty rząd sąsiedztwa jest najdalejszym rzędem, dla którego uzyskano istotną statystycznie statystykę Morana.

Ostatecznie, aplikowany przestrzenny rekurencyjny model *shift-share* uwzględnił zależności przestrzenne opisane macierzą **W** standaryzowaną w wierszach do jedności²⁵:

$$WtX_i = \frac{\left(\sum_{k=1}^R W_{rk} X_{ki}^* - \sum_{k=1}^R W_{rk} X_{ki} \right)}{\sum_{k=1}^R W_{rk} X_{ki}} \quad \text{dla } i = 1, \dots, M, \quad (10)$$

gdzie: i – kategoria emisji; r i k – numery podregionów dla $r, k = 1, \dots, R$; X_{ki} – wielkość emisji w podregionie k -tym dla i -tej kategorii polutanta; X_{ki}^* – analogiczna wartość dla okresu końcowego (przy założeniu o rekurencyjności); W_{rk} – element macierzy wag przestrzennych dla podregionów r -tego i k -tego.

Ocena zmian wielkości emisji zanieczyszczeń według podregionów

Wartości obliczonych efektów dla zmian wielkości emisji zanieczyszczeń w latach 1998-2012 charakteryzujących poszczególne podregiony według wymienionych typów polutantów (SO₂, NO_x, CO i pyłów) przedstawiono na rysunku 7. W latach 1998-2012 średnie tempo zmian wielkości emisji zanieczyszczeń ogółem w podregionach wynosi -70%. Oznacza to spadek ilości emitowanych do powietrza gazów i pyłów w roku 2012 w odniesieniu do roku 1998 o 70% (uwzględniając zmiany zjawiska w poszczególnych latach analizy: od 1999 do 2011).

Najwyższe ujemne regionalne średnie tempa zmian opisywanego zjawiska cechują podregiony: gorzowski (-174%), lubelski (-139%), wałbrzyski (-137%), łódzki (-133%), białostocki (-127%) oraz nowosądecki (-122%). W wyżej wymienionych obszarach zanotowano największy spadek wielkości produkowanych zanieczyszczeń do powietrza w latach 1998-2012, a wzrost emisji zanieczyszczeń był wolniejszy niż średnio w kraju (efekty netto). Przykładowo, w podregionie łódzkim poziom emisji zanieczyszczeń spadł średnio o 133% w badanym okresie, a tempo wzrostu zjawiska było o 63 pp. (efekt netto: -63 pp.) wolniejsze od przeciętnego krajowego tempa zmian. Z kolei, w podregionie białostockim spadek wielkości emisji wyniósł 127%, a efekt netto: -57 pp. (rysunek 7).

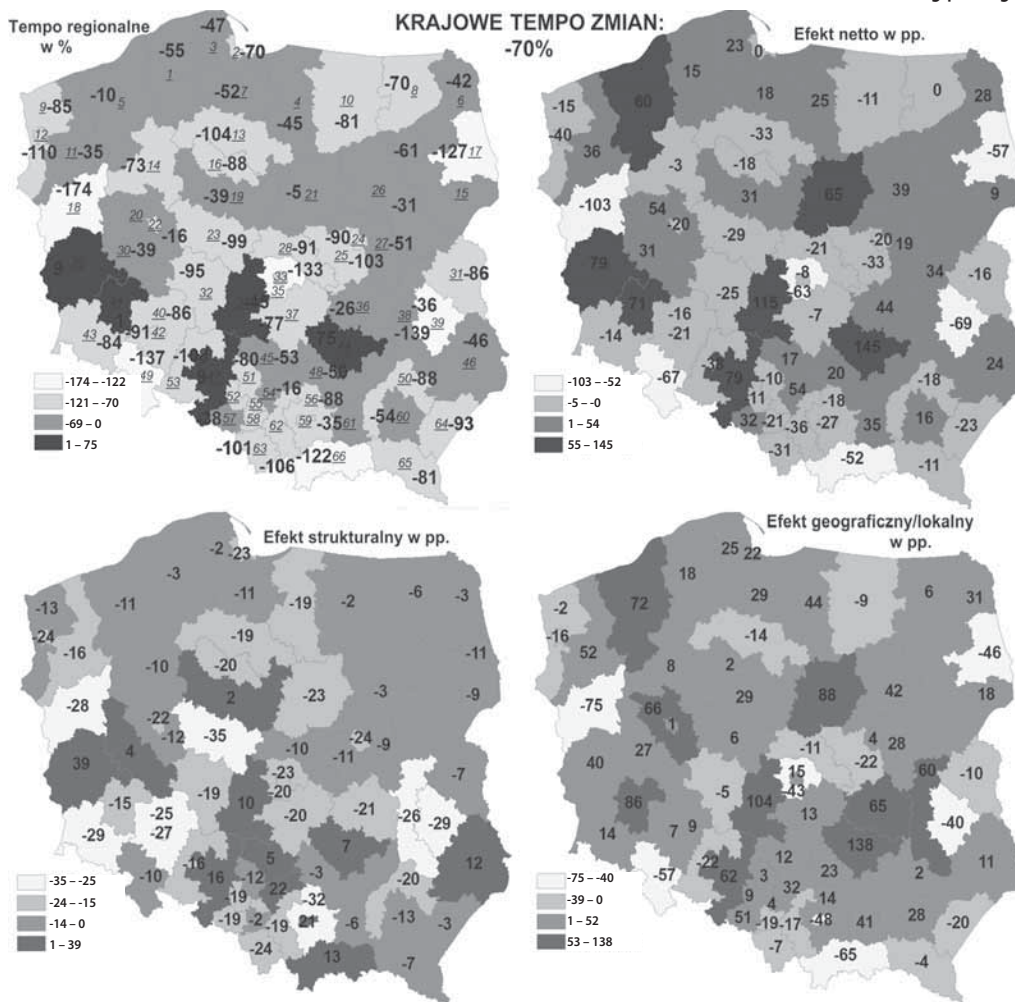
Wzrost poziomu emisji odnotowano w pięciu podregionach: kieleckim (75%), sieradzkim (45%), opolskim (-9%), zielonogórskim (9%) i legnicko-głogowskim (1%). W 2012 roku w odniesieniu do 1998 najwyższy wzrost wielkości emitowanych zanieczyszczeń charakteryzował podregion legnicko-głogowski, gdzie tempo zmian zjawiska było o 145 pp. szybsze niż średnio w Polsce (efekt netto: 145 pp.).

Wyniki analizy (rysunek 7) wskazują, że istnieją zmiany wielkości emisji w poszczególnych podregionach i wynikają one ze zmian w strukturze emitowanych do powietrza substancji według określonych typów zanieczyszczeń (efekty strukturalne) i/lub z lokalnej konkurencyjności (efekty geograficzne). Na warto-

²⁵ Więcej o przestrzennych macierzach wag, na przykład w: L. Anselin, *Spatial Econometrics: Methods and Models*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht 1988.

Rysunek 7

Wyniki przestrzennej analizy strukturalno-geograficznej zmian wielkości emisji zanieczyszczeń do powietrza według podregionów



Wyjaśnienia: 1-słupski, 2-trójmiejski, 3-gdański, 4-elbląski, 5-koszaliński, 6-suwalski, 7-stargardzki, 8-etcki, 9-szczeciński, 10-olsztyński, 11-stargardzki, 12-m.Szczecin, 13-grudziądzki, 14-pilski, 15-tomżyński, 16-bydgosko-toruński, 17-białostocki, 18-gorzowski, 19-włocławski, 20-poznański, 21-ciechanowsko-płocki, 22-m.Poznań, 23-koniński, 24-m.Warszawa, 25-warszawski zachodni, 26-ostrołęcko-siedlecki, 27-warszawski wschodni, 28-skierniewicki, 29-zielonogórski, 30-leszczyński, 31-bialski, 32-kaliski, 33-m.Łódź, 34-sieradzki, 35-łódzki, 36-radomski, 37-piotrkowski, 38-puławski, 39-lubelski, 40-wrocławski, 41-legnicko-głogowski, 42-m.Wrocław, 43-jelenoogórski, 44-kielecki, 45-częstochowski, 46-chełmsko-zamojski, 47-opolski, 48-sandomierski-jędrzejowski, 49-wałbrzyski, 50-tarnobrzeczki, 51-bytomski, 52-gliwicki, 53-nyski, 54-sosnowiecki, 55-katowicki, 56-krakowski, 57-rybnicki, 58-tyski, 59-m.Kraków, 60-rzeszowski, 61-tarnowski, 62-oswiecimski, 63-bielski, 64-przemyski, 65-krośnieński, 66-nowosądecki

Źródło: opracowanie własne.

ści uzyskanych rezultatów wpływ ma również charakter przyjętej macierzy wag przestrzennych. W przypadku opisywanego zjawiska (jako destymulanty rozwoju), dodatnia wartość efektu geograficznego świadczy o nadmiernej emisji zanieczyszczeń w danej jednostce i wpływ wielkości emisji w sąsiednich podregionach na wielkości emisji w danym obszarze (zgodnie z przyjętą macierzą wag przestrzennych **W**), czyli niekonkurencyjności danego podregionu. Natomiast wartości ujemne tego efektu charakteryzują jednostki, w których wielkość emisji jest przeciętnie niższa niż w sąsiednich obszarach, czyli są konkurencyjne pod względem usytuowania i wolniejszego tempa generowanych do powietrza zanieczyszczeń w porównaniu do innych badanych jednostek, według macierzy **W**. Na przykład, w podregionie białostockim w badanym okresie na wartość efektu netto (-57 pp.) główny wpływ miała ujemna wartość efektu geograficznego, czyli lokalna „konkurencyjność” (efekt geograficzny: -46 pp., efekt strukturalny: -11 pp.). Konkurencyjność podregionu wynikała z wolniejszego tempa wzrostu emisji zanieczyszczeń w porównaniu z obszarami z nim sąsiadującymi, zgodnie z przyjętą macierzą **W**. Ponadto, podregion białostocki jest usytuowany w otoczeniu podregionów, które w badanym okresie cechowało ujemne regionalne tempo zmian emisji zanieczyszczeń. Podobna sytuacja ma miejsce również, między innymi w podregionach: olsztyńskim (efekt geograficzny: -9 pp., efekt strukturalny: -2 pp.), gorzowskim (efekt geograficzny: -75 pp., efekt strukturalny: -28 pp.), warszawskim zachodnim (efekt geograficzny: -22 pp., efekt strukturalny: -11 pp.). Z drugiej strony, na przykład w podregionie radomskim, gdzie krajowe tempo zmian emisji jest ujemne (-26%), ale zmiany te są szybsze od tempa zmian w Polsce o 44 pp. (efekt netto: +44 pp.) na wartość efektu globalnego większy wpływ ma dodatnia wartość efektu geograficznego (65 pp.) niż efektów strukturalnych (-21 pp.). Taka sytuacja świadczy o niekonkurencyjności lokalnej tego podregionu, która może wynikać z szybszego tempa emisji zanieczyszczeń w tym obszarze oraz z niekorzystnego wpływu skali zanieczyszczeń z regionów sąsiadujących, zgodnie z przyjętą macierzą wag przestrzennych. Do grupy podregionów, które znajdują się w analogicznej sytuacji należą między innymi puławski, poznański, włocławski oraz podregiony, w których nastąpił wzrost wielkości emisji zanieczyszczeń (dodatnie tempo regionalne), (rysunek 7).

W części podregionów, gdzie wartość efektu netto jest ujemna, na tempo emisji zanieczyszczeń większy wpływ ma wolniejsze tempo zmian strukturalnych emitowanych związków danym podregionie niż w innych obszarach. Taka sytuacja ma miejsce w podregionach: szczecińskim, grudziądzkim, konińskim i miastach: Szczecinie, Poznaniu, Warszawie, Łodzi.

Wśród analizowanych podregionów były i takie (trójmiejski i ełcki), w których zmiana wielkości emisji analizowanych substancji była zbliżona do średniego krajowego tempa zmian poziomu zjawiska.

Z danych zaprezentowanych na rysunku 7 wynika, że na wartość efektu netto wielkości emisji zanieczyszczeń w poszczególnych podregionach w latach 1998-2012 znaczący wpływ miał lokalny efekt geograficzny (wynikający z „konkurencyjności”, z wpływu sąsiedztwa jednostek, zależności przestrzennych) oraz efekt strukturalny (tempo zmian w strukturze emitowanych zanieczyszczeń). Z kolei,

Tabela 2

Wielkości udziału tempa zmian poziomu zanieczyszczeń w wartościach efektów w wybranych podregionach

Wyszczególnienie	TR w %	EN	SO ₂	NO _x	CO	PYŁY	ES	SO ₂	NO _x	CO	PYŁY	EG
		W punktach procentowych										
Białostocki	-127	-57	-22	14	9	-12	-11	-13	-17	-14	-3	-46
Kielecki	75	145	-11	8	27	-17	7	15	2	112	9	138
M. Łódź	-78	-8	-31	13	2	-6	-23	25	-6	-1	-4	15
Krajowe średnie tempo zmian: -70%												

TR – tempo regionalne, EN – efekt netto, SE – efekty strukturalne, GE – efekt geograficzny

Źródło: opracowanie własne.

na wartości efektu geograficznego i strukturalnego ma wpływ wielkość udziału tempa zmian poziomu poszczególnych typów substancji emitowanych do powietrza (tabela 2).

Z danych zawartych w tabeli 2 wynika, że na wartość efektu netto w podregionie białostockim główny wpływ miała ujemna wartość efektu geograficznego (-47 pp.), co z kolei było spowodowane wolniejszym, w porównaniu do innych substancji i obszarów (zgodnie z przyjętą macierzą zależności przestrzennych) tempem wzrostu emisji tlenków azotu (-17 pp.).

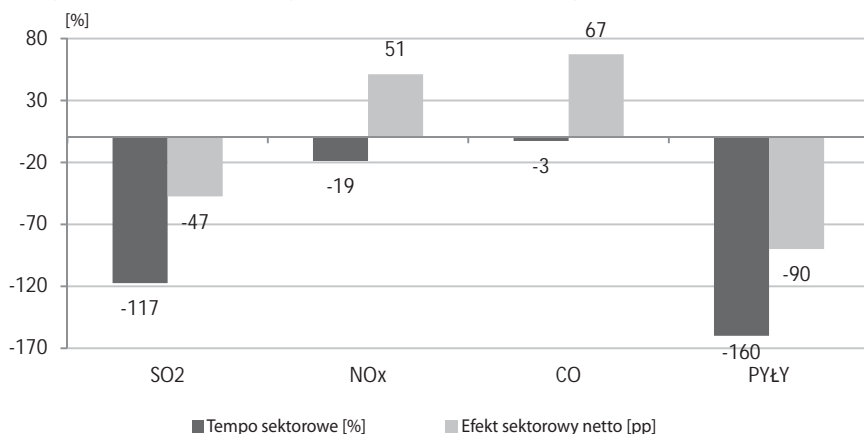
Natomiast w podregionie kieleckim nastąpił wzrost emisji zanieczyszczeń (tempo regionalne: 75%), a tempo wzrostu było o 145 pp. szybsze niż średnio w Polsce. Taka sytuacja wynikała głównie z dodatniego efektu geograficznego (138 pp.), czyli niekonkurencyjności regionu. Z kolei, na wartość tego efektu główny wpływ miało bardzo szybkie tempo emisji CO o 112 pp. szybsze niż innych związków i szybsze niż w podregionach sąsiadujących (zgodnie z przyjętą macierzą zależności). Taka sytuacja związana jest z usytuowaniem na terenie podregionu kieleckiego, ale i całego województwa świętokrzyskiego zakładów przetwórstwa przemysłowego, z takich dziedzin jak: produkcja ceramiki szklanej, materiałów, wyrobów ogniotrwałych, produkcja cementu, wapna, artykułów spożywczych²⁶.

W Łodzi w latach 1998-2012 nastąpił spadek wielkości emitowanych do powietrza zanieczyszczeń o 78%, a tempo wzrostu emisji zanieczyszczeń było o 8 pp. wolniejsze niż średnio w Polsce. Natomiast na wartość efektu netto główny wpływ miało wolniejsze niż w pozostałych podregionach tempo zmian strukturalnych emitowanych zanieczyszczeń (ES: -23 pp., EG: 15 pp.). Natomiast wielkość efektu strukturalnego zależała w największym stopniu od tempa zmian emisji SO₂ (-31 pp.). Co oznacza, że w Łodzi, w przypadku SO₂ następowały wolniejsze zmiany wielkości emisji w odniesieniu do innych związków i innych podregionów, (tabela 2).

²⁶ www.kielce.pios.gov.pl [16-12-2013].

Rysunek 8

Efekty sektorowe emisji zanieczyszczeń według określonej grupy polutantów



Źródło: opracowanie własne.

Zmiany poziomu emisji, wyznaczone na podstawie równości strukturalno-geograficznej (5) wskazały, że każdy podregion cechuje pewna specyfika (wynikająca, na przykład, z charakterystycznych dla danej jednostki uwarunkowań gospodarczo-przestrzennych). Ponadto, na wartości efektów netto wpływ mają również wielkości sektorowego tempa zmian i sektorowego efektu netto (rysunek 8).

Wyniki zaprezentowane na rysunku 8 wskazują, że w latach 1998-2012 w przypadku każdej analizowanej substancji zanieczyszczającej powietrze nastąpił spadek wielkości emisji (ujemne tempo sektorowe). Jednakże, najwyższe ujemne tempo zmian charakteryzowało PYŁY (-160%), następnie SO₂ (-117%). W tych kategoriach tempo zmian było wolniejsze od średniego tempa zmian poziomu emitowanych substancji w Polsce odpowiednio o 90 pp. i 47 pp. Najmniejszy spadek poziomu zanieczyszczeń cechował tlenek węgla (tempo sektorowe zmian: -3%, sektorowy efekt netto +67 pp.).

Podsumowanie

Emisja zanieczyszczeń do powietrza jest zjawiskiem złożonym, uzależnionym od wielu aspektów, w tym: przyrodniczych, gospodarczych, społecznych, ekonomicznych i przestrzennych. Konsekwencje degradacji powietrza mają wymiar lokalny, globalny, ale przede wszystkim długotrwały. Z tego i innych względów zjawisko to powinno być poddawane nieustannemu monitoringowi i szczegółowej ocenie.

W artykule podjęto próbę analizy i oceny wielkości emisji zanieczyszczeń w podregionach w Polsce w latach 1998-2012, według określonych rodzajów polutantów. Rezultaty przeprowadzonego badania wskazują na spadek średniego poziomu wielkości emisji (wyrażonej w poziomie zanieczyszczeń w kg/mieszkańca) w Polsce, średnio o 70%. Największy spadek zanotowano na przełomie 2007 i 2008 roku: -16%, a największy wzrost 2010 roku odniesieniu do 2009 roku: 8%.

Na dynamikę i wielkość zmian analizowanego zjawiska wpływ miała specyfika badanych podregionów, zależności przestrzenne oraz zmiany strukturalne emitowanych zanieczyszczeń (w zależności od rodzaju polutanta).

Jedynie w podregionach kieleckim, sieradzkim, nyskim, zielonogórski, legnicko-głogowskim zanotowano wzrost emisji zanieczyszczeń. Natomiast największy spadek poziomu zbadanego zjawiska charakteryzował podregiony: gorzowski, wałbrzyski i lubelsko-puławski. Z kolei, najbardziej znacząca zmiana wielkości emitowanych związków w analizowanym okresie cechowała pyły (spadek o 160%), najmniejszy spadek cechował tlenek węgla (-3%). Zaistniałe zmiany w wielkościach emisji określonych typów zanieczyszczeń mają odzwierciedlenie w poziomie efektów sektorowych i w kształtowaniu się wielkości efektów globalnych, strukturalnych i geograficznych.

Przeprowadzona analiza pozwoliła na alokację zmian badanego zjawiska między wyróżnionymi składowym, a tym samym dostarczyła dodatkowych informacji. Jednocześnie wskazano, iż zaobserwowane zmiany w ujęciu regionalnym charakteryzuje określona tendencja rozwojowa, specyficzna dla każdego podregionu. Jednakże ze względu na ogólny charakter informacji statystycznych, uzyskane wyniki należy traktować jako wstępne do dalszych, bardziej szczegółowych badań uwzględniających związki przyczynowo-skutkowe. Zatem kolejnym etapem badań będzie specyfikacja zmiennych zarówno ekonomicznych, jak i pozaekonomicznych wpływających na kształtowanie się wielkości emisji zanieczyszczeń w Polsce. Z uwagi na to, że na poziom emitowanych polutantów oddziałują również aspekty przestrzenne, takie jak: położenie geograficzne, sąsiedztwo, odległość, w dalszych analizach zostaną zastosowane zaawansowane narzędzia ekonometrii przestrzennej, czyli przestrzenne modele panelowe, inne modele regresji przestrzennej oraz macierze wag przestrzennych odzwierciedlające specyficzne zachowania każdej analizowanej substancji w powietrzu, związane z koncentracją i ich przemieszczaniem się na dalekie odległości.