

77/2011

Raport Badawczy

RB/15/2011

Research Report

**Prognozowanie
rezyestrzeniaia się
zanieczyszczeń atmosferycznych
w Warszawie z uwzględnieniem
niepewności danych**

P. Holnicki, Z. Nahorski

**Instytut Badań Systemowych
Polska Akademia Nauk**

**Systems Research Institute
Polish Academy of Sciences**



POLSKA AKADEMIA NAUK

Instytut Badań Systemowych

ul. Newelska 6

01-447 Warszawa

tel.: (+48) (22) 3810100

fax: (+48) (22) 3810105

Kierownik Zakładu zgłaszający pracę:
Prof. zw. dr hab. inż. Zbigniew Nahorski

Warszawa 2011

PIOTR HOLNICKI, ZBIGNIEW NAHORSKI
Instytut Badań Systemowych PAN, Warszawa
Wyższa Szkoła Informatyki Stosowanej i Zarządzania, Warszawa

PROGNOZOWANIE ROZPRZESTRZENIANIA SIĘ ZANIECZYSZCZEŃ ATMOSFERYCZNYCH W WARSZAWIE Z UWZGLĘDNIENIEM NIEPEWNOŚCI DANYCH¹

Streszczenie

Wspomaganie decyzji i zarządzanie jakością powietrza atmosferycznego wymaga powiązania różnych kategorii danych wejściowych oraz analitycznego opisu procesów rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. Zadaniem właściwego modelu jest dostarczenie ilościowej oceny intensywności poszczególnych procesów oraz ich wyników w postaci rozkładu stężenia zanieczyszczeń lub ich depozycji. Wyniki te są z kolei podstawą do oceny zagrożeń dla środowiska naturalnego oraz wspomagania decyzji planistycznych. Złożoność systemu powoduje, że w jego prognozach istnieje dość szeroki zakres niepewności, przy czym główne jej źródło stanowią wejściowe dane emisyjne i meteorologiczne. W pracy analizowany jest wpływ niepewności danych emisyjnych na prognozowane rozkłady średniorocznych wartości stężeń kilku podstawowych rodzajów zanieczyszczeń w aglomeracji warszawskiej. W celu określenia zakresu niepewności wyników zastosowano algorytm Monte Carlo, przy czym podstawowym narzędziem prognostycznym wykorzystanym w obliczeniach jest regionalny model CALPUFF. Praca prezentuje wybrane prognozy jakości powietrza dla obszaru Warszawy, uwzględniające niepewność danych emisyjnych.

Słowa kluczowe: modelowanie zanieczyszczeń atmosferycznych, analiza niepewności, algorytm Monte Carlo

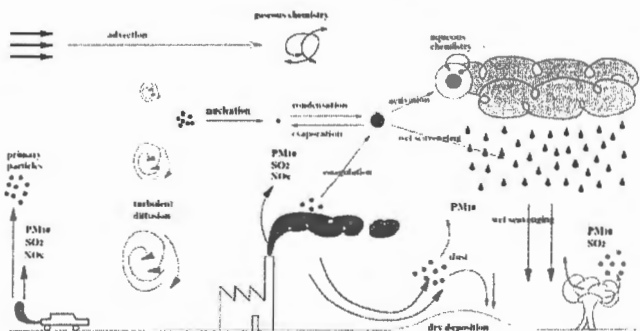
1. Wprowadzenie. Modelowanie zanieczyszczeń atmosferycznych

Systemy oceny jakości powietrza atmosferycznego należą do najbardziej złożonych struktur, w których wykorzystywane są komputerowe modele rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń [1,3,8,11]. Ich budowa i zasada działania łączy wiedzę z różnych dziedzin nauki, takich jak: fizyka (np. modele transportu zanieczyszczeń w atmosferze), chemia (np. reakcje chemiczne między składnikami zanieczyszczeń), nauki ekonomiczne (np. analiza kosztów ograniczania emisji, wybór „czystych” technologii), ochrona zdrowia (np. wpływ zanieczyszczeń na zdrowie i długość życia), biologia (np. wpływ zanieczyszczeń na środowisko

¹ Praca była częściowo wykonana w ramach grantu NNS19316735 Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego. Fragment obliczeń wykonano w laboratoriach komputerowych WSISiZ.

przyrodnicze), czy informatyka (implementacja komputerowa). Opis matematyczny procesów rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń jest najczęściej oparty na odpowiednim układzie równań adwekcji-dyfuzji (lub równań transportu), opisujących ich transport w polu wiatru, mieszanie turbulencyjne, przemiany fizykochemiczne, opadanie na podłoże (procesy tzw. „suche” i „mokre” depozycji). Modele te są obecnie wykorzystywane do wspomagania decyzji na różnych szczeblach, w dziedzinie kontroli i zarządzania jakością środowiska [1,4,7,11].

Złożoność modeli opisujących procesy zachodzące w systemach środowiskowych, a zwłaszcza systemów wspomagania decyzji opartych na tych modelach (porównaj ogólny schemat przedstawiony na rys. 1) jest bardzo duża. Dlatego też w generowanych przez ten system prognozach i podejmowanych na tej podstawie decyzjach istnieje dość duży zakres niepewności, który powinien być brany pod uwagę. Źródła tej niepewności leżą zarówno w samym modelu (uproszczenia opisu matematycznego, pomijanie lub parametryzacja pewnych procesów), jego implementacji numerycznej (aproxymacja skończenie-wymiarowa procesów ciągłych, dyskretyzacja czasowo-przestrzenna obszaru, opis procesów chemicznych, opis dyfuzji turbulencyjnej) oraz przede wszystkim w danych wejściowych, na których model pracuje. Dotyczy to również danych opisujących pole emisji.



Rys. 1. Najważniejsze procesy w transporcie zanieczyszczeń [11].

Obecnie istnieje i jest stosowanych wiele rodzajów deterministycznych modeli prognostycznych, dostosowanych odpowiednio do skali miejskiej lub regionalnej [6,11]. Pomimo dużej ich różnorodności, większość stosowanych w praktyce realizacji ma pewne cechy wspólne. W szczególności, uwzględniają one podstawowe procesy mające wpływ na transport i przemiany zanieczyszczeń, które przedstawiono schematycznie na rys. 1.

Stosowany w tym przypadku opis matematyczny obejmujący procesy emisji zanieczyszczeń, ich transportu w atmosferze, dyspersji i przemian zanieczyszczeń, ich wymywania przez opady i suchej depozycji na powierzchni ziemi, przyjmuje postać układu równań adwekcji-dyfuzji, które w bardzo ogólnej postaci można przedstawić jako [6,8,11]

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \nabla \cdot \bar{U}c_i = \nabla \rho D \nabla (c_i / \rho) + R_i(c_1, c_2, \dots, c_n, t) + S_i(\bar{x}, t), \quad (1)$$

dla $i = 1, 2, \dots, n,$

uzupełnionych o odpowiednie warunki początkowe i brzegowe. Każde z równań układzie (1) dotyczy i -tego związku zanieczyszczającego, przy czym c_i oznacza stężenie substancji; \bar{U} – wektor pola wiatru; D – współczynnik dyfuzji; R_i – współczynniki przemian reakcji chemicznych poszczególnych zanieczyszczeń; $S_i(x, t)$ – wielkość emisji lub redukcji substancji dla ustalonej lokalizacji przestrzenno-czasowej; ρ – gęstość powietrza. Większość parametrów równań zależy od aktualnych warunków meteorologicznych.

Realizacja komputerowa w większości stosowanych dzisiaj modeli oparta jest na jednym z przedstawionych niżej rozwiązań. Wynikiem analizy jest najczęściej rozkład stężenia lub depozycji zanieczyszczeń w wybranym obszarze. Konkretna implementacja zależy od przeznaczenia modelu, analizowanych zanieczyszczeń oraz rozważanej skali przestrzenno-czasowej. Ostatni parametr wiąże się bezpośrednio z tzw. *czasem życia* zanieczyszczeń [5,6], który w zależności od rozważanego związku, może przyjmować bardzo różne wartości, w typowych przypadkach od kilku godzin do kilkudziesięciu lat. W pracy analizowane są typowe zanieczyszczenia średnioskalowe, o czasie życia nie przekraczającym kilkunastu dni.

Stosownie do praktycznych zastosowań, rodzaju zanieczyszczeń oraz do skali modelowania, najczęściej stosowanymi rozwiązaniami są [6,11]:

- modele gaussowskie – oparte na uproszczonym, analitycznym rozwiązaniu równań transportu, w oryginalnej postaci stosowane w skali lokalnej. Jednakże nowa generacja tych modeli, w której uwzględniona jest zmienność pola emisji oraz podstawowych pól meteorologicznych, umożliwia stosowanie ich również w skali regionalnej [10],
- modele lagranżowskie – gdzie obliczenia są oparte na analizie trajektorii przemieszczania się zanieczyszczeń w polu wiatru. Analizowany jest transport i przemiany zanieczyszczeń uwzględniające wpływ pozostałych parametrów meteorologicznych. Opis matematyczny przyjmuje w tym przypadku postać układu równań różniczkowych zwyczajnych. Zaletą tego podejścia jest naturalna łatwość indywidualnej analizy poszczególnych źródeł emisji oraz ich wpływu na otoczenie. Jest to istotne w aplikacjach, w których analiza oparta jest na wykorzystaniu tzw. *macierzy przeniesienia* źródło → receptor [6,11]. Takie podejście jest stosowane, m.in. przy wyznaczaniu strategii ograniczania emisji lub sterowaniu emisją w czasie rzeczywistym,
- modele eulerowskie – gdzie analizowany obszar jest dyskretyzowany horyzontalnie i pionowo, a ponadto wprowadzana jest dyskretyzacja rozważanego przedziału czasowego prognozy. Opis matematyczny przyjmuje postać skończonego-wymiarowej aproksymacji układu równań różniczkowych cząstkowych postaci (1) (równań adwekcji-dyfuzji). Parametry schematu numerycznego (krok dyskretyzacji czasowej i przestrzennej) muszą spełniać odpowiednie warunki dla zapewnienia stabilności numerycznej i monotoniczności rozwiązań (porównaj, m.in. rozwiązania omawiane w [6,8,11]). Tego typu modele z reguły wymagają wysokiej wydajności obliczeniowej użytego sprzętu komputerowego i są stosowane w najbardziej złożonych implementacjach modeli regionalnych (zwykle do analizy krótkich epizodów meteorologicznych) oraz tzw. modeli wielkoskalowych [6].

2. Prognozowanie zanieczyszczeń atmosferycznych dla obszaru Warszawy

Przeprowadzone obliczenia oraz analiza ich wyników dotyczyły prognoz rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń powietrza w aglomeracji warszawskiej. Głównym celem było określenie wpływu poszczególnych grup emitorów na zanieczyszczenie środowiska w mieście oraz ocena poziomu niepewności prognozy wynikająca z niepewności inwentaryzacji pola emisji. Do symulacji procesów transportu zanieczyszczeń wykorzystano regionalny model CALPUFF v.5 (Earth Tech, Inc.) [10]. Jest to gaussowski model smugowy nowej generacji, uwzględniający podstawowe procesy atmosferyczne (transport w polu wiatru, przemiany

chemiczne, wymywanie zanieczyszczeń przez opady oraz ich suchą depozycję, powstawanie aerozoli) oraz ich zmienność w czasie i przestrzeni. Pola meteorologiczne są generowane przez współpracujący moduł CALMET, który uwzględnia m.in. wpływ ukształtowania terenu oraz szorstkości aerodynamicznej podłoża na przepływ powietrza.

W literaturze dotyczącej tematu dość powszechny jest pogląd [1,2,7,8], że inwentaryzacja pola emisji stanowi jedno z podstawowych źródeł niepewności w prognozowaniu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń atmosferycznych. Problem ten jest szczególnie istotny, jeżeli analiza zanieczyszczeń dotyczy dużych aglomeracji miejskich lub miejsko-przemysłowych. Pole emisji zwykle charakteryzuje się w tym przypadku koncentracją bardzo dużej liczby źródeł emisji na stosunkowo małym obszarze, a przy tym wielkim zróżnicowaniem ich parametrów. Źródła różnią się zarówno charakterystykami technicznymi (np. opis przestrzenny, wysokość, temperatura i prędkość gazów odlotowych), wielkością emisji, składem emitowanych zanieczyszczeń, jak i zakresem niepewności dotyczącym intensywności emisji. Jeżeli wyniki analizy mają być reprezentatywne, ta różnorodność winna być uwzględniona w danych wejściowych.

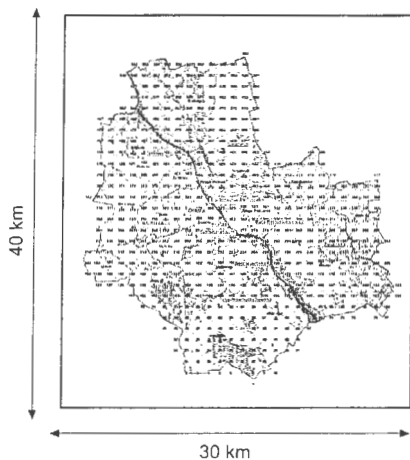
W przypadku omawianych obliczeń dla Warszawy całe pole emisji zostało podzielone na 4 kategorie, uwzględniające podstawowe parametry techniczne emitora, skład emitowanych zanieczyszczeń oraz poziom niepewności, jaki wiąże się z daną kategorią. Przyjęte kategorie to:

- wysokie źródła punktowe (sektor energetyki zawodowej) – opis jest stosunkowo dokładny, ponieważ sam proces spalania, jego parametry jak i parametry paliwa są ściśle określone i stabilne. Wskazane jest natomiast uwzględnienie w samym modelu początkowego wyniesienia i ukształtowania smugi zanieczyszczeń,
- niskie źródła punktowe (inne źródła przemysłowe) – większa niepewność w opisie emisji ze względu na mniej dokładny (czasem bardzo niedokładny) opis charakterystyk technicznych emitora oraz parametrów paliwa,
- źródła powierzchniowe (miejski sektor komunalno-bytowy lub rozproszone źródła przemysłowe) duża niepewność – dane emisyjne są szacowane na podstawie rodzaju i wielkości zużycia paliw,
- źródła liniowe (miejska sieć komunikacyjna) – duża niepewność, dane emisyjne są szacowane na podstawie różnych parametrów (emisja zależy od natężenia ruchu, jakości paliwa, ale też od charakterystyk technicznych i wieku samochodów).

Analizowano obszar prostokątny 30 km x 40 km obejmujący Warszawę (ponad 50 km² w granicach administracyjnych) przedstawiony na rys. 2. Dla celów obliczeniowych obszar został zdyskretyzowany jednorodną siatką kwadratową o kroku $h = 1$ km. Całkowite pole emisji zostało podzielone, zgodnie z wcześniejszymi uwagami, na cztery kategorie, obejmujące:

- 16 wysokich źródeł punktowych (elektrociepłownie),
- 1002 niskie źródła punktowe,
- 872 źródła powierzchniowe,
- 1157 źródeł liniowe.

Lokalizacja emitorów punktowych jest określana poprzez ich rzeczywiste współrzędne, natomiast źródła powierzchniowe i liniowe są reprezentowane jako elementarne emitory powierzchniowe 1 km x 1 km, pokrywające się z przyjętą siatką dyskretyzacji obszaru. W obliczeniach uwzględniono zmienność czasową danych meteorologicznych oraz emisyjnych, przy czym krok dyskretyzacji czasowej w obu przypadkach wyniósł $\tau = 1$ h.



Model: CALPUFF

Źródła emisji:

wysokie punktowe (energetyka)	- 16
niskie punktowe (przemysł)	- 1002
powierzchniowe (komunalne)	- 872
liniowe (komunikacja)	- 1157

Dane emisyjne i meteorologiczne:
rok 2005, (1h krok czasowy)

Dyskretyzacja przestrzenna:
1 km x 1 km

Receptory:
563 (siatka 1 km x 1 km)

Rys. 2. Modelowany obszar i podstawowe parametry

Wyniki obliczeń dotyczyły średniorocznych prognoz stężenia podstawowych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych w Warszawie, które rejestrowane były w 563, tzw. receptorach, zlokalizowanych w węzłach przyjętej siatki dyskretyzacji obszaru. Modelowany obszar oraz podstawowe parametry przyjęte w obliczeniach przedstawiono na rys. 2.

Tablica 1. Rozważane rodzaje zanieczyszczeń (pierwotne i wtórne)

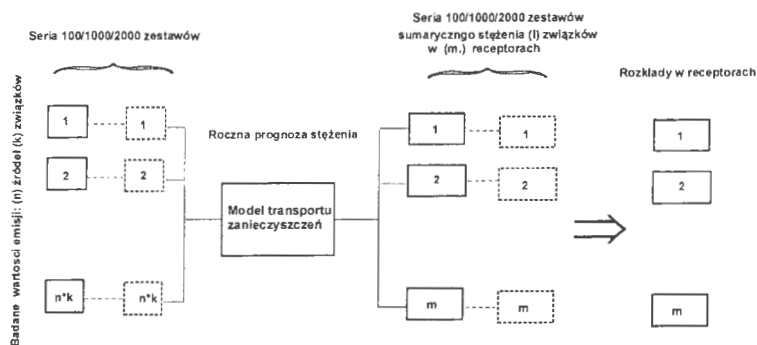
Emisja / zanieczyszczenia pierwotne	Zanieczyszczenia wtórne
SO ₂ (dwutlenek siarki))	SO ₄ ⁼ (aerozol siarczanowy)
NOx (tlenki azotu)	NO ₃ ⁻ (aerozol azotanowy)
	HNO ₃ (kwas azotowy)
PPM10 (pierwotne PM, Φ ≤ 10 μm)	
PPM10_U (PPM10 unoszone przez ruch uliczny – emisja wtórna)	PM10 = PPM10 + PPM10_R + SO ₄ ⁼ + NO ₃ ⁻
PPM2.5 (pierwotne PM, Φ ≤ 2.5 μm)	
PPM2.5_U (PPM2.5 unoszone przez ruch uliczny – emisja wtórna)	PM2.5 = PPM2.5 + PPM2.5_R + SO ₄ ⁼ + HO ₃ ⁻
BaP (benzo-alfa-piren)	
Ni (nikiel)	
Cd (kadm)	
Pb (olów)	
WWA (wielopiers. węglowodory arom.)	

W tablicy 1 przedstawiono pierwotne i wtórne zanieczyszczenia atmosferyczne, które zostały uwzględnione w obliczeniach. Skład emitowanych związków jest różny w zależności od kategorii źródeł. W szczególności, źródła punktowe emitują przede wszystkim tlenki siarki, tlenki azotu oraz zanieczyszczenia pyłowe, PPM10 i PPM2.5, a zależnie od konkretnego emitora, również BaP i niektóre metale. Źródła powierzchniowe i liniowe mogą emitować większość zanieczyszczeń wymienionych w tablicy 1, przy czym tylko źródła liniowe są odpowiedzialne za tzw. *emisję wtórną* zanieczyszczeń pyłowych, PPM10_U i PPM2.5_U (uno-

szczenie w wyniku ruchu ulicznego pyłów pochodzących ze wszystkich źródeł, które wcześniej opadły na powierzchnię ziemi).

W związku z powyższymi uwagami, ostateczna wartość stężenia pyłów (PM10 lub PM2.5) jest obliczana jako suma (porównaj drugą kolumnę tablicy 1): pierwotnych zanieczyszczeń emitowanych przez wszystkie kategorie źródeł (PPM10 lub PPM2.5), zanieczyszczeń wynikających z wtórnej emisji źródeł liniowych (PPM10_U lub PPM2.5_U) oraz stężeń aerozoli siarczanowego i azotanowego, które również są składnikami pyłów i powstają jako zanieczyszczenia wtórne w stosunku do zanieczyszczeń emitowanych jako SO₂ oraz NOx.

W celu oszacowania poziomu niepewności prognoz wynikającej z niepewności danych emisyjnych zastosowano algorytm Monte Carlo [4,7,9]. Dla każdego źródła oraz rodzaju zanieczyszczenia wygenerowano losowo 100, 1000 lub 2000 zestawów wartości emisji, zgodnie z założonym zakresem niepewności. Aby uniknąć generowania nierealistycznych technologicznie zestawów danych, uwzględniono korelację pomiędzy zanieczyszczeniami danego źródła (porównaj [5]).



Rys. 3. Analiza zakresu niepewności prognoz z wykorzystaniem algorytmu Monte Carlo

Dane te wykorzystano w obliczeniach realizowanych zgodnie ze schematem przedstawionym na rys. 3. Dla każdego ze 100/1000/2000 zestawów obliczono odpowiednie rozkłady średniorocznego stężenia analizowanych zanieczyszczeń w 563 receptorach. To pozwala przedstawić rozkład gęstości oraz jego podstawowe parametry statystyczne dla każdego zanieczyszczenia w wybranym receptorze. Obliczenia wykonano dla rozkładu normalnego niepewności danych emisyjnych. W tabelicy 2 podano założone zakresy niepewności dla czterech kategorii źródeł emisji.

Tablica 2. Założone zakresy niepewności rozkładu normalnego danych emisyjnych (dla 95% przedziału ufności)

Związek	Wysokie źródła punktowe	Niskie źródła punktowe	Źródła powierzchniowe	Źródła liniowe
SO ₂	± 15%	± 20%	± 30%	± 30%
NO _x	± 20%	± 30%	± 40%	± 40%
PPM10	± 25%	± 40%	± 40%	± 40%
PPM2.5	± 25%	± 40%	± 40%	± 40%
PPM10 U	--	--	--	± 40%
PPM2.5 U	--	--	--	± 40%
BAP	± 30%	± 40%	± 50%	± 50%
Ni	± 30%	± 40%	± 50%	± 50%
Cd	± 30%	± 40%	± 50%	± 50%
Pb	± 30%	± 40%	± 50%	± 50%
WWA	--	--	± 50%	± 50%

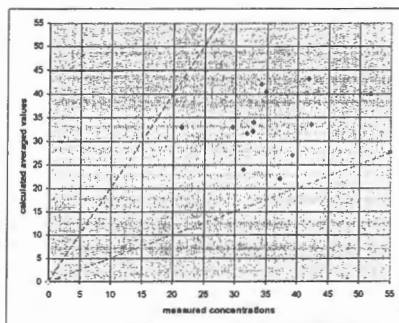
3. Analiza wybranych wyników

Aby umożliwić wykorzystanie wyników do dalszej, wielokierunkowej analizy (w szczególności, do analizy zakresu niepewności prognoz) są one umieszczane w dedykowanej bazie danych (Postgres), pozwalającej na selektywny wybór i przedstawienie żądanej informacji. Baza składa się z trzech części: a) SRCPUFF – dane emisyjne charakteryzujące cztery podstawowe kategorie źródeł, b) CALPUFF – komplet pełnych danych wyjściowych otrzymanych podczas obliczeń (ok. 100 mln rekordów, 20 GB), c) EXTPUFF – zagregowany zestaw podstawowych danych statystycznych dla wszystkich receptorów (ok. 1 mln rekordów, 2GB).

Baza SRCPUFF jest przeznaczona do wizualizacji (np. przedstawienie rozkładu przestrzennego źródeł) i analizy pola emisji w rozbiciu na rozważane jego ka-

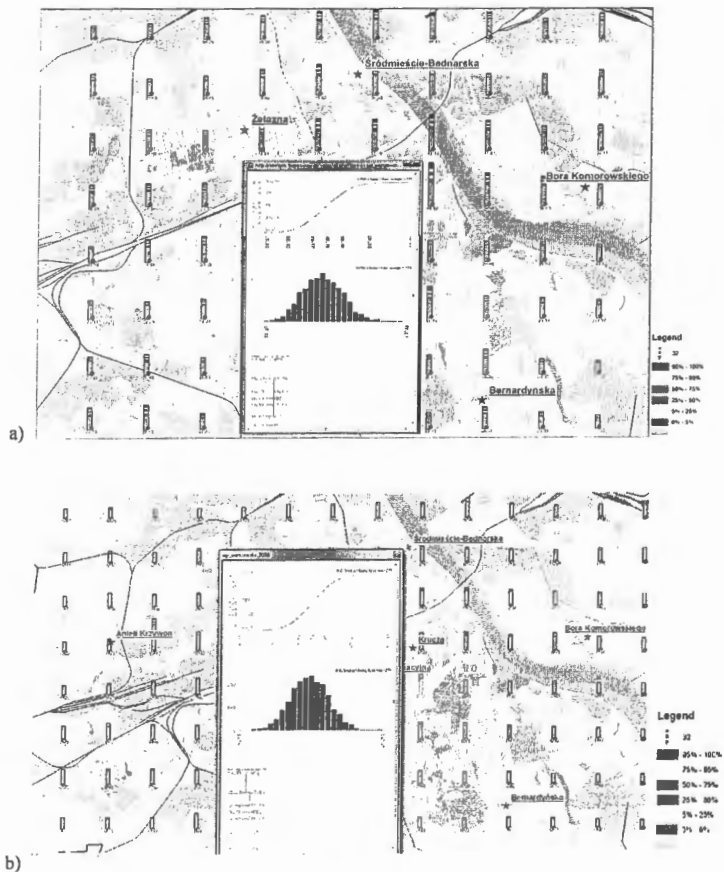
tegorie. Moduł CALPUFF umożliwia uzyskanie pełnych informacji, np. dotyczących rozkładu niepewności prognoz (dystrybuanta empiryczna, rozkład gęstości próbki, percentylowe zakresy niepewności) każdego z analizowanych rodzajów zanieczyszczeń w dowolnym receptorze, dla wybranego zestawu obliczeniowego (100, 1000, 2000 przebiegów). Okno dialogowe zredukowanej bazy EXTPUFF pozwala uzyskać zagregowane charakterystyki statystyczne dotyczące niepewności rozkładów stężenia wybranych zanieczyszczeń we wszystkich receptorach. Przykłady bezpośredniego wykorzystania bazy przedstawiono we wcześniejszych opracowaniach, m.in. w pracach [4,5].

W celu weryfikacji prognoz modelu CALPUFF, porównano wartości średniorocznych prognoz stężenia pyłów PM10 generowanych przez model, z wartościami średniorocznymi zarejestrowanymi dla roku 2005 w 13 stacjach monitoringu powietrza (lokalizacja niektórych stacji pomiarowych jest widoczna na rys. 5–7). Wyniki porównania są przedstawione na rys. 4.

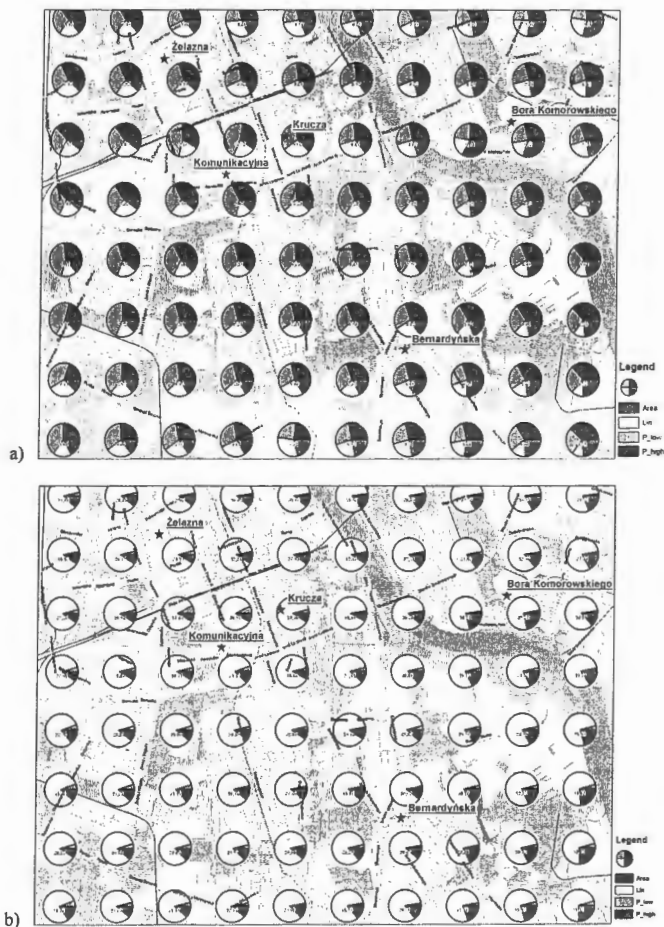


Rys. 4. Porównanie obliczonych oraz zmierzonych wartości stężenia PM10 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

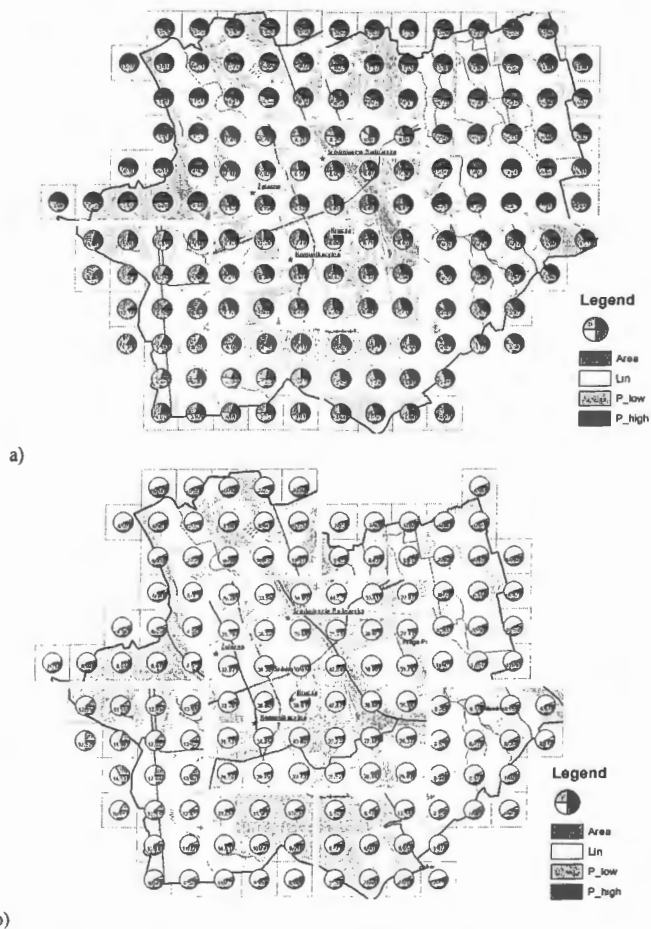
Zintegrowanie bazy z oprogramowaniem ArcMap umożliwia graficzne przedstawienie wyników analizy. Wybrane przykłady wizualizacji przedstawiono poniżej. Jedną z podstawowych form prezentacji wyników jest przedstawienie rozkładów stężenia oraz niepewności w postaci wykresów słupkowych. Przykład takiego wykresu przedstawia kolejny rysunek.



Rys. 5. Wartość średnia stężenia w receptorach oraz zakres niepewności (receptor 275) dla: a) PM10 oraz b) SO₂



Rys. 6. Względny udział kategorii źródeł emisji w stężeniach (dzielnice centralne):
 a) SO₂ oraz b) PM₁₀



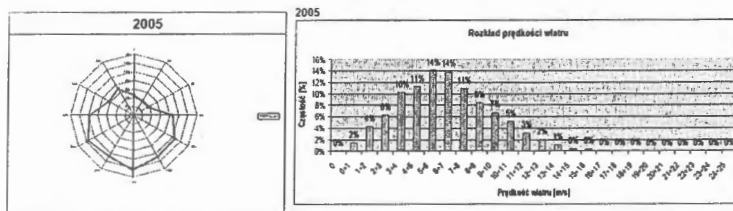
Rys. 7. Względny udział źródeł w zależności od lokalizacji receptora: a) SO₂, b) PM₁₀

Na rysunku 5 przedstawiono przykładowe mapy rozkładu wartości średniorocznych stężeń zanieczyszczeń w receptorach, odpowiednio dla SO_2 oraz PM_{10} . Rozkłady niepewności prognozy ilustrują wykresy słupkowe, przy czym wysokość słupka odpowiada wartości średniej, natomiast orientacyjny zakres niepewności wokół wartości średniej zaznaczono kolorami, zgodnie z opisem w legendzie. Tego typu zobrazowanie niepewności rozwiązania ma charakter przybliżony. Istnieje jednak możliwość dokładnego rozwinięcia tej charakterystyki dla wybranego receptora, co zobrazowano na rysunku na przykładzie receptora nr 275 (Trasa Łazienkowska w okolicach lewego brzegu Wisły). W takim przypadku otrzymujemy dodatkowo wykres dystrybucyjny empirycznej rozkładu niepewności danego zanieczyszczenia, rozkład gęstości próbek oraz standardowy wykres typu *box plot*. Z porównania obu wykresów wynika nie tylko, że stężenie pyłów PM_{10} jest około pięciokrotnie wyższe w porównaniu z SO_2 (mierzone w $\mu\text{g}/\text{m}^3$), ale również charakteryzuje się ono znacznie większą niepewnością. Wyjaśnienie tego faktu zawierają kolejne rysunki.

Rysunek 6 jest ilustracją innej możliwości prezentacji wyników – poza sumaryczną wartością stężenia – przedstawienia względnego udziału poszczególnych grup źródeł emisji w stężeniu całkowitym wybranego zanieczyszczenia, które jest rejestrowane w danym receptorze. Załączony rysunek przedstawia porównanie względnego wpływu źródeł emisji na stężenia SO_2 oraz PM_{10} w receptorach zlokalizowanych w centralnych dzielnicach miasta. O ile w przypadku zanieczyszczeń dwutlenkiem siarki (rys. 6a) udział wszystkich czterech kategorii źródeł jest w przybliżeniu zrównoważony, to widoczny jest dominujący wpływ źródeł liniowych (sieć komunikacyjna miasta) na zanieczyszczenia pyłowe (rys. 6b). Jest to jedną z przyczyn wysokich wartości stężenia pyłów w centralnej części miasta (bardzo duże natężenie ruchu), gdyż źródła liniowe są jedyną kategorią odpowiedzialną za emisję wtórną pyłów (porównaj tablicę 2), która z kolei ma bardzo istotny udział w całkowitej emisji tych zanieczyszczeń. Można oczywiście zauważyć, że przedstawiony na obu mapach udział poszczególnych kategorii źródeł zmienia się nieznacznie w zależności od lokalizacji receptora, ale zdecydowanie większe, jakościowe różnice są widoczne przy analizie całego obszaru Warszawy.

Ten efekt ilustruje rysunek 7, którego celem jest porównanie zmian wartości stężeń SO_2 (rys. 7a) oraz PM_{10} (rys. 7b) oraz udziału źródeł, w zależności od lokalizacji receptora, obserwowanych w obrębie całego miasta. Każdy z rysunków składa się z pięciu wycinków map, przedstawiających: centrum miasta oraz 4 obszary zlokalizowane na obrzeżach, odpowiednio w kierunkach N-W, N-E, S-W,

S-E. Jeżeli chodzi o zanieczyszczenia dwutlenkiem siarki, to sumaryczna



Rys. 8. Róża wiatrów oraz rozkład prędkości wiatru dla Warszawy w roku 2005 [12]

wartość stężenia zmienia się stosunkowo nieznacznie w obrębie miasta, natomiast bardzo istotne są zmiany przestrzenne udziału źródeł, w zależności od lokalizacji receptora. Widoczny jest w szczególności wzrost udziału wysokich źródeł punktowych w dzielnicach północnych (N-W oraz N-E), zlokalizowanych w pobliżu granic miasta. Wynika to po pierwsze z wysokości emitorów elektrociepłowni warszawskich (100 – 300 m), których oddziaływanie zaznacza się dopiero w dużej odległości od źródła, a po drugie z dominujących w ciągu roku kierunków wiatru. Jak pokazano na rys. 8, w roku 2005 w okolicach Warszawy dominowały wiatry z kierunków południowych, południowo-zachodnich i południowo-wschodnich [12]. Równocześnie dominująca prędkość wiatru była nieco niższa niż średnia wieloletnia. W efekcie, oddziaływanie tych źródeł jest widoczne w dzielnicach północnych, co więcej jest ono rejestrowane już w granicach miasta, pomimo znacznej wysokości emitorów. Z kolei, związanym z tym efektem jest relatywny wzrost udziału niskich źródeł punktowych w południowych dzielnicach Warszawy.

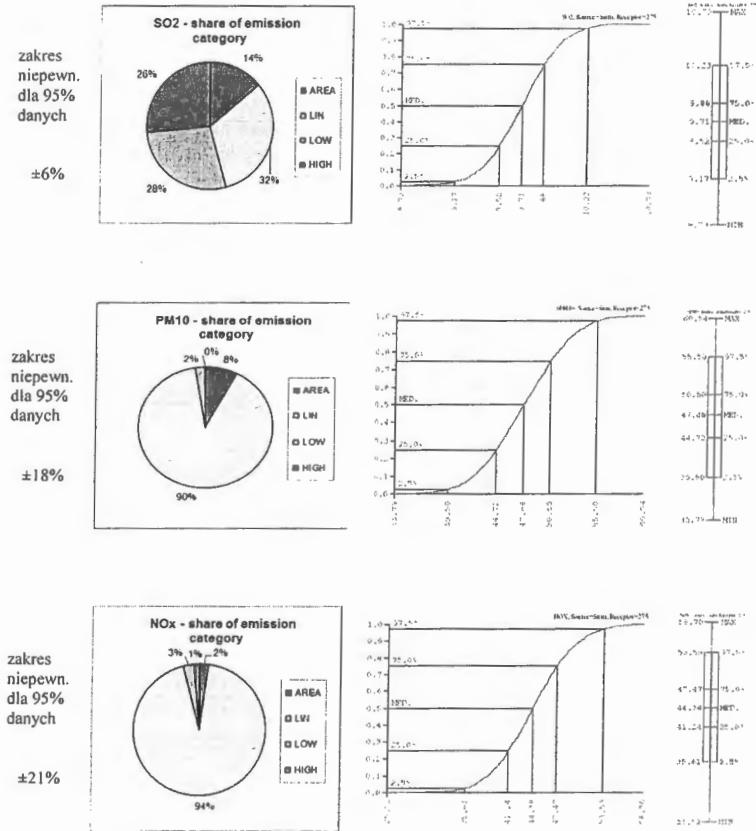
Podobny efekt, jeśli chodzi o wpływ wysokich źródeł punktowych, można zauważyć na mapach rozkładu zanieczyszczeń NO_x (które nie są prezentowane w tej pracy), jednak w przypadku tych zanieczyszczeń jest widoczna bardzo duża różnica w wartościach stężeń pomiędzy centrum miasta a dzielnicami peryferyjnymi. Wynika ona przede wszystkim z dominującego udziału źródeł liniowych (transport samochodowy) w emisji zanieczyszczeń tlenkami azotu.

W przypadku zanieczyszczeń pyłowych (dotyczy to zarówno PM₁₀, jak i PM_{2.5}), wartości stężeń bardzo znacznie zmieniają w granicach miasta. W szczególności, stężenie PM₁₀ w centrum jest kilkakrotnie wyższe niż poza nim, przy czym wysokie wartości utrzymują się również w pobliżu głównych tras wyloto-

wych z miasta (porównaj rys. 7b). Równocześnie zmienia się skład zanieczyszczeń i w dzielnicach peryferyjnych znacznie wzrasta względny udział źródeł powierzchniowych oraz mniejszych źródeł punktowych. Ostatni efekt ma raczej charakter lokalny i jest widoczny m.in. w pobliżu S-W granic Warszawy. Można równocześnie zauważyć niewielki, przeważnie kilkuprocentowy udział niskich emitorów punktowych w tej kategorii zanieczyszczeń. Z drugiej strony jest widoczne, że wpływ wysokich emitorów punktowych w obrębie całego miasta jest praktycznie pomijalny. Wynika to z faktu, że tę kategorię źródeł emisji tworzą głównie duże elektrociepłownie zawodowe, w których zainstalowano skuteczne systemy odpylające. Bardzo istotne znaczenie ma natomiast duże natężenie ruchu kołowego w obrębie miasta, łącznie z ciężkim transportem samochodowym, co wynika z braku obwodnic dla ruchu tranzytowego.

Jednym z celów pracy było określenie niepewności, jaka wiąże się z modelowaniem rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń atmosferycznych w obrębie miasta. Wybrane rezultaty tego typu oszacowań, będące wynikiem zastosowania procedury obliczeniowej Monte Carlo opisanej wyżej, zawiera rysunek 9. Przedstawione na nim oceny dotyczą jednego, przykładowego receptora (nr 275 – Trasa Łazienkowska) oraz zanieczyszczeń SO₂, PM10 oraz NO_x, przy czym dla każdego z trzech rodzajów zanieczyszczeń podano: a) procentowy udział poszczególnych kategorii emitorów, b) dystrybucję empiryczną rozkładu niepewności prognozy, c) standardowy wykres typu „box plot” dla tego rozkładu niepewności oraz d) procentowy zakres niepewności prognozy stężenia dla 95-percentylowego przedziału ufności. Rozkłady są symetryczne (rozkład normalny), przy czym prognozy dotyczące stężeń SO₂ są stosunkowo dokładne (zakres niepewności ±6%), co wynika ze znacznego udziału źródeł punktowych, zwłaszcza wysokich, które jako dane wejściowe wnoszą niewielką niepewność (porównaj tablicę 2). Duża z kolei niepewność dotyczy prognozowanych stężeń PM10 (ok. ±18%), w których dominujący udział mają bardzo niepewne źródła liniowe. Podobnie jest w przypadku zanieczyszczeń NO_x (ok. ±21%), gdzie udział procentowy zanieczyszczeń z sektora transportu drogowego jest jeszcze większy.

Prognozowanie zanieczyszczeń atmosferycznych w Warszawie z uwzględnieniem niepewności danych



Rys. 9. Udział źródeł emisji oraz zakres niepewności prognozowanych wartości stężeń w receptorze 275 dla zanieczyszczeń: SO₂, PM10 oraz NO_x [µg/m³]

4. Podsumowanie

W pracy przedstawiono wybrane wyniki badań modelowych dotyczących rozprzestrzeniania się najważniejszych zanieczyszczeń atmosferycznych na obszarze Warszawy. W obliczeniach wykorzystano rzeczywiste dane emisyjne oraz meteorologiczne dla roku 2005, natomiast prognozy rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń oraz ich ostatecznego oddziaływania na środowisko były wyznaczane za pośrednictwem znanego modelu regionalnego CALPUFF [10]. Obliczenia dotyczyły średniorocznych wartości stężeń kilkunastu rodzajów zanieczyszczeń powietrza, pierwotnych i wtórnych (porównaj tablica 2). Ilustracją są zamieszczone w pracy, wybrane wyniki dotyczące głównie SO₂, NO_x oraz pyłu zawieszonego (PM₁₀, PM_{2.5}).

Wartości średnioroczne stężeń dwutlenku siarki na obszarze całego miasta są stosunkowo niewielkie, średnio około 7–8 µg/m³ (poziom krytyczny, 20 µg/m³). Głównymi źródłami tej kategorii zanieczyszczeń w Warszawie są elektrociepłownie o wysokich kominach (zanieczyszczenia są głównie eksportowane poza obszar miasta), posiadające instalacje odsiarczania spalin. Znacznym wpływ na pogorszenie stanu środowiska mają natomiast zanieczyszczenia pyłowe oraz tlenki azotu. Stężenia PM₁₀ i NO_x są mocno zróżnicowane przestrzennie, osiągając szczególnie duże wartości w dzielnicach centralnych, gdzie przekraczane są poziomy krytyczne (40 µg/m³ dla obu zanieczyszczeń). W tym przypadku główne źródło zanieczyszczeń stanowi transport samochodowy i poprawę sytuacji można uzyskać, m.in. przenosząc ruch tranzytowy poza miasto.

Analiza niepewności prognozy pokazuje bezpośredni jej związek z rodzajem zanieczyszczeń oraz kategorią źródeł emisji, które powodują te zanieczyszczenia. W przypadku zanieczyszczeń omawianych w pracy, niepewność prognoz stężeń SO₂ jest stosunkowo niewielka, natomiast jest znaczna w odniesieniu do prognoz PM₁₀ i NO_x, które zależą od danych emisyjnych obarczonych dużą niepewnością. Prace dotyczące analizy niepewności są kontynuowane, m.in. w kierunku uwzględnienia niesymetrycznych rozkładów niepewności danych emisyjnych.

Podziękowanie: Wykorzystane w obliczeniach dane emisyjne opracowano w firmie *EKOMETRIA* pod kierownictwem mgra inż. Wojciecha Trappa, któremu autorzy dziękują za okazaną pomoc.

5. Literatura

- [1] ApSimon H.M., Warren R.F. Kayin S.: *Addressing uncertainty in environmental modeling: a case study of integrated assessment of strategies to combat long-range transboundary air pollution*. Atmospheric Environment, 36, 2002, 5417 – 5426.
- [2] Hanna S.R., Chang J.C., Fernau M.E.: *Monte Carlo estimates of uncertainties in predictions by photochemical grid model (UAM-IV) due to uncertainties in input variables*. Atmospheric Environment, 32, 1998, 3619 – 3628.
- [3] Hanna S.R., Lu Z., Frey H.C., Wheeler N., Vukovich J., Arunachalam S., Fernau M., Hansen D.A.: *Uncertainties in predicted ozone concentrations due to input uncertainties for the UAM-V photochemical grid model applied to the July 1995 OTAG domain*. Atmospheric Environment, 35, 2001, 891 – 903.
- [4] Holnicki P., Nahorski Z., Tainio M.: *Uncertainty in air quality forecasts caused by emission uncertainty*. Proceedings of HARMO 13th Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling, pp. 119 – 123, Paris, 2010.
- [5] Holnicki P., Nahorski Z.: *Wpływ niepewności danych emisyjnych na dokładność prognoz zanieczyszczeń atmosferycznych*. Studia i Materiały Polskiego Towarzystwa Zarządzania Wiedzą, nr 33, Bydgoszcz 2010, 146 – 157.
- [6] Markiewicz T.M.: *Podstawy modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym*. Oficyna Wyd. Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 2004.
- [7] Moore G.E., Londergan R.J.: *Sampled Monte Carlo uncertainty analysis for photochemical grid models*. Atmospheric Environment, 35, 2001, 4863 – 4876.
- [8] Russel A., Dennis D.: *NASTRO critical review of photochemical models and modeling*. Atmospheric Environment, 34, 2000, 2283 – 2324.
- [9] Sax T., Isakov V.: *A case study for assessing uncertainty in local-scale regulatory air quality modeling applications*. Atmospheric Environment, 37, 2003, 3481 – 3489.
- [10] Scire J.S., Strimaitis D.G., Yamartino R.J.: *A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model*. Earth Technology Inc., 2000.
- [11] Sportisse B.: *A review of current issues in air pollution modeling and simulation*. Computational Geosciences, 11, 2007, 159 – 181.
- [12] www.windandpower.com/download.php?id=300

FORECASTS OF AIR POLLUTION IN WARSAW METROPOLITAN AREA INCLUDING THE INPUT DATA UNCERTAINTY

Summary

This paper addresses the problem of uncertainty of urban air quality forecasts due to emission uncertainty. The computational experiment, implemented for Warsaw Metropolitan Area, Poland, encompasses one-year forecast with the year 2005 emission and meteorological dataset. The full emission inventory is composed of four categories of sources, characteristic for urban area: large point sources, intermediate point sources, linear sources (transportation system), area sources (residential sector). The CALPUFF air pollution dispersion model was used as the main forecasting tool, combined with Monte Carlo statistical techniques to propagate uncertainty of the emission data. Results presented show spatial distribution of the main pollutants' concentration, the contribution of four emission categories to air quality, and uncertainty of the forecast related to emission data uncertainty.

Keywords: air quality modeling, uncertainty analysis, Monte Carlo algorithm.

PIOTR HOLNICKI
ZBIGNIEW NAHORSKI
Instytut Badań Systemowych PAN
01-447 Warszawa, ul. Newelska 6
e-mail: holnicki@ibspan.waw.pl
e-mail: nahorski@ibspan.waw.pl

the 1980s, and the 1990s, and the 2000s. The 1990s were the most difficult for the industry.

As the industry has matured, it has become more concentrated. The top 10 firms now account for 75% of the industry's revenue, up from 65% in 1995. The industry has also become more global. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified.

The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified.

The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified.

The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified.

The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified.

The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified. The top 10 firms now have 85% of their revenue from outside the United States, up from 75% in 1995. The industry has also become more diversified.