

68/2012

Raport Badawczy
Research Report

RB/10/2012

**Zastosowanie systemów
informatycznych w analizie
zagrożeń dla środowiska
naturalnego**

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. dr hab. inż. Zbigniew Nahorski

Warszawa 2012

ZASTOSOWANIE SYSTEMÓW INFORMATYCZNYCH W ANALIZIE ZAGROZEŃ DLA ŚRODOWISKA NATURALNEGO

Piotr Holnicki, Zbigniew Nahorski

Instytut Badań Systemowych PAN, Warszawa

Streszczenie: *Wzrastające zanieczyszczenie środowiska, w tym zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego, stanowi poważne zagrożenie dla zdrowia człowieka. Systemy wspomagania decyzji, których celem jest minimalizowanie tych zagrożeń, wymagają 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 przedstawiono prognozowane rozkłady podstawowych zanieczyszczeń atmosferycznych na obszarze aglomeracji warszawskiej oraz wpływ niepewności danych emisyjnych na zakres niepewności tych prognoz. W celu określenia poziomu niepewności wyników zastosowano algorytm Monte Carlo, przy czym podstawowym narzędziem prognozytycznym wykorzystanym w obliczeniach jest regionalny model CALPUFF. Wyniki prezentowane w pracy dotyczą wybranych prognoz jakości powietrza dla obszaru Warszawy, obliczonych na podstawie rzeczywistych danych emisyjnych i meteorologicznych z roku 2005.*

Słowa kluczowe: *modelowanie zanieczyszczeń atmosferycznych, wpływ zanieczyszczeń na zdrowie, analiza niepewności, algorytm Monte Carlo*

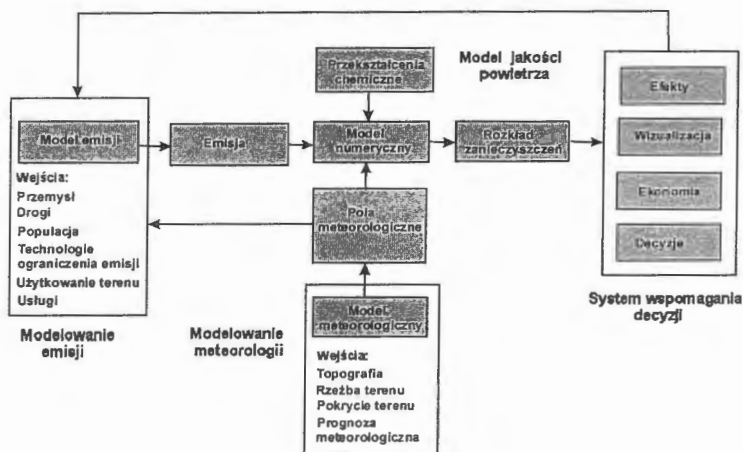
1. Wprowadzenie

Stan środowiska naturalnego, zwłaszcza w dużych aglomeracjach miejskich i miejsko-przemysłowych, staje się dzisiaj źródłem wielu potencjalnych zagrożeń, w tym również poważnych zagrożeń dla zdrowia i życia mieszkańców. Dotyczy to w szczególności jakości powietrza atmosferycznego, którego zanieczyszczenie jest przyczyną wielu negatywnych skutków zdrowotnych [3,5,7] (choroby układu oddechowego, choroby układu krążenia, przedwczesna śmiertelność). Głównymi źródłami tych zanieczyszczeń są sektory energetyki, przemysłu, transportu miejskiego oraz sektor komunalno-bytowy. Wielka liczba oraz różnorodność źródeł emisji, stosowanych paliw i technologii spalania, innych procesów przemysłowych oraz emisji z transportu drogowego powodują, że zanieczyszczenia emitowane do

atmosfery stanowią mieszaninę najróżniejszych związków chemicznych, pyłów i aerozoli. Zanieczyszczenia pierwotne emitowane bezpośrednio ze źródła, w wyniku przemian chemicznych są przekształcane w zanieczyszczenia wtórne, często jeszcze bardziej niebezpieczne dla otoczenia.

W celu skutecznego przeciwdziałania negatywnym efektom zanieczyszczenia powietrza, niezbędne są narzędzia do ilościowej oceny jakości środowiska oraz wspomaganie strategicznych decyzji planistycznych, które należy podjąć w celu poprawy sytuacji. Wykorzystane coraz szerzej komputerowe systemy oceny jakości powietrza oraz tzw. *zintegrowane systemy wspomaganie decyzji w zarządzaniu jakością powietrza* (tzw. *Integrated Assessment Models – IAM*) [1,2,3,12] umożliwiają przewidywanie i przeciwdziałanie negatywnym skutkom zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego (porównaj rys. 1).

Wspomaganie decyzji i zarządzanie jakością powietrza wymaga powiązania różnych kategorii danych wejściowych oraz analitycznego opisu procesów rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. Złożoność modeli opisujących procesy zachodzące w systemach środowiskowych, a zwłaszcza opartych na nich systemów wspomaganie decyzji, jest bardzo duża. 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 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 fizyko-chemiczne, opadanie na podłoże (procesy tzw. „suchej” i „mokrej” depozycji).



Rys. 1. Schemat zintegrowanego systemu oceny jakości powietrza.

Modele te są obecnie wykorzystywane do wspomagania decyzji na różnych szczeblach, w dziedzinie kontroli i zarządzania jakością środowiska [1,2,3,4,8,12].

Złożoność takiego systemu powoduje jednak, że w jego prognozach istnieje dość szeroki zakres niepewności, który powinien być brany pod uwagę w podejmowanych na tej podstawie decyzjach. Źródła tej niepewności leżą zarówno w samym modelu (uproszczenia opisu matematycznego, pomijanie lub parametryzacja pewnych procesów), jego implementacji numerycznej (aproksymacja skończenie-wymiarowa procesów ciągłych, dyskretyzacja czasowo-przestrzenna obszaru, opis procesów chemicznych, opis dyfuzji turbulencyjnej) oraz przede wszystkim w danych wejściowych, na których model pracuje [1,2,5,8]. Dotyczy to w szczególności danych opisujących pole emisji oraz danych meteorologicznych, które są uważane za główne źródła niepewności prognoz.

2. Modelowanie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń atmosferycznych

Obecnie istnieje i jest stosowanych wiele rodzajów deterministycznych modeli prognostycznych, dostosowanych odpowiednio do skali miejskiej lub regionalnej. Pomimo dużej ich różnorodności, większość stosowanych w praktyce realizacji ma pewne cechy wspólne. Stoso-

wany w tym przypadku opis matematyczny, obejmujący procesy emisji zanieczyszczeń, ich transportu w atmosferze, dyspersji i przemian zanieczyszczeń, wymywania przez opady i suchej depozycji na powierzchni ziemi, przyjmuje postać układu równań adwekcji-dyfuzji, które w bardzo ogólnej postaci można przedstawić jako [5,7,9]

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \nabla \cdot \vec{U} c_i = \nabla \rho D \nabla (c_i / \rho) + R_i(c_1, c_2, \dots, c_n, t) + S_i(\vec{x}, t), \text{ dla } i = 1, 2, \dots, n, \quad (1)$$

uzupełnione o odpowiednie warunkami początkowe i brzegowe. Każde z równań w układzie (1) dotyczy i-tego związku zanieczyszczającego, przy czym c_i oznacza stężenie substancji; \vec{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. Wynikiem analizy jest najczęściej rozkład stężenia lub depozycji zanieczyszczeń w wybranym obszarze.

Konkretna implementacja modelu zależy od jego przeznaczenia, analizowanych zanieczyszczeń oraz rozważanej skali przestrzenno-czasowej. Ostatni parametr wiąże się bezpośrednio z tzw. czasem życia zanieczyszczeń [7,9,10], 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 przeznaczenia modelu, rodzaju zanieczyszczeń oraz do skali modelowania, najczęściej stosowanymi rozwiązaniami są w tym przypadku modele gaussowskie, lagranżowskie lub eulerowskie [9,10,12].

3. Średnioskalowe zanieczyszczenia atmosferyczne i ich oddziaływanie

Całkowite pole emisji dużych aglomeracji charakteryzuje się zwykle koncentracją wielkiej liczby źródeł emisji o bardzo zróżnicowanych charakterystykach. Źródła te różnią się nie tylko parametrami technicznymi (jak np. wysokość emitora, średnica, prędkość i temperatura

gazów odlotowych), ale także składem emitowanych zanieczyszczeń, intensywnością emisji poszczególnych związków oraz zakresem niepewności danych emisyjnych. W przypadku typowych zanieczyszczeń atmosferycznych obszarów zurbanizowanych – opierając się głównie na pracy [8] – przytoczono poniżej najważniejsze zagrożenia związane z ich emisją.

Dwutlenek siarki (SO_2) – trafia do atmosfery w wyniku spalania paliw kopalnych. Jest związkiem toksycznym dla wszystkich organizmów żywych, a równocześnie działa korodująco na materiały (metale, materiały budowlane). W przypadku organizmu człowieka powoduje nieżyty górnych dróg oddechowych, zapalenie spojówek, zaburzenia smaku i powonienia, podrażnienia błon śluzowych, choroby układu krążenia. Równocześnie, rośliny są bardziej wrażliwe na ten rodzaj zanieczyszczeń niż człowiek (zanik chlorofilu, nekroza i chloroza liści, obumieranie, zwłaszcza drzew iglastych).

Tlenki azotu (NO_x), na które składają się dwutlenek azotu (NO_2) oraz tlenek azotu (NO), również trafiają do atmosfery jako wynik procesów spalania. Oddziałują negatywnie na organizmy zwierzęce (w tym na człowieka) powodując zapalenie spojówek, zapalenie i owrzodzenia jamy ustnej, osłabienie organizmu na zakażenia dróg oddechowych, zmiany w obrazie płuc, spadek ciśnienia krwi, negatywny wpływ na rozrodczość. Bezpośredni wpływ NO_x na roślinność jest podobny, chociaż mniejszy niż SO_2 . Należy jednak pamiętać, że te związki są prekursorami ozonu troposferycznego (O_3), który również bardzo negatywnie oddziałuje na otoczenie.

Ozon (O_3) jest jednym z najsilniejszych utleniaczy i w przypadku człowieka może być przyczyną kaszlu, nasilenia objawów astmy, zapalenia lub uszkodzenia płuc, podrażnienia oczu, wzrostu wrażliwości na infekcje. Rośliny są również bardzo wrażliwe na działanie ozonu, gdyż powoduje on m.in. uszkodzenie tkanek, zakłócenia fotosyntezy i w efekcie spadek plonów.

Pyły (głównie PM10 oraz PM2.5) są emitowane do atmosfery w zbliżonych proporcjach z sektorów energetyki, przemysłu oraz komunalno-bytowego. Oddziałują szkodliwie na zdrowie ludzkie, ale również na roślinność, gleby, wody, materiały, a także ograniczają widoczność. Do organizmu człowieka przedostają się najczęściej przez drogi oddechowe lub pośrednio przez układ pokarmowy. W zanieczyszczeniach całkowitego pyłu zawieszonego (TSP – Total Suspended Particulates) najbardziej szkodliwe są frakcje PM10 (średnica cząstek nie przekracza 10 μm) i PM2.5 (średnica cząstek nie przekracza 2.5 μm). Cząstki o średnicach większych niż 10 μm zatrzymują się w górnych odcinkach dróg oddechowych, skąd są wydalane. Cząstki PM10 (bez PM2.5) przenikają do płuc, ale tam się nie akumulują. PM2.5 są akumulowane w najgłębszych partiach płuc, skąd mogą przenikać do krwi. Badania wykazały, że pyły drobne powodują bardzo poważne skutki zdrowotne: nasilenie astmy, kaszel, trudności z oddychaniem, chroniczny bronchit, skrócenie oddechu, pylica, przedwczesna śmiertelność.

Aerozole atmosferyczne są to zawieszone w powietrzu cząstki, będące w fazie stałej, gazowej lub ciekłej. W przypadku cząstek stałych używa się zamiennie terminów: całkowity pył zawieszony (TSP) lub zanieczyszczenia pyłowe (PM – Particulate Matter). Woda w cząstkach aerozolu tworzy cienką otoczkę pokrywającą nierozpuszczalny materiał lub stanowi roztwór wodny wraz z rozpuszczonymi w niej substancjami chemicznymi. Najczęściej aerozol jest mieszaniną dwu- lub trójfazową. Aerozole wywierają wpływ na wiele zjawisk atmosferycznych, jak np.: powstawanie chmur i opadów, rozpraszanie i absorpcja promieniowania słonecznego, przemiany chemiczne zanieczyszczeń, usuwanie zanieczyszczeń gazowych z atmosfery. Są bezpośrednią przyczyną licznych schorzeń, działając negatywnie na oczy, skórę i układ oddechowy. Pośredniczą równocześnie w powstawaniu, często groźniejszych dla środowiska, zanieczyszczeń wtórnych. W regionach miejsko-przemysłowych istot-

ną rolę odgrywają aerozol siarczanowy SO_4^{2-} oraz aerozol azotanowy NO_3^- , które powstają jako zanieczyszczenia wtórne, w wyniku przemian tlenków siarki i tlenków azotu.

Metale ciężkie (m.in. ołów – Pb, nikiel – Ni, kadm – Cd, rtęć – Hg) do atmosfery przedostają się w postaci pyłów lub aerozoli. Ich źródła to: energetyka, przemysł (metalurgiczny, wydobywczy, budowlany, chemiczny), sektor komunalno-bytowy, transport. Ołów jest szczególnie toksyczny dla ludzi i zwierząt, akumulując się w kościach, nerkach, skórze i mleku. Z uwagi na możliwość uszkodzenia układu nerwowego, szczególnie zagrożone jego działaniem są dzieci. Testy na zwierzętach wykazały kancerogenne działanie ołowiu. Głównym źródłem niklu w środowisku jest spalanie paliw stałych, szczególnie węgla, spalanie ropy, odpadów, a także produkcja stali i procesy galwanizacyjne. W powietrzu zanieczyszczonym związkami niklu metal ten występuje w postaci siarczanów, siarczków oraz tlenków niklu. Wchłanianie do organizmu odbywa się przede wszystkim przez układ oddechowy. Nikiel ma tendencję do kumulowania się w tkance płucnej i chłonnej. Absorpcja niklu przez skórę jest natomiast nieznaczna, aczkolwiek ma duże znaczenie w patogenezie nadwrażliwości kontaktowej, która jest dobrze udokumentowana zarówno w populacji generalnej, jak i przy narażeniu zawodowym. Kadm przedostaje się do atmosfery w wyniku procesów metalurgicznych, spalania paliw kopalnych, produkcji nawozów fosforowych oraz spalania odpadów. Jest jednym z najgroźniejszych zanieczyszczeń dla organizmów ludzi i zwierząt, gdzie może przedostawać się drogą oddechową lub poprzez układ pokarmowy. Akumuluje się głównie w nerkach, wątrobie i w kościach. Powoduje schorzenia nerek, przewlekłe choroby płuc, uszkodzenia wątroby i jąder. Wpływa szkodliwie na układ immunologiczny, nerwowy i krwiotwórczy. Rtęć jest emitowana do atmosfery w procesach spalania paliw (energetyka, hutnictwo), z przemysłu wydobywczego, rozpylania środków ochrony roślin. Dla ludzi rtęć jest silnie toksyczna. Może powodować osłabienie pracy serca, zaburzenia pracy układu oddechowego, porażenie centralnego układu nerwowego.

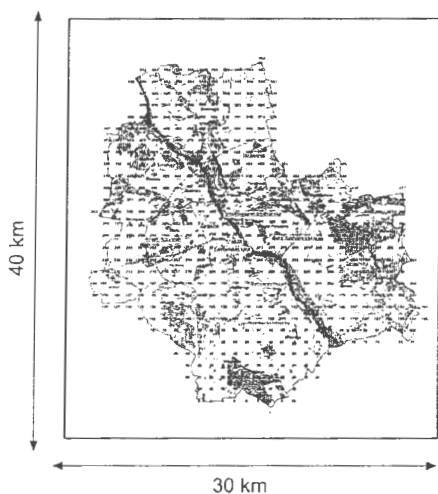
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) stanowią grupę związków organicznych zawierających dwa lub więcej pierścieni benzenu. Trafiają do atmosfery głównie w wyniku niekompletnego procesu spalania paliw kopalnych (najczęściej węgla). Są silnie toksyczne dla ludzi i zwierząt, a przedostają się do organizmu przez układ oddechowy lub pokarmowy. Największe zagrożenie zdrowotne związane z WWA dotyczy jego działania kancerogennego (nowotwory płuc) i mutagennego. Badania wykazały szczególnie silną korelację zachorowalności na nowotwory ze stężeniem BaP (bezo[alfa]piren) należącego do grupy WWA. W związku z ich wysoką toksycznością, WHO nie ustanowiło wartości dopuszczalnej stężenia WWA w powietrzu (mierzone jest ono w [ng/m³]).

4. Prognozowanie zanieczyszczeń atmosferycznych dla obszaru Warszawy

W ramach badań przeprowadzono obliczenia oraz przeanalizowano ich wyniki dla 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.) [11]. Jest to gaussowski model smugowy nowej generacji, uwzględniający podstawowe procesy atmosferyczne (transport w polu wiatru, przemiany chemiczne, wyniywanie zanieczyszczeń przez opady oraz ich suchą depozycję, powstawanie aerozoli) oraz zmienność tych procesów 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 [4,8,11,12], że inwentaryzacja pola emisji stanowi jedno z podstawowych źródeł niepewności w prognozowaniu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń atmosferycznych. Problem ten jest szczególnie istotny,

jeżeli analiza dotyczy dużych aglomeracji miejskich lub miejsko-przemysłowych. Pole emisji zwykle charakteryzuje się w tym przypadku koncentracją ogromnej liczby źródeł emisji na stosunkowo małym obszarze, przy wielkim zróżnicowaniu ich parametrów [7]. 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.



Model: CALPUFF

Źródła emisji:

wysokie punktowe (energetyka)	- 16
niskie punktowe (przemysł)	- 1002
powierzchniowe (komunalne)	- 878
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

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:

- 16 wysokich źródeł punktowych (sektor energetyki zawodowej) – opis jest stosunkowo dokładny, ponieważ sam proces spalania, jego parametry jak i parametry pa-

liwa są ściśle określone i stabilne. Wskazane jest natomiast uwzględnienie w samym modelu początkowego wyniesienia i ukształtowania smugi zanieczyszczeń,

- 1002 niskich źródeł punktowych (inne źródła przemysłowe) – większa niepewność w opisie emisji ze względu na mniej dokładny (czasem bardzo niedokładny) opis charakterystyk technicznych samego emitora oraz parametrów paliwa,
- 872 źródła powierzchniowe (miejski sektor komunalno-bytowy lub rozproszone źródła przemysłowe) duża niepewność – dane emisyjne są szacowane na podstawie rodzaju i wielkości zużycia paliw,
- 1157 źródeł liniowych (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).

Lokalizacja emitatorów punktowych jest określona 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 wynosił $\tau = 1h$.

Dla danych z roku 2005 analizowano rozkłady stężeń średniorocznych następujących rodzajów zanieczyszczeń pierwotnych i wtórnych (odpowiednio do kategorii źródeł emisji):

SO₂ – dwutlenek siarki,

SO₄⁼ – aerozol siarczanowy (zanieczyszczenie wtórne),

NO_x – tlenki azotu,

HNO₃ – kwas azotowy (zanieczyszczenie wtórne),

NO₃⁻ – aerozol azotanowy (zanieczyszczenie wtórne),

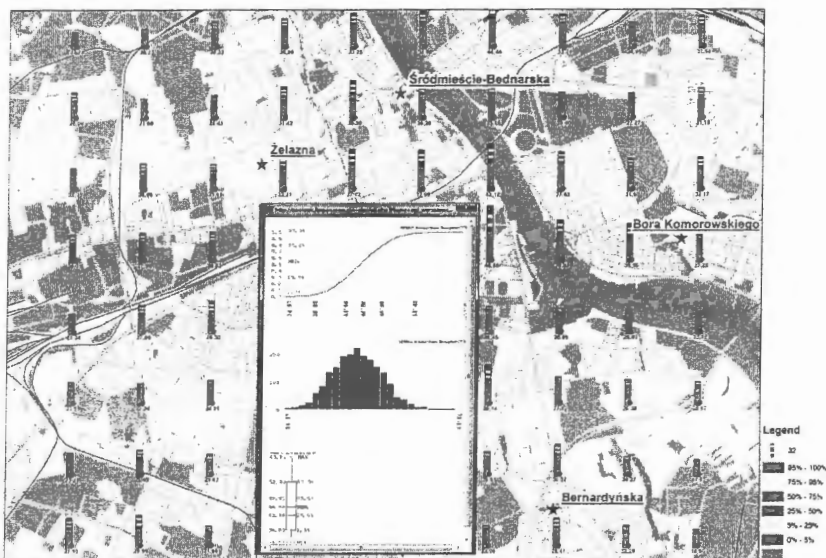
PM₁₀ – pyły o średnicy $\leq 10 \mu m$ (PPM₁₀ – emisja pierwotna),

PPM10_U – pyły PM10 unoszone (emisja wtórna),
PM2.5 – pyły o średnicy $\leq 2.5 \mu\text{m}$ (PPM2.5 – emisja pierwotna),
PPM2.5_U – pyły PM2.5 unoszone (emisja wtórna),
Ni – nikiel,
Cd – kadm,
Pb – ołów,
BAP – benzo-alfa-piren,
WWA – wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne.

Wyniki, zawierające stężenia średnioroczne podstawowych zanieczyszczeń oraz ocenę zakresu niepewności samej prognozy (uzyskaną metodą Monte Carlo), są rejestrowane w 563 receptorach, zlokalizowanych w węzłach siatki dyskretyzacji obszaru. Dokładność generowanych prognoz oceniono wstępnie porównując wyniki obliczeń z pomiarami otrzymanymi z sieci monitoringu jakości powietrza [5,6]. Lokalizację receptorów oraz głównych stacji monitoringowych zaznaczono na rysunku 2.

5. Wybrane wyniki obliczeń testowych. Podsumowanie.

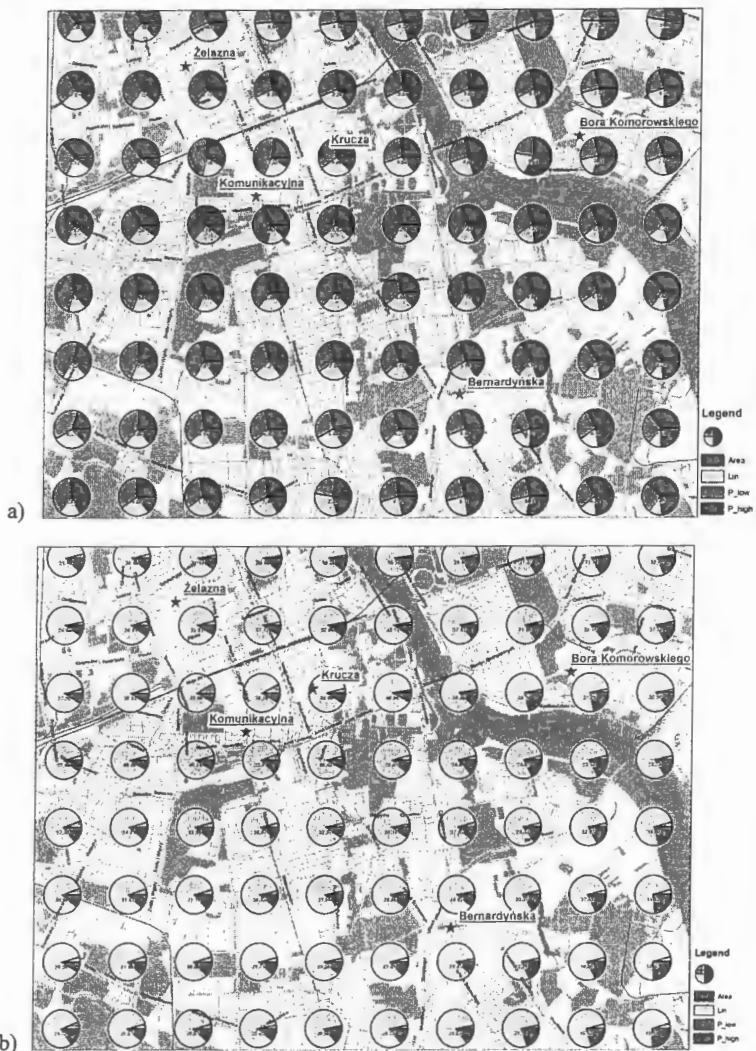
Bazę zawierającą wyniki obliczeń zintegrowano z oprogramowaniem ArcMap, co umożliwiło graficzne przedstawienie rezultatów analizy. Wybrane przykłady wizualizacji przedstawiono poniżej. Jedną z podstawowych form prezentacji jest przedstawienie rozkładów stężenia oraz niepewności prognozy w postaci wykresów słupkowych. Przykład takich wykresów zawiera rys. 3, na którym przedstawiono mapę rozkładu wartości średniorocznych stężeń PM10 w receptorach. Rozkłady niepewności prognozy ilustrują wykresy słupkowe, przy czym wysokość słupka odpowiada wartości podstawowej, natomiast orientacyjny zakres niepewności wokół wartości podstawowej zaznaczono kolorami, zgodnie z opisem w legendzie. Tego typu zobrazowanie niepewności rozwiązania ma charakter przybliżony. Możliwe jest



Rys. 3. Wartość średnia stężenia PM10 w receptorach oraz zakres niepewności

dokładne rozwinięcie tej charakterystyki dla wybranego receptora, co zilustrowano na przykładzie receptora nr 275 (Trasa Łazienkowska w okolicach lewego brzegu Wisły). W takim przypadku otrzymujemy dodatkowo wykres dystrybucji empirycznej rozkładu niepewności danego zanieczyszczenia, rozkład gęstości próbki oraz standardowy wykres typu *box plot*. Z analizy wykresów wynika nie tylko, że np. stężenie pyłów PM10 jest około pięciokrotnie wyższe w porównaniu z SO₂ (mierzone w µg/m³), ale również charakteryzuje się ono znacznie większą niepewnością. Wyjaśnienie tego faktu zawierają kolejne rysunki.

Rys. 4 jest ilustracją innej możliwości prezentacji wyników – 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 SO₂ oraz PM10 w receptorach zlokalizowanych w centralnych dzielnicach miasta. O ile w przypadku zanieczyszczeń dwutlenkiem



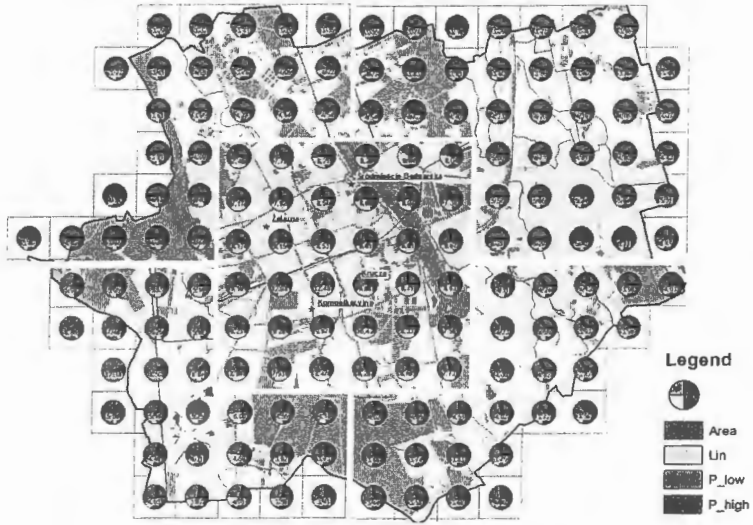
Rys. 4. Względny udział kategorii źródeł emisji w stężeniach (dzielnice centralne):
 a) SO₂ oraz b) PM₁₀

siarki (rys. 4a) udział wszystkich czterech kategorii źródeł jest w przybliżeniu zrównoważony, to widoczny jest dominujący wpływ źródeł liniowych (sieć komunikacyjna miasta) na

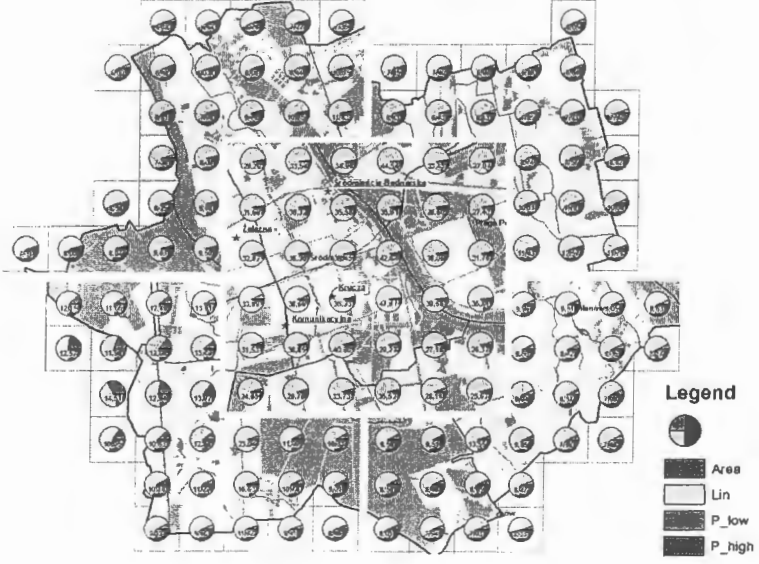
zanieczyszczenia pyłowe (rys. 4b). Jest to jedną z przyczyn wysokich wartości stężenia pyłów w centralnej części miasta (bardzo duże natężenie ruchu), gdyż źródła liniowe są jedyną kategorią odpowiedzialną za emisję wtórną pyłów (porównaj [3,4]), która z kolei ma bardzo istotny udział w całkowitej emisji 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 rys. 5, którego celem jest porównanie zmian wartości stężeń SO_2 (rys. 5a) oraz PM_{10} (rys. 5b) 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 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 elektrowni 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 w [6], w roku 2005 w okolicach Warszawy dominowały wiatry z kierunków południowych, południowo-zachodnich i południowo-wschodnich. Równocześnie dominująca prędkość wiatru była nieco niższa niż średnia wieloletnia. W efekcie, oddziaływanie tych źródeł jest widoczne w dzielnicach północnych, przy czym jest rejestrowane już w granicach miasta, pomimo znacznej wysokości emitorów.

a)



b)



Rys. 5. Względny udział źródeł w zależności od lokalizacji receptora: a) SO₂, b) PM₁₀.

Podobny efekt, jeśli chodzi o wpływ wysokich źródeł punktowych, można zauważyć na mapach rozkładu zanieczyszczeń NO_x (nie zamieszczonych w tej pracy), jednak w tym przypadku 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.

Wartości stężeń zanieczyszczeń pyłowych (dotyczy to zarówno PM_{10} , jak i $\text{PM}_{2.5}$) znacznie zmieniają się w granicach miasta. W szczególności, stężenie PM_{10} w centrum jest kilkakrotnie wyższe niż poza nim, przy czym wysokie wartości utrzymują się również w pobliżu głównych tras wylotowych z miasta (porównaj rys. 5b). Równocześnie w dzielnicach peryferyjnych znacznie wzrasta względny udział źródeł powierzchniowych. Można równocześnie zauważyć niewielki udział niskich emitorów punktowych, natomiast wpływ emitorów wysokich 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.

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] Carnevale C., Finzi G., Pisoni E., Volta M., Guariso G., Gianfreda R., Maffei G., Thunis P., White L., Triacchini G. An integrated assessment tool to define effective air quality policies at regional scale. *Environmental Modelling & Software*, 38, 2012, 306 – 315.
- [3] Calori G., Clemente M., De Maria R., Finardi S., Lollobrigida F., Tinarelli G. Air quality integrated modelling in Turin urban area. *Environmental Modelling & Software*, 21, 2006, 468 – 476.
- [4] 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.

- [5] 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.
- [6] Holnicki P., Nahorski Z.: *Analiza niepewności w prognozowaniu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń atmosferycznych w aglomeracji warszawskiej*. Raport NN519316735 Instytutu Badań Systemowych PAN, Warszawa 2011, 1 – 26.
- [7] Jacobson M.Z.: *Fundamentals of Atmospheric Modeling*. Cambridge University Press, 2005, Cambridge, U.K.
- [8] Juda-Rezler K.: *Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko*. Oficyna Wyd. Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2000.
- [9] Markiewicz T.M.: *Podstawy modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym*. Oficyna Wyd. Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 2004.
- [10] Russel A., Dennis D.: NASTRO critical review of photochemical models and modeling. *Atmospheric Environment*, 34, 2000, 2283 – 2324.
- [11] Scire J.S., Strimaitis D.G., Yamartino R.J.: *A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model*. Earth Technology Inc., 2000.
- [12] Sportisse B.: A review of current issues in air pollution modeling and simulation. *Computational Geosciences*, 11, 2007, 159 – 181.

the 1990s, the number of people in the UK who are employed in the public sector has increased from 10.5 million to 12.5 million, and the number of people in the public sector who are employed in health care has increased from 2.5 million to 3.5 million (Department of Health 2000).

There are a number of reasons for the increase in the number of people employed in the public sector. One of the main reasons is the increase in the number of people who are employed in the public sector who are employed in health care. This is due to the fact that the number of people who are employed in the public sector who are employed in health care has increased from 2.5 million to 3.5 million (Department of Health 2000).

Another reason for the increase in the number of people employed in the public sector is the increase in the number of people who are employed in the public sector who are employed in education. This is due to the fact that the number of people who are employed in the public sector who are employed in education has increased from 1.5 million to 2.5 million (Department of Health 2000).

A third reason for the increase in the number of people employed in the public sector is the increase in the number of people who are employed in the public sector who are employed in social care. This is due to the fact that the number of people who are employed in the public sector who are employed in social care has increased from 0.5 million to 1.5 million (Department of Health 2000).

There are a number of reasons for the increase in the number of people employed in the public sector who are employed in health care, education, and social care. One of the main reasons is the increase in the number of people who are employed in the public sector who are employed in health care, education, and social care. This is due to the fact that the number of people who are employed in the public sector who are employed in health care, education, and social care has increased from 4.5 million to 7.5 million (Department of Health 2000).

Another reason for the increase in the number of people employed in the public sector who are employed in health care, education, and social care is the increase in the number of people who are employed in the public sector who are employed in health care, education, and social care. This is due to the fact that the number of people who are employed in the public sector who are employed in health care, education, and social care has increased from 4.5 million to 7.5 million (Department of Health 2000).

A third reason for the increase in the number of people employed in the public sector who are employed in health care, education, and social care is the increase in the number of people who are employed in the public sector who are employed in health care, education, and social care. This is due to the fact that the number of people who are employed in the public sector who are employed in health care, education, and social care has increased from 4.5 million to 7.5 million (Department of Health 2000).

There are a number of reasons for the increase in the number of people employed in the public sector who are employed in health care, education, and social care. One of the main reasons is the increase in the number of people who are employed in the public sector who are employed in health care, education, and social care. This is due to the fact that the number of people who are employed in the public sector who are employed in health care, education, and social care has increased from 4.5 million to 7.5 million (Department of Health 2000).