



Ocena modelu dyspersji zanieczyszczeń powietrza OSPM: studium przypadku, Polska, Kraków

Mateusz Rzeszutek, Marek Bogacki
AGH Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie

1. Wstęp

Kanion uliczny jest specyficznym obszarem miejskim, w którym bardzo często występują przekroczenia stężeń dopuszczalnych dwutlenku azotu (NO₂) oraz pyłu zawieszanego PM₁₀ i PM_{2.5}. Taka sytuacja obserwowana jest również w Krakowie na stacji monitoringu jakości powietrza zlokalizowanej w kanionie al. Zygmunta Krasińskiego (EEA 2015). Czynniki determinującymi poziom stężeń zanieczyszczeń powietrza w kanionie ulicznym jest natężenie i struktura ruchu pojazdów, warunkująca wielkość emisji z transportu drogowego (Pant & Harrison 2013) oraz turbulencje powietrza, które z jednej strony powodować mogą wtórne uniesienie się cząstek pyłów zdeponowanych na drogach (U.S. EPA 2011), a z drugiej strony powodują szybkie mieszanie i rozpraszanie zanieczyszczeń powietrza (Thaker & Gokhale 2015). Jednym z istotniejszych czynników wpływających na poziom stężeń zanieczyszczeń w kanionie ulicznym jest jego konfiguracja geometryczna (szerokość kanionu i wysokość ograniczających go budynków) kształtująca pole wiatru (Weber, Kordowski & Kuttler 2013) oraz determinująca dyspersję i transport zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym (Oleniacz i in. 2014).

Modelowanie procesu dyspersji zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego jest jedną z powszechnie stosowanych technik oceny jakości powietrza w kanionach ulicznych. Szeroki przegląd tego typu modeli znaleźć można w pracach (Holmes & Morawska 2006, Vardoulakis i in. 2003, Kakosimos i in. 2010). Jednym z tego typu modeli dyspersji jest OSPM (*Operational Street Pollution Model*), dedykowany wyłącznie dla

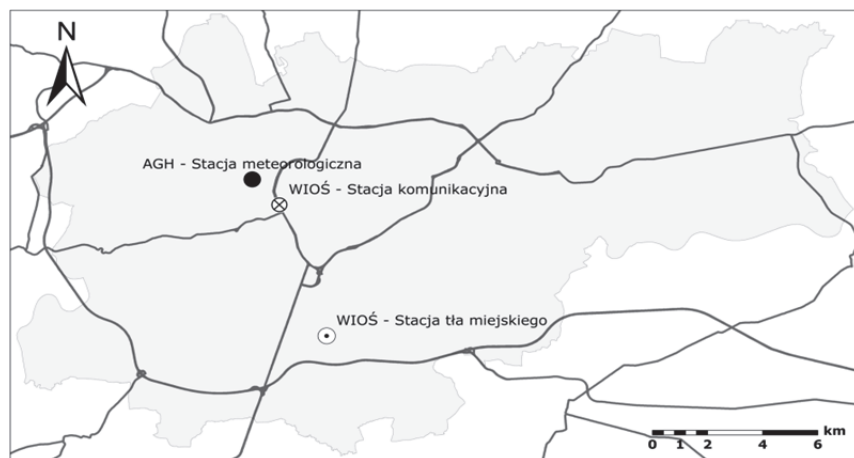
kanionów ulicznych (Berkowicz i in. 2008). Dotychczasowe badania prowadzone w miastach europejskich wskazują, że model ten charakteryzuje się dobrą korelacją wyników obliczeń w stosunku do obserwacji. Zarówno w zakresie predykcji zanieczyszczeń gazowych jak i pyłowych (Aquilina & Micallef 2004, Elbir i in. 2011, Gualtieri 2010). Należy podkreślić, że wyniki obliczeń modelowych obarczone są zawsze niepewnością szacowania wielkości emisji. (Kukkonen i in. 2003, Vardoulakis 2007, Ziv i in. 2002).

Zaletą modelu OSPM jest relatywnie mała ilość wprowadzanych danych wejściowych oraz niewielkie wymagania w zakresie mocy obliczeniowej. Model ten, wydaje się być efektywniejszym narzędziem w porównaniu do obecnie zyskujących na znaczeniu modeli CFD (*Computational fluid dynamics*), których powszechne stosowanie jest ograniczone ich złożonością (Murena 2009, Vardoulakis i in. 2007). Niestety szereg założeń modelu OSPM może nie mieć zastosowania do wszystkich środowisk miejskich (Vardoulakis i in. 2003), a wyniki obliczeń prowadzone w wąskich oraz asymetrycznych kanionach ulicznych mogą charakteryzować się duża niepewnością (Kakosimos i in. 2010, Elbir i in. 2011). Mając powyższe na uwadze, w niniejszej pracy zdecydowano się zwalidować model OSPM na podstawie badań prowadzonych w kanionie ulicznym Krakowa – al. Krasińskiego.

2. Charakterystyka obiektu badań

Obiektem badań był kanion uliczny zlokalizowany w Krakowie przy al. Zygmunta Krasińskiego, w którym znajduje się stacja monitoringu jakości powietrza mierząca oddziaływanie komunikacji (rys. 1). Droga przebiegająca przez kanion składa się z 2 jezdni rozdzielonych pasem zieleni o szerokości ok. 17 m, a każda jezdnia składa się z 3 pasów ruchu. Szerokość kanionu ulicznego wynosi 48 metrów, a wysokość zabudowy wzdłuż osi drogi około 20 m. Okresowe badania natężenia ruchu wskazują, że jest to jeden z najbardziej obciążonych ruchem samochodowym rejonów Krakowa, a dominującą grupę pojazdów stanowią samochody osobowe ok. 85%. Średniodobowe natężenie ruchu dla dni roboczych wynosi 1780 poj. h⁻¹ wg. danych za rok 2012. Natomiast w soboty i niedziele występuje ono na niższym poziomie wynoszącym odpowiednio 1670 i 1380 poj. h⁻¹. Maksymalne natężenie ruchu osiągać może poziom

nawet 5000 poj. h^{-1} i przypada z reguły w dni robocze na godziny szczytu popołudniowego.



Rys. 1. Lokalizacja stacji monitoringu jakości powietrza (WIOŚ) oraz stacji mierzącej parametry meteorologiczne (AGH)

Fig. 1. The location of air quality monitoring stations (WIOŚ) and the site measuring meteorological parameters (AGH)

3. Metodyka badań

Obliczenia dyspersji zanieczyszczeń powietrza w rejonie kanionu ulicznego al. Zygmunta Krasińskiego zlokalizowanego w Krakowie wykonano przy zastosowaniu oprogramowania WinOSPM zawierającego algorytm modelu OSPM (Berkowicz i in. 2008). Przeprowadzono symulacje poziomów stężeń NO_2 , PM_{10} i $PM_{2,5}$ za rok 2012. Emisję analizowanych zanieczyszczeń oszacowano zgodnie metodyką Corinair (EEA 2013). Zmienność wysokości warstwy mieszania w czasie badań oszacowano diagnostycznym modelem meteorologicznym CALMET (Scire i in. 2000). Dane meteorologiczne takie jak: kierunek i prędkość wiatru, wilgotność oraz temperatura powietrza pozyskano ze stacji znajdującej się na budynku Wydziału Fizyki i Informatyki Stosowanej AGH zlokalizowanym w odległości 1,5 km w linii prostej od badanego kanionu. Z kolei informację o poziomie tła zanieczyszczeń powietrza (NO_x , NO_2 , O_3 , PM_{10} i $PM_{2,5}$) pozyskano ze stacji tła miejskiego, zlokalizowanej przy ul. Bujaka (rys. 1). Przyjęcie w ten sposób tła zanieczyszczeń jest

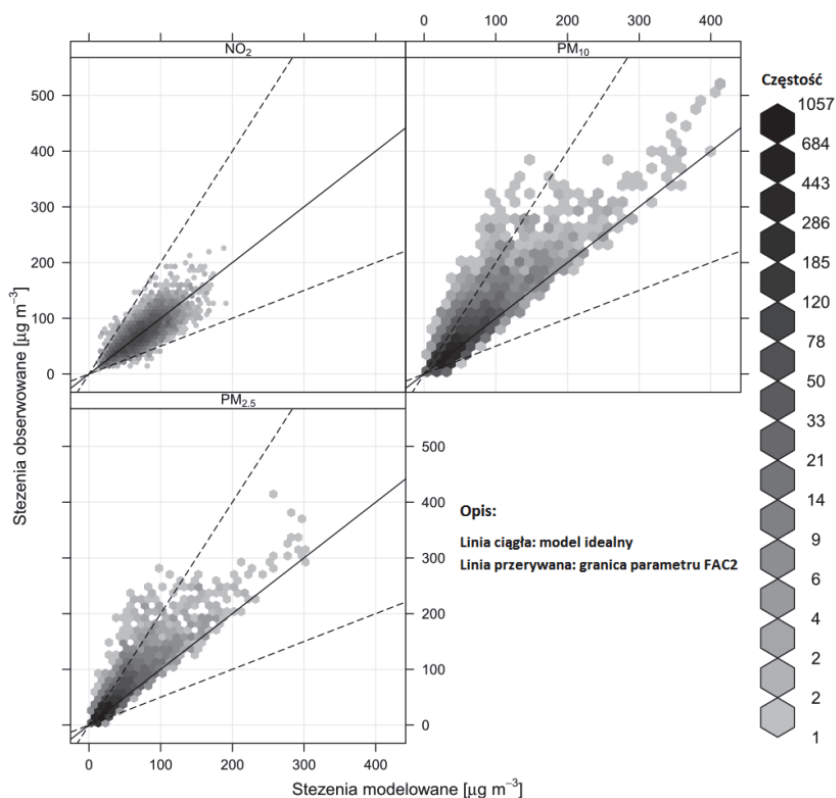
jedną z praktyk spotykaną w pracach badawczych dotyczących oceny modelu OSPM (Kakosimos i in. 2010).

Ocenę modelu OSPM przeprowadzono poprzez porównanie wyników modelowania z wartościami stężeń NO_2 , PM_{10} i $\text{PM}_{2,5}$ rejestrowanymi na stacji monitoringu jakości powietrza al. Krasieńskiego. Przy walidacji modelu skorzystano z parametrów statystycznych oceny modeli jakości powietrza szerzej opisanej w pracach (Chang & Hanna 2004, Hanna & Chang 2012). Pod uwagę wzięto następujące parametry: błąd systematyczny (FB) wraz ujemnymi i dodatnimi komponentami, geometryczny błąd średni (MG), względne odchylenie standardowe (NMSE), geometryczna średnia wariancja (VG), wskaźnik FAC2 charakteryzujący jakość modelu oraz wspomniany wcześniej współczynnik korelacji (R). Wprowadzone do modelu OSPM dane dotyczące tła miejskiego mogły być obciążone sezonowymi uwarunkowaniami emisyjnymi lub meteorologicznymi (Kakosimos i in. 2010, Murena i in. 2009), stąd zdecydowano się na przeprowadzanie oceny modelu OSPM względem pór roku oraz prędkości wiatru.

4. Wyniki i dyskusja

4.1. Ogólna ocena modelu

Przedstawione na rys. 2 porównanie wyników obliczeń stężeń z wartościami mierzonymi na stacji al. Krasieńskiego wskazuje, że model OSPM dobrze odzwierciedla rzeczywiste poziomy stężeń NO_2 , PM_{10} i $\text{PM}_{2,5}$. Linie przerywane (rys. 2), będące granicą parametru FAC2 informują, że w modelu tym z reguły nie występują dwukrotne niedoszacowania lub przeszacowania wyników obliczeń stężeń 1-godz. NO_2 . Jeśli występują to w niewielkich ilościach i dotyczą stężeń nie przekraczających wartości $100 \mu\text{g m}^{-3}$. Wyniki modelowania stężeń NO_2 przedstawione na rys. 2 rozkładają się równomiernie po obu stronach linii ciągłej reprezentującej model idealny. Oznacza to, że analizowany model dyspersji z jednakowym prawdopodobieństwem przeszacowuje jak i niedoszacowuje obliczone stężenia NO_2 . Fakt ten potwierdzają również równe wartości ujemnego (FB_{FN}) i dodatniego komponentu (FB_{FP}) błędu systematycznego zestawione w tabeli 1.



Rys. 2. Wykres rozrzutu porównania obserwacji z wynikami modelowania dyspersji zanieczyszczeń powietrza względem stężeń NO_2 , PM_{10} i $\text{PM}_{2.5}$

Fig. 2. Scatter diagram pairing observations and the air pollutants dispersion modelling results in relation to NO_2 , PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ concentrations

Przedstawione w tabeli 1 wartości błędów systematycznych FB i MG oraz rozrzutu wyników VG i NMSE błędnie informują, że model idealnie lub prawie idealnie przewiduje stężenia NO_2 , na co wskazuje wartość R i wykres rozrzutu. Przy ocenie jakości wyników modelowania stężeń PM_{10} i $\text{PM}_{2.5}$ występuje sytuacja odwrotna, gdzie wartości R wskazują na wysoką korelację, a pozostałe parametry oraz wykresy rozrzutu uwypuklają niedoszacowanie wyników obliczeń stężeń pyłu PM_{10} i $\text{PM}_{2.5}$. Dlatego ważnym jest, aby stosować jednocześnie kilka metod i parametrów oceny modeli dyspersji zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego (Chang & Hanna 2004).

Problem niedoszacowania stężeń pyłów zawieszonych wynikać może nie tyle z niedoskonałości modelu, co z niepewności szacowania emisji. Obliczenia emisji wykonano zgodnie z wytycznymi EEA opisanymi w przewodniku do inwentaryzacji emisji (EEA 2013). Pominięto w nich efekt wtórnego unoszenia pyłów z nawierzchni jezdni, który może mieć wpływ na wyniki obliczeń emisji (Pant & Harrison 2013). Tezę tą potwierdzają przeprowadzone w Meksyku badania, które wskazują, że emisja wtórna z dróg w ok. 20-25% odpowiada za stężenia pyłu zawieszonego w powietrzu (Mancilla & Mendoza 2012). Należy również rozważyć kwestie związane ze strukturą pojazdów, ich wiekiem a także oszacowaniem liczby pojazdów z wymontowanym filtrem cząstek stałych.

Tabela 1. Zestawienie parametrów oceny jakości modelu porównania obserwacji z wynikami modelowania stężeń NO_2 , PM_{10} i $\text{PM}_{2.5}$

Table 1. The set of model evaluation factors comparing observations with the modelling results of NO_2 , PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ concentrations

Substancja	n	FB	FB_{FN}	FB_{FP}	MG	VG	NMSE	FAC2	R
NO_2	6778	0,00	0,09	0,09	0,99	1,07	0,06	0,99	0,80
PM_{10}	5468	0,21	0,25	0,04	1,14	1,16	0,24	0,93	0,90
$\text{PM}_{2.5}$	5864	0,29	0,32	0,03	1,22	1,20	0,36	0,91	0,91

Należy podkreślić, że przedstawione w tabeli 1 parametry oceny modelu mieszczą się w przedziale tzw. dobrych modeli jakości powietrza określonych w pracy (Chang & Hanna 2004). Za granice dobrych modeli przyjmuje się w pewnym przybliżeniu: $\text{FAC2} > 0,5$; $|\text{FB}| < 0,3$; $1,3 > \text{MG} > 0,7$; $\text{NMSE} < 1,5$ oraz $\text{VG} < 4,0$. Porównując uzyskane rezultaty względem podobnych badań (Aquilina & Micallef 2004, Elbir i in. 2011, Gualtieri 2010, Hülsmann, Gerike & Ketzler 2014, Kukkonen i in. 2003, Vardoulakis i in. 2007) należy uznać, że model OSPM w analizowanym przypadku cechuje się wysoką skutecznością prognostyczną.

4.2. Ocena modelu względem pór roku

Jakość powietrza w aglomeracji krakowskiej charakteryzuje się sezonowymi zmianami stężeń zanieczyszczeń powietrza, wynikającymi z uwarunkowań meteorologicznych i emisyjnych (Oleniacz i in. 2014). Dlatego zdecydowano się na przeprowadzenie oceny jakości wyników obliczeń uzyskanych modelem OSPM względem pór roku. Podobne po-

równanie względem pór roku zostało opisane w pracy (Gualtieri 2010), jednak odnosiło się jedynie do stężenia CO.

Przedstawione w tabeli 2 parametry oceny modelu OSPM względem pór roku nie wykazują silnych odchyłeń dla stężeń NO₂. Jednak wiosną występuje ogólne niedoszacowanie wyników obliczeń, a latem przeszacowanie. Zawarta w modelu formuła utleniania NO do NO₂, może powodować zawyżenie wyników symulacji w porównaniu do obserwowanych stężeń NO₂ przy wysokich stężeniach ozonu w okresie letnim. Tę cechę modelu należy brać pod uwagę przy interpretacji jego wyników obliczeń.

Tabela 2. Zestawienie parametrów oceny jakości modelu dla stężeń NO₂, PM₁₀ i PM_{2,5} za rok 2012 z podziałem na pory roku

Table 2. The set of model evaluation factors for NO₂, PM₁₀ and PM_{2,5} concentrations for the year 2012 divided into seasons

Substancja	Sezon	n	FB	FB _{FN}	FB _{FP}	MG	VG	NMSE	FAC2	R
NO ₂	Zima	1852	0,00	0,08	0,08	0,99	1,05	0,042	1,00	0,86
	Wiosna	1817	0,06	0,14	0,08	1,03	1,09	0,075	0,98	0,75
	Lato	1130	-0,14	0,03	0,17	0,87	1,07	0,068	0,99	0,83
	Jesień	1979	0,02	0,10	0,08	1,02	1,07	0,051	0,99	0,82
PM ₁₀	Zima	802	0,23	0,24	0,01	1,24	1,14	0,15	0,93	0,92
	Wiosna	1642	0,14	0,20	0,06	1,09	1,12	0,16	0,95	0,77
	Lato	1051	0,30	0,31	0,01	1,32	1,20	0,22	0,89	0,87
	Jesień	1973	0,14	0,22	0,08	1,07	1,17	0,25	0,92	0,78
PM _{2,5}	Zima	898	0,25	0,26	0,01	1,29	1,14	0,15	0,95	0,94
	Wiosna	1742	0,17	0,23	0,06	1,10	1,13	0,16	0,95	0,85
	Lato	1095	0,38	0,39	0,01	1,48	1,29	0,30	0,84	0,86
	Jesień	2129	0,26	0,32	0,06	1,19	1,22	0,41	0,89	0,81

Wyniki symulacji stężeń pyłów zawieszonych, charakteryzują się w okresie letnim najwyższym niedoszacowaniem, przekraczającym wartość graniczną parametru FB i MG dla dobrych modeli dyspersji zanieczyszczeń powietrza. Efekt ten niewątpliwie związany jest z wtórnym unoszeniem się pyłów z dróg, gdyż w okresie tym wtórna emisja pyłów może być intensyfikowana występującymi warunkami meteorologicznymi. W okresie zimowym i jesiennym wyniki obliczeń charakteryzują się dobrą zgodnością z obserwacjami. Jednak w tych okresach stwierdzono

dość dużą ilość obserwacji tła miejskiego, o stężeniach wyższych niż wartości stężeń rejestrowanych na stacji al. Krasińskiego. Związane jest to niewątpliwie z oddziaływaniem niskiej emisji z sektora komunalno-bytowego na powyższe stacje. Obserwacje te na potrzeby analizy zostały wykluczone przez co ograniczyły licznosc (n) porównywanych danych. W przyszłości należy rozważyć inne metody określenia poziomu tła miejskiego w celu uzyskania obliczeń dla pełnego roku kalendarzowego i poprawy wartości parametrów oceny modelu OSPM. Pewne sugestie w zakresie podejścia do tego problemu opisano w pracach (Berkowicz i in. 2008, Kakosimos i in. 2010)

4.3. Ocena modelu względem przedziałów prędkości wiatru

Prędkość wiatru uznawana jest za jeden z najważniejszych czynników meteorologicznych determinujących poziom stężeń zanieczyszczeń powietrza. W wielu badaniach wykorzystujących model OSPM wiele uwagi poświęcono ocenie jego działania w odniesieniu do przedziałów prędkości wiatru. Badania przeprowadzone w Wielkiej Brytanii wykazały, że model OSPM prawidłowo odzwierciedla poziomy stężenie w różnych zakresach prędkości i kierunku wiatru (Vardoulakis i in. 2007). W pracach (Kukkonen i in. 2003, Ziv i in. 2002) wykazano, że wyniki dostarczają przeciwstawne informacje o jakości modelu w różnych zakresach prędkości wiatru.

Tabela 3. Zestawienie parametrów oceny jakości modelu dla stężeń NO₂, PM₁₀ i PM_{2,5} za rok 2012 względem prędkości wiatru

Table 3. The set of model evaluation factors for NO₂, PM₁₀ and PM_{2,5} concentrations for the year 2012 in relation to wind speed

Substancja	Prędkość [m s ⁻¹]	n	FB	FB _{FN}	FB _{FP}	MG	VG	NMS _E	FAC2	R
NO ₂	0 do 2	4342	0,00	0,09	0,09	1,00	1,06	0,06	0,99	0,80
	2 do 4	2096	0,00	0,09	0,09	0,98	1,08	0,06	0,98	0,77
PM ₁₀	0 do 2	3570	0,23	0,26	0,03	1,18	1,17	0,24	0,92	0,90
	2 do 4	1621	0,14	0,20	0,06	1,07	1,13	0,18	0,95	0,86
PM _{2,5}	0 do 2	3899	0,32	0,34	0,02	1,29	1,22	0,35	0,89	0,90
	2 do 4	1682	0,19	0,24	0,05	1,12	1,15	0,20	0,96	0,91

Analiza stężeń NO_2 informuje, że ogólna ocena modelu względem prędkości wiatru jest prawie identyczna (tab. 3), potwierdzając poprawność wniosków wynikających z badań przeprowadzonych w Wielkiej Brytanii (Vardoulakis i in. 2007).

W przypadku stężeń PM_{10} i $\text{PM}_{2,5}$ parametry oceny modelu względem prędkości wiatru (tab. 3.) charakteryzują się lepszą dokładnością dla prędkości w zakresie od 2 do 4 m s^{-1} w porównaniu do prędkości wiatru w granicach od 0 do 2 m s^{-1} . Podobne wnioski, chociaż dla zanieczyszczeń gazowych, stwierdzono podczas badań w Helsinkach opisanych w pracy (Kukkonen i in. 2003). Odwrotne spostrzeżenia wynikają z badań przeprowadzonych w St. Petersburgu (Ziv i in. 2002). Czynnikiem wyjaśniającym ten problem może być położenie stacji meteorologicznej. W badaniach powadzonych w Rosji maszt meteorologiczny znajdował się w odległości 5 km od kanionu. A zatem dane meteorologiczne mogły być mniej reprezentatywne niż dane wykorzystywane podczas badań w Helsinkach, gdzie stacja zlokalizowana była na dachu budynku zlokalizowanego znacznie bliższej analizowanego kanionu ulicznego.

5. Podsumowanie

Przeprowadzona w ramach badań ogólna ocena modelu dyspersji zanieczyszczeń w kanionie ulicznym al. Krasińskiego wskazuje, że OSPM może zostać wdrożony w ramach systemu zarządzania jakością powietrza, ponieważ mieści się w kryteriach dobrych modeli jakości powietrza proponowanych przez (Chang & Hanna, 2004, 2012). Przykładem wdrożenia modelu OSPM jest zintegrowany systemu MAT-Sim, przygotowany dla Monachium w Bawarii (Hülsmann i in. 2014). Należy jednak mieć na uwadze, że model ten charakteryzuje się gorszą jakością w warunkach słabych wiatrów dla zanieczyszczeń PM_{10} i $\text{PM}_{2,5}$, a lokalizacja stacji może mieć znaczenie w ostatecznej ocenie modelu względem zakresu prędkości wiatru. Z kolei w okresie letnim występować będą przeszacowania stężeń NO_2 .

Szczegółowa analiza wykazała, że model OSPM w niektórych aspektach wymaga dostosowania i konfiguracji, a dalsze badania powinny obejmować polepszenie metodyki szacowania emisji pyłów zawieszonych. Wymaga on również dodatkowych badań w wąskich kanionach ulicznych w celu ewentualnego wyznaczenia współczynnika korygującego parametry

turbulencji zachodzących w strefie wiru recyrkulacyjnego (Murena i in. 2009) oraz przeprowadzenia testów przy zastosowaniu tła regionalnego, lub procedur opisanych w pracach (Berkowicz i in. 2008, Kakosimos i in. 2010) w celu uzupełnienia danych dotyczących tła miejskiego.

Praca powstała w ramach badań statutowych AGH nr 11.11.150.008

Literatura

- Aquilina, N. & Micallef, A. (2004). Evaluation of the operational street pollution model using data from European cities. *Environmental Monitoring and Assessment*, 95, 75-96.
- Berkowicz, R., Ketznel, M., Jensen, S.S., Hvidberg, M. & Raaschou-Nielsen, O. (2008). Evaluation and application of OSPM for traffic pollution assessment for a large number of street locations. *Environmental Modelling and Software*, 23(3), 296-303.
- Chang, J.C. & Hanna, S.R. (2004). Air quality model performance evaluation. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 87, 167-196.
- Elbir, T., Kara, M., Bayram, A., Altioek, H. & Dumanoglu, Y. (2011). Comparison of predicted and observed PM10 concentrations in several urban street canyons. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 4(2), 121-131.
- European Environment Agency (EEA) (2013). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013: Technical guidance to prepare national emission inventories*. Available at doi:10.2800/92722
- European Environment Agency (EEA) (2015). *Air quality in Europe – 2015 report*. Available at doi:10.2800/62459
- Gualtieri, G. (2010). A street canyon model intercomparison in Florence, Italy. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2012, 461-482.
- Hanna, S. & Chang, J. (2012). Acceptance criteria for urban dispersion model evaluation. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 116(3-4), 133-146.
- Holmes, N.S. & Morawska, L. (2006). A review of dispersion modelling and its application to the dispersion of particles: An overview of different dispersion models available. *Atmospheric Environment*, 40(30), 5902-5928.
- Hülsmann, F., Gerike, R. & Ketznel, M. (2014). Modelling traffic and air pollution in an integrated approach – the case of Munich. *Urban Climate*, 10(4), 732-744.
- Kakosimos, K.E., Hertel, O., Ketznel, M. & Berkowicz, R. (2010). Operational Street Pollution Model (OSPM) – A review of performed application and validation studies, and future prospects. *Environmental Chemistry*, 7(6), 485-503.

- Kukkonen, J. et al. (2003). Evaluation of the OSPM model combined with an urban background model against the data measured in 1997 in Runeberg Street, Helsinki. *Atmospheric Environment*, 37(8), 1101-1112.
- Mancilla, Y. & Mendoza, A. (2012). A tunnel study to characterize PM_{2.5} emissions from gasoline-powered vehicles in Monterrey, Mexico. *Atmospheric Environment*, 59, 449-460.
- Murena, F., Favale, G., Vardoulakis, S. & Solazzo, E. (2009). Modelling dispersion of traffic pollution in a deep street canyon: Application of CFD and operational models. *Atmospheric Environment*, 43(14), 2303-2311.
- Oleniacz, R., Bogacki, M., Rzeszutek, M. & Kot, A. (2014). *Meteorologiczne determinanty jakości powietrza w Krakowie*. W: J. Koniecznyński (red.), *Ochrona powietrza w teorii i praktyce* (t. 2, s. 163-178). Zabrze: Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk w Zabrzu.
- Pant, P. & Harrison, R.M. (2013). Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review. *Atmospheric Environment*, 77, 78-97.
- Scire, J.S., Robe, F.R., Fernau, M. E. & Yamartino, R. J. (2000). *A user's guide for the CALMET meteorological model (Version 5)*. Available at http://www.src.com/calpuff/download/CALMET_UsersGuide.pdf
- Thaker, P. & Gokhale, S. (2015). The impact of traffic-flow patterns on air quality in urban street canyons. *Environmental pollution*, 208, 161-169.
- U.S. EPA (2011). AP 42, *Fifth Edition, Compilation of air pollutant emission factors. Section 13.2.1, Paved Roads*. Available at <https://www3.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/final/c13s01.pdf>
- Vardoulakis, S., Fisher, B.E., Pericleous, K. & Gonzalez-Flesca, N. (2003). Modelling air quality in street canyons: A review. *Atmospheric Environment*, 37(2), 155-182.
- Vardoulakis, S., Valiantis, M., Milner, J. & ApSimon, H. (2007). Operational air pollution modelling in the UK-Street canyon applications and challenges. *Atmospheric Environment*, 41(22), 4622-4637.
- Weber, S., Kordowski, K. & Kuttler, W. (2013). Variability of particle number concentration and particle size dynamics in an urban street canyon under different meteorological conditions. *Science of the Total Environment*, 449, 102-114.
- Ziv, A., Berkowicz, R., Genikhovich, E.L., Palmgren, F. & Yakovleva, E. (2002). Analysis of the St. Petersburg traffic data using the OSPM. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 2(5), 297-310.

Evaluation of the OSPM Air Pollutants Dispersion Model: Case Study, Krakow, Poland

Abstract

The study represents the evaluation of the OSPM model on the basis of the simulation results carried out for the street canyon located in the Zygmunt Krasinski alley in Krakow. Road emission was estimated based on the data from 2012 in regard to the traffic volume and the types of vehicles. Meteorological data were acquired from the station located in the vicinity of the examined canyon. Ambient air quality was determined based on the monitoring data from the urban background station in Krakow. The calculation results were compared with the 1-hour concentration measurements from the traffic station located on the green belt between the two lanes of the analysed canyon. The analysis was restricted to the nitrogen dioxide (NO₂) and the PM₁₀ and PM_{2.5} particulate matter concentrations. Model evaluation was carried out according to the methodology of the air quality models assessment. Values of OSPM model statistical evaluation parameters fall within the range of “good models”, which indicates a very good quality of this model calculation results. A very strong correlation between the results of calculations and the observations was found, particularly for the particulate matter PM₁₀ and PM_{2.5}. Correlation coefficient values for these pollutants are 0.90 and 0.91, respectively. A detailed analysis revealed that the overall quality of the model is better with respect to nitrogen dioxide than for the analysed dust pollutants. However, this model is burdened with a tendency to underestimate 1-hour concentrations of particulate matter, which can be associated with: negligence of the lifting effect of the dust deposited on the road surface, the effect of removing the particulate filters from vehicles and the adequate ambient air quality for the analysed monitoring site. Very good agreement of the simulation results and observations indicates that the OSPM modelling system can be successfully applied to support the air quality management system in Krakow.

Słowa kluczowe:

ocena modelu, OSPM, modelowanie dyspersji atmosferycznej, kanion uliczny, zanieczyszczenie powietrza

Keywords:

evaluation of the model, OSPM, modeling of atmospheric dispersion, street canyon, air pollution