

March 31, 2015

Zastosowanie systemu modeli CALMET/ CALPUFF o wysokiej rozdzielczości do oceny wpływu na jakość powietrza spalarni odpadów komunalnych w Krakowie

Mateusz Rzesutek
Robert Oleniacz

Mateusz RZESZUTEK, Robert OLENIACZ

AGH Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska
Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska
al. A. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków
e-mail: rzeszut@agh.edu.pl

Zastosowanie systemu modeli CALMET/CALPUFF o wysokiej rozdzielczości do oceny wpływu na jakość powietrza spalarni odpadów komunalnych w Krakowie

W pracy przedstawiono kompleksową ocenę wpływu na jakość powietrza planowanego do uruchomienia pod koniec 2015 roku Zakładu Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych (ZTPOK) w Krakowie, którego budowa ruszyła jesienią 2013 r. Modelowanie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym przeprowadzono przy wykorzystaniu zaawansowanego wielowarstwowego gaussowskiego modelu obłoku CALPUFF, którego algorytmy uwzględniają m.in. zróżnicowanie ukształtowania terenu. Dane przestrzenne powierzchni terenu w przyjętej domenie obliczeniowej pozyskano z numerycznego modelu terenu Shuttle Radar Topography Mission (SRTM3) oraz bazy danych pokrycia terenu CORINE Land Cover 2006 (CLC 2006) o rozdzielczości około 100 m. Warunki meteorologiczne wyznaczono za pomocą diagnostycznego modelu meteorologicznego CALMET na podstawie danych meteorologicznych, pochodzących ze stacji naziemnych oraz sondaży radarowych. Wyniki obliczeń wykonanych w siatce o bardzo dużej gęstości wskazują, że emisja zanieczyszczeń z ZTPOK w Krakowie, przyjęta na maksymalnym dopuszczalnym poziomie, nie przyczyni się do istotnego pogorszenia jakości powietrza w Aglomeracji Krakowskiej i sąsiednich gminach.

Słowa kluczowe: spalanie odpadów, ZTPOK, zanieczyszczenie powietrza, ocena oddziaływania, modelowanie dyspersji atmosferycznej, CALMET, CALPUFF

Wstęp

Zgodnie z obowiązującymi przepisami, dla nowo powstających spalarni odpadów wymagane jest przeprowadzenie kompleksowej oceny oddziaływania na środowisko. W przypadku oceny wpływu na jakość powietrza najczęściej stosuje się techniki modelowania dyspersji w powietrzu atmosferycznym zanieczyszczeń emitowanych z rozpatrywanych źródeł emisji. W Polsce najczęściej wykorzystuje się do tego celu tzw. model smugi Gaussa [1-3], mający swoje umocowanie w obowiązujących przepisach prawnych [4]. Uwzględnia on jednak tylko podstawowe czynniki wpływające na rozprzestrzenianie się substancji zanieczyszczających w atmosferze. Nie jest w nim brana pod uwagę m.in. przestrzenna zmienność czynników meteorologicznych i topograficznych. Zastosowanie tego typu modelu do oceny wpływu na jakość powietrza spalarni odpadów komunalnych planowanej do wybudowania

w Krakowie przedstawiono w pracach [5, 6]. Nieco bardziej szczegółową analizę możliwego oddziaływania na jakość powietrza spalarni odpadów komunalnych o podobnej zdolności przerobowej (250 000 Mg/rok) w zależności od lokalizacji i wysokości emitora oraz prędkości gazów odlotowych zamieszczono z kolei w pracy [7].

Niniejsze opracowanie stanowi przykład wykorzystania do oceny oddziaływania na jakość powietrza nowo budowanej spalarni odpadów komunalnych w Krakowie zaawansowanego systemu modeli CALMET/CALPUFF [8, 9]. System ten posiada wiele rozbudowanych algorytmów, opisujących wpływ ukształtowania terenu na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń, przemiany chemiczne czy suchą i mokrą depozycję cząstek stałych i substancji gazowych. Ponadto uwzględniane są w nim efekty związane z wpływem budynków, odchyleniem smugi na szczycie emitora, częściowym zanikiem smugi w warstwie inwersyjnej czy obniżeniem położenia przemieszczającego się obłoku w wyniku depozycji zanieczyszczeń. W związku z powyższym znajduje on zastosowanie w obliczeniach wykonywanych zarówno w mezoskali, jak i w mikroskali z możliwością wykorzystania wysokorozdzielczych danych przestrzennych. Właściwość ta pozwala na modelowanie dyspersji w powietrzu atmosferycznym zanieczyszczeń emitowanych z różnego rodzaju źródeł (punktowych, powierzchniowych, liniowych i objętościowych) przy uwzględnieniu skomplikowanej i różnorodnej orografii terenu, która w istotny sposób warunkuje przepływy mas powietrza, a tym samym determinuje lokalizację potencjalnie najniekorzystniejszych obszarów oddziaływania tych źródeł na jakość powietrza. Wysoka rozdzielczość obliczeniowa praktycznie nie jest spotykana w dotychczasowych zastosowaniach tego systemu modeli w naszym kraju [10-16], a ze względu na skomplikowane wymogi w zakresie przygotowania danych przestrzennych i czasochłonność obliczeń rzadko występuje także w literaturze światowej [17-20]. W niniejszej pracy obliczenia dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym wykonano z bardzo dużą rozdzielczością poziomą 100×100 m dla okresu jednego roku kalendarzowego. Taka sama rozdzielczość została zastosowana w pracach [21, 22], ale zaprezentowana w nich ocena wpływu krakowskiej spalarni odpadów komunalnych na jakość powietrza odzwierciedla tylko wyniki symulacji przeprowadzonych dla przykładowego jednomiesięcznego okresu funkcjonowania tego obiektu.

1. Charakterystyka obiektu badań

Obiektem badań jest Zakład Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych (ZTPOK) w Krakowie, którego budowa rozpoczęła się w listopadzie 2013 r. przy ul. Giedroycia (dzielnica XVIII Nowa Huta) z planowanym oddaniem do użytku pod koniec 2015 roku [23-25]. Za jego budowę oraz przyszłe prawidłowe funkcjonowanie i eksploatację odpowiedzialny jest Krakowski Holding Komunalny S.A., będący beneficjentem projektu „Program gospodarki odpadami komunalnymi w Krakowie”. Będzie to jedna z pierwszych spalarni odpadów komunalnych

wybudowanych w Polsce w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko [26, 27].

ZTPOK w Krakowie będzie wyposażony w dwie niezależne linie spalania odpadów komunalnych, oparte na piecach rusztowych, z niezależnymi systemami oczyszczania gazów odlotowych. Dodatkowo w Zakładzie tym zostaną zastosowane instalacja zestalania i chemicznej stabilizacji popiołów lotnych (pozostałości po procesie oczyszczania gazów odlotowych) oraz instalacja waloryzacji żużla i odzysku metali żelaznych i nieżelaznych [6, 24]. Planowana ilość przetwarzanych odpadów komunalnych wynosi ok. 220 000 Mg/rok, maksymalna wydajność każdej linii spalania - 14,1 Mg/h, a zakładany czas pracy - ok. 7800 h/rok. Proces spalania prowadzony będzie w temperaturze rzędu 850°C, a zintegrowana z piecem komora dopalania zapewni wymagany czas przebywania spalin (min. 2 s) w tej temperaturze. Za podtrzymanie temperatury na wysokim poziomie odpowiedzialne będą palniki rozruchowo-wspomagające zasilane olejem opałowym. Termiczne przekształcanie w tego typu instalacjach prowadzone jest przy wysokim stosunku nadmiaru powietrza. Powietrze pierwotne wprowadzane jest do pieca z hali rozładunkowej za pomocą wentylatorów i dysz zlokalizowanych pod rusztem, a powietrze wtórne podawane jest dyszami w górnej części pieca. Tym samym uzyskiwany jest wysoki stopień dopalenia produktów niezupełnego i niecałkowitego spalania.

W trakcie procesu spalania w ZTPOK powstawać będą gazy odlotowe, które przed odprowadzeniem do atmosfery zostaną oczyszczone do poziomu umożliwiającego spełnienie standardów emisyjnych określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 4 listopada 2014 r. w sprawie standardów emisyjnych dla niektórych rodzajów instalacji, źródeł spalania paliw oraz urządzeń spalania lub współspalania odpadów [28]. W celu redukcji emisji tlenków azotu (NO_x) przewiduje się zastosowanie metody selektywnej redukcji niekatalitycznej (SNCR), związanej z podawaniem mocznika do komory paleniskowej.

System oczyszczania spalin oparty będzie na metodzie półsuchej (dozowanie zawiesziny sorbentu wapniowego do wieży reakcyjnej) w połączeniu z metodą strumieniowo-pyłową (wtrysk węgla aktywnego do spalin przed wysokosprawnym urządzeniem odpylającym - filtrem workowym) [6, 24]. Zastosowanie tego systemu pozwoli na skuteczne zatrzymanie kwaśnych zanieczyszczeń gazowych (HCl , HF , SO_2), lotnych związków organicznych i pyłu, a także par metali ciężkich oraz dioksyn i furanów [7, 29-36]. Przepływ spalin odbywać się będzie w podciśnieniu za pomocą wentylatora zainstalowanego za systemem oczyszczania gazów odlotowych. Spaliny zawierające odpowiednie poziomy substancji zanieczyszczających odprowadzane będą do atmosfery przez dwa niezależne emitory o wysokości 80 m i średnicy 1,6 m (rys. 1).

2. Metodyka badań

2.1. Określenie emisji zanieczyszczeń do powietrza

Niezbędna w procesie modelowania dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym emisja poszczególnych substancji z ZTPOK w Krakowie została

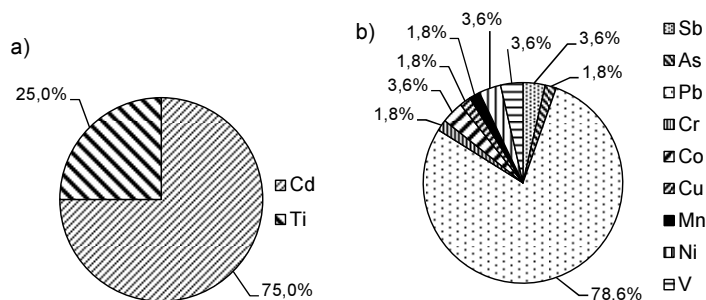
określona na stałym, maksymalnym poziomie w okresie roku (przy założeniu ciągłej pracy obydwu linii spalania) w funkcji obliczonego strumienia objętości spalin w odniesieniu do rzeczywistej zawartości tlenu i warunków umownych (temperatura 273 K, ciśnienie 101,3 kPa, gaz suchy) oraz standardów emisyjnych obowiązujących dla instalacji spalania odpadów (stężenia maksymalne dobowe) zawartych w załączniku nr 5 do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 4 listopada 2014 r. w sprawie standardów emisyjnych dla niektórych rodzajów instalacji, źródeł spalania paliw oraz urządzeń spalania lub współspalania odpadów [28].



Rys. 1. Wizualizacja nowo budowanej spalarni odpadów komunalnych w Krakowie (źródło: pracownia architektoniczna Teller Architekci [37])

Fig. 1. Visualization of municipal waste incineration plant in Krakow, currently under construction (source: architectural studio Teller Architects [37])

W przypadku tych metali ciężkich, dla których standard emisyjny wyrażony jest w postaci sumy ich stężeń w gazach odlotowych, emisje poszczególnych metali wyznaczono na podstawie ich średnich względnych udziałów masowych przedstawionych na rysunku 2, a przyjętych na podstawie średnich stężeń tych metali w spalinach emitowanych do powietrza z wybranych europejskich spalarni odpadów komunalnych [29].



Rys. 2. Względne udziały masowe poszczególnych metali ciężkich przyjęte w obliczeniach ich emisji ze spalarni odpadów komunalnych (opracowanie własne na podstawie [29])

Fig. 2. The relative mass fractions of individual heavy metals used in the calculation of emissions from the municipal waste incineration plant (own calculations based on [29])

W obliczeniach suchej depozycji cząstek stałych przyjęto podział na frakcje zgodnie z danymi zawartymi w bazie danych CEIDARS [38], w przypadku której zawartość frakcji PM₁₀ i PM_{2,5} dla emisji z procesu spalania odpadów komunalnych wynosi odpowiednio 98,3 i 93,2% emisji pyłu ogółem.

Z kolei strumień objętości spalin dla jednej linii spalania obliczono w funkcji wydajności linii oraz jednostkowej ilości powstających spalin określonej metodą bilansową na podstawie przyjętego średniego składu chemicznego i wilgotności odpadów komunalnych, wilgotności powietrza spalania, stosunku nadmiaru powietrza oraz równań reakcji utleniania części palnych zawartych w odpadach przy założeniu, że części palne ulegają całkowitemu i pełnemu utlenieniu [21].

2.2. Przygotowanie danych przestrzennych i meteorologicznych

Proces przygotowania danych wejściowych do systemu modeli CALMET/CALPUFF składa się z trzech zasadniczych etapów: utworzenie siatki obliczeniowej danych geofizycznych, pozyskanie danych meteorologicznych ze stacji powierzchniowych i sondaży radarowych oraz wykonanie obliczeń trójwymiarowej siatki parametrów charakteryzujących właściwości atmosfery. W trakcie tego procesu wykorzystuje się tzw. preprocesory przygotowania danych geofizycznych i meteorologicznych oraz diagnostyczny model CALMET. W pracy założono siatkę obliczeniową o wymiarach 26×26 km i rozdzielczości 100×100 m. Położenie tej siatki ustalono względem punktu o współrzędnych: $x = 420,000$, $y = 5532,000$ (układ odniesienia: WGS 84/UTM strefa 34). Punkt ten definiuje położenie lewego dolnego narożnika domeny obliczeniowej.

Model meteorologiczny CALMET wymaga wprowadzenia tzw. danych geofizycznych, na które składają się numeryczny model ukształtowania i pokrycia terenu oraz współczynniki zależne od klasy użytkowania gruntów. W pracy wykorzystano dane przestrzenne charakteryzujące się bardzo wysoką rozdzielczością, tj. numeryczny model terenu SRTM3 (Shuttle Radar Topography Mission) o rozdzielczości 3'' (około 90 m) oraz bazę danych o pokryciu terenu CLC 2006 (Corine Land Cover 2006). Dane SRTM3 zostały pozyskane podczas międzynarodowej misji kosmicznej pod przewodnictwem Agencji Kosmicznej Stanów Zjednoczonych [39]. Dane przestrzenne pokrycia terenu pozyskano z bazy powstałej w ramach projektu realizowanego przez Europejską Agencję Środowiska (EEA) [40]. Powyższe zestawy danych wymagają obróbki przestrzennej polegającej na wyselekcjonowaniu zdefiniowanego obszaru zainteresowań i przeliczeniu układu współrzędnych, a w przypadku CLC 2006 - dodatkowej rekasyfikacji kategorii użytkowania gruntów do systemu zgodnego z klasyfikacją amerykańskich służb geologicznych (USGS). Dane wysokościowe SRTM3 przetworzono, korzystając z preprocesora TERREL, a dane z bazy CLC 2006 za pomocą oprogramowania typu GIS, zgodnie z metodyką opisaną w pracach [41, 42].

Utworzone uprzednio zestawy danych są konwertowane do pliku danych geofizycznych GEO.DAT za pomocą preprocesora MAKEGEO. Program ten przypisuje dodatkowe cechy danemu segmentowi siatki obliczeniowej względem klas

pokrycia terenu, takie jak: współczynnik szorstkości terenu, albedo (stosunek promieniowania odbitego do padającego), liczbę Bowena (stosunek ciepła pobranego przez powierzchnię wody do ilości ciepła zużytego na parowanie), strumień ciepła w gruncie, antropogeniczny strumień ciepła i wskaźnik pokrycia liściowego [8].

Drugim elementem procesu modelowania dyspersji zanieczyszczeń powietrza jest przygotowanie danych meteorologicznych ze stacji naziemnych (dane przypowierzchniowe) i aerologicznych (sondaże pionowe) zawierających czasową zmienność wybranych parametrów określających stan atmosfery. W niniejszej pracy wykorzystano dane za rok 2012, pochodzące z pięciu naziemnych stacji meteorologicznych (Kraków Balice, Bielsko-Biała, Katowice, Nowy Sącz, Tarnów) oraz z trzech stacji aerologicznych (Poprad Ganowce, Wrocław, Legionowo).

Dane pozyskane ze stacji powierzchniowych przetworzono za pomocą preprocesora SMERGE. Preprocesor ten wyodrębnia informacje o prędkości i kierunku wiatru, wysokości podstawy chmur, stopniu zachmurzenia, temperaturze, wilgotności, ciśnieniu i kodzie opadów atmosferycznych. W wyniku operacji transformacji danych tworzony jest plik zawierający wymagane czynniki meteorologiczne z wszystkich analizowanych stacji powierzchniowych z rozdzielczością jednej godziny.

Dane pozyskane ze stacji aerologicznych, dostarczające informacji o zmienności warunków meteorologicznych w pionowym przekroju atmosfery, przetworzono za pomocą preprocesora READ62. Tworzony plik danych wyjściowych zawiera informacje o wysokości pomiaru, temperaturze, kierunku i prędkości wiatru oraz ciśnieniu atmosferycznym. W zależności od pory roku oraz stacji zmienia się rozdzielczość danych pochodzących ze stacji aerologicznych i wynosi ona 6, 8, lub 12 godzin. Dla jednego interwału czasowego pomiary ww. parametrów wykonywane są na kilku wysokościach w celu prawidłowego określania struktury czynników meteorologicznych w pionowym profilu atmosfery.

2.3. Obliczenia warunków meteorologicznych i poziomów substancji w powietrzu

Procesor meteorologiczny CALMET w oparciu o przygotowane dane meteorologiczne i geofizyczne tworzy trójwymiarową siatkę pola wiatru i temperatury oraz dwuwymiarową siatkę klas równowagi atmosfery, długości Monina-Obukhova, wysokości warstwy mieszania, prędkości tarcia, prędkości konwekcyjnej i wskaźnika opadu atmosferycznego. Dodatkowo w punkcie stacji przypisane są następujące parametry: temperatura, gęstość powietrza, promieniowanie krótkofalowe, wilgotność względna i kod opadu atmosferycznego. Istnieje również możliwość wprowadzenia informacji o wielkości opadów atmosferycznych i danych pochodzących z nadmorskich stacji meteorologicznych. System ten przystosowany jest również do implementacji danych pochodzących z prognostycznych modeli meteorologicznych, takich jak MM5 (Fifth-Generation Penn State/NCAR Mesoscale Model) czy WRF (Weather Research and Forecasting Model). W zależności od potrzeb, przy stosowaniu danych z modeli prognostycznych można wykorzystywać dodat-

kowo dane ze stacji naziemnych w celu lepszego zobrazowania zróżnicowania warunków atmosferycznych w strefie przypowierzchniowej [8].

W niniejszej pracy nie korzystano z danych pochodzących z prognostycznych modeli meteorologicznych. Na potrzeby oceny oddziaływania na jakość powietrza przygotowano trójwymiarową siatkę czynników warunkujących transport zanieczyszczeń za rok 2012. W procesie diagnostycznych obliczeń pola wiatru uwzględniono: wpływ kinematycznego efektu terenu, blokujące działanie wzniesień terenu za pomocą liczby Froude'a, spływ mas powietrza ze zboczy oraz zastosowano procedurę trójwymiarowej minimalizacji rozbieżności.

Modelowanie przeprowadzono w 8 poziomych warstwach zlokalizowanych na następujących wysokościach względem powierzchni terenu: 20, 40, 80, 160, 300, 600, 1000 i 1500 m. Z racji dużej odległości stacji aerologicznych od przyjętej domeny obliczeniowej zdecydowano się na uruchomienie pionowej ekstrapolacji obserwacji pola wiatru. Zabieg ten pozwolił na zachowanie na każdym modelowanym poziomie zgodnych kierunków wiatru z danymi pochodzącymi ze stacji naziemnej Kraków Balice. Dodatkowo wyłączono funkcję ekstrapolacji ciszy w celu uzyskania odwzorowania zmienności prędkości wiatru charakterystycznego dla stacji aerologicznych i wykluczenia możliwości wystąpienia wysokich udziałów procentowych ciszy w górnych warstwach atmosfery.

Obliczenia stężeń substancji w powietrzu oraz suchej depozycji (osiadania) cząstek stałych wykonano za pomocą wielowarstwowego gaussowskiego modelu obłoku CALPUFF z włączeniem metody SCTA („Simple” CALPUFF Terrain Adjustments) [9]. Metoda ta jest uproszczeniem wyspecjalizowanych algorytmów uwzględniania ukształtowania terenu zawartych w CTDM (Complex Terrain Dispersion Model). Stosowanie tej metody wiąże się bezpośrednio z wydłużeniem czasu trwania obliczeń, jednak pozwala na wyznaczenie na podstawie uprzednio przygotowanego numerycznego modelu terenu sieci tzw. zastępczych wzgórz. W obrębie tak zdefiniowanego ukształtowania terenu w przypadku napotkania przeszkody terenowej obłok zanieczyszczeń może ulec podziałowi na dwa obłoki i przepłynąć z jednej lub drugiej strony wzniesienia bądź swobodnie przemieścić się nad nim. Obłok ulega podziałowi w zależności od wymiarów przeszkody terenowej i bieżących warunków meteorologicznych.

Model suchej depozycji jest skorelowany z modulem opisującym rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń poprzez obniżenie wysokości środka przemieszczającego się obłoku o skumulowane skutki grawitacyjnego osiadania. Wielkość tego obniżenia jest funkcją prędkości osiadania i całkowitego czasu przemieszczenia od źródła do receptora. Prędkość osiadania w modelu wyznaczana jest na podstawie sumy oporów wynikających z szeregu właściwości materiału opadającego, właściwości powierzchni oraz parametrów atmosfery. CALPUFF korzysta z modelu oporności wielowarstwowej suchej osadzania się zanieczyszczeń pyłowych i gazowych. W modelu tym atmosfera podzielona jest na 4 warstwy w celu wyznaczenia prędkości osadzania, tj.: warstwę powyżej aktualnej wysokości mieszania, górną warstwę mieszania, warstwę powierzchniową i warstwę nieturbulentnego osadzania. W przypadku zanieczyszczeń gazowych dodatkowo wprowadzana jest warstwa

wegetacyjna, w której dominują mechanizmy pochłaniania zanieczyszczeń przez aparaty szparkowe lub pory ścian komórkowych [9].

3. Wyniki obliczeń

3.1. Emisja zanieczyszczeń i parametry gazów odlotowych

W tabeli 1 przedstawiono średnie dobowe standardy emisyjne i emisje do powietrza obliczone dla poszczególnych substancji zanieczyszczających dla jednej linii spalania. Z kolei w tabeli 2 zamieszczono analogiczne emisje metali ciężkich, określone na podstawie ich względnych udziałów masowych przedstawionych na rysunku 2.

Tabela 1. Standardy emisyjne (S_{d24}) i wyniki obliczeń emisji średniej dobowej (E_d) i rocznej (E_r) zanieczyszczeń do powietrza dla jednej linii spalania odpadów w ZTPOK w Krakowie

Table 1. Emission limit values (S_{d24}) and the results of calculation of daily average (E_d) and annual (E_r) emission of air pollutants for one waste incineration line in MSWI Plant in Krakow

Substancja	S_{d24} mg/m ³ *	E_d kg/h	E_r Mg/rok
Pył ogółem (PM)	10	0,6903	5,384
Gazowe i lotne związki organiczne jako TOC	10	0,6903	5,384
Gazowe i lotne związki organiczne jako C ₆ H ₁₄	11,94	0,8242	6,429
Chlorowodór (HCl)	10	0,6903	5,384
Fluorowodór (HF)	1	0,06903	0,5384
Fluorowodór jako fluor (F)	0,95	0,06558	0,5115
Dwutlenek siarki (SO ₂)	50	3,452	26,93
Tlenek węgla (CO)	50	3,452	26,93
Tlenki azotu (NO _x) jako NO ₂	200	13,81	107,7
Kadm i tal (Cd + Tl)	0,05	0,00345	0,02693
Rtęć (Hg)	0,05	0,00345	0,02693
Suma pozostałych metali ciężkich (Sb + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V)	0,5	0,03452	0,2693
Dioksyne i furany (PCDD/PCDF) jako I-TEQ	$0,1 \times 10^{-6}$	$6,9 \times 10^{-9}$	$5,4 \times 10^{-8}$

* stężenie średnie dobowe przy zawartości 11% tlenu w gazach odlotowych
(warunki umowne: $p_u = 101,3$ kPa, $T_u = 273$ K, gaz suchy)

Tabela 2. Emisje do powietrza poszczególnych metali ciężkich przyjęte dla jednej linii spalania odpadów w ZTPOK w Krakowie

Table 2. Air emissions of individual heavy metals adopted for one waste incineration line in MSWI Plant in Krakow

Metal	Cd	Tl	Sb	As	Pb	Cr	Co	Cu	Mn	Ni	V
E_d , g/h	2,588	0,8625	1,233	0,6164	27,12	0,6164	1,233	0,6164	0,6164	1,233	1,233
E_r , kg/rok	20,20	6,73	9,69	4,85	211,67	4,85	9,69	4,85	4,85	9,69	9,69

Strumień objętości gazów odlotowych dla jednej linii spalania w warunkach rzeczywistych określono w wysokości 100 182 m³/h, a prędkość wylotową spalin na poziomie 13,84 m/s.

W dalszych obliczeniach dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu założono ciągłą i równoczesną pracę obydwu linii spalania odpadów w okresie obliczeniowym wynoszącym jeden rok.

3.2. Ocena wpływu na jakość powietrza

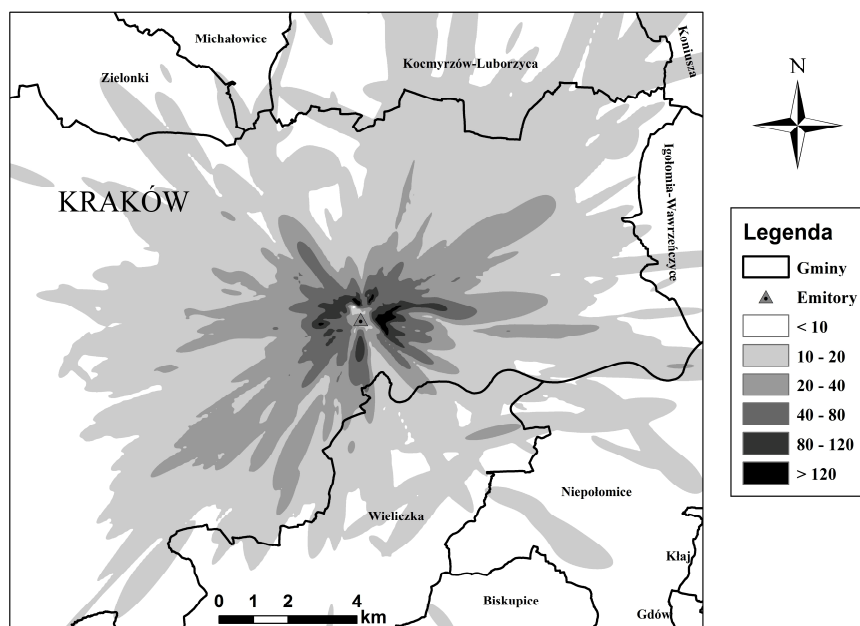
W tabeli 3 zestawiono otrzymane dla ZTPOK w Krakowie w przyjętym obszarze i okresie obliczeniowym wyniki obliczeń najwyższych ze stężeń maksymalnych jednogodzinnych (S_{1_max}), średniodobowych (S_{24_max}) i średniorocznych (S_{a_max}) powodowanych w powietrzu przy powierzchni terenu. Wyniki te odniesiono do odpowiednich poziomów dopuszczalnych i wartości odniesienia: jednogodzinnych (D_1), średniodobowych (D_{24}) i średniorocznych (D_a), wynikających z obowiązujących przepisów prawnych [4, 43].

Tabela 3. Porównanie otrzymanych w przyjętej siatce obliczeniowej najwyższych wartości stężeń maksymalnych jednogodzinnych (S_{1_max}), średniodobowych (S_{24_max}) i średniorocznych (S_{a_max}) z odpowiednimi poziomami dopuszczalnymi i wartościami odniesienia (D_1 , D_{24} i D_a)

Table 3. Comparison of the highest values of maximum hourly concentrations (S_{1_max}), daily averages (S_{24_max}) and annual averages (S_{a_max}), obtained in the computing grid, with appropriate permissible levels and reference values (D_1 , D_{24} and D_a)

Substancja	Jednostka	S_{1_max}	D_1	S_{24_max}	D_{24}	S_{a_max}	D_a
PM10	µg/m ³	8,20	280	0,546	50	0,084	40
PM2,5	µg/m ³	7,78	–	0,527	–	0,079	25
NO ₂	µg/m ³	167	200	11,3	–	1,7	40
SO ₂	µg/m ³	41,6	350	2,83	125	0,43	20
TOC (C ₆ H ₁₄)	µg/m ³	9,94	3000	0,169	–	0,10	1000
HCl	µg/m ³	8,33	200	0,142	–	0,085	25
HF (jako F)	µg/m ³	0,791	30	0,0134	–	0,0081	2
CO	µg/m ³	41,6	30 000	0,708	–	0,43	–
Hg	ng/m ³	41	700	2,8	–	0,42	40
Cd	ng/m ³	31	520	2,1	–	0,31	5
Tl	ng/m ³	10	1000	0,70	–	0,10	130
Sb	ng/m ³	15	23 000	0,99	–	0,15	2000
As	ng/m ³	7	200	0,50	–	0,075	200
Pb	ng/m ³	322	5000	21	–	3,3	500
Cr	ng/m ³	7	20 000	0,50	–	0,075	2500
Co	ng/m ³	15	5000	0,99	–	0,15	400
Cu	ng/m ³	7	20 000	0,50	–	0,075	600
Mn	ng/m ³	7	9000	0,50	–	0,075	1000
Ni	ng/m ³	15	230	0,99	–	0,15	20
V	ng/m ³	15	2300	0,99	–	0,15	250
PCDD/PCDF	fg TEQ/m ³	82	–	6,7	–	0,84	–

Jak wynika z danych zawartych w tabeli 3, emisja zanieczyszczeń z ZTPOK w Krakowie przyjęta na poziomie maksymalnym dobowym (wynikającym ze standardów emisyjnych) powoduje w powietrzu stężenia dużo niższe od odpowiednich poziomów dopuszczalnych lub wartości odniesienia. Relatywnie najwyższe wartości stężeń uzyskano w przypadku maksymalnych stężeń jednogodzinnych NO_2 (83,5% D_1) i SO_2 (12,0% D_1). Z kolei z przedstawionego na rysunku 3 przestrzennego rozkładu maksymalnych stężeń jednogodzinnych NO_2 w powietrzu wynika, że stężenia na poziomie co najmniej 50% wartości D_1 określonej dla tej substancji wystąpiły w odległości od 500 do 1200 m od zespołu emitorów, a najwyższe wartości tych stężeń uzyskano na wschód od emitorów spalarni w obszarze niezabudowanym, nieposiadającym również infrastruktury drogowej.

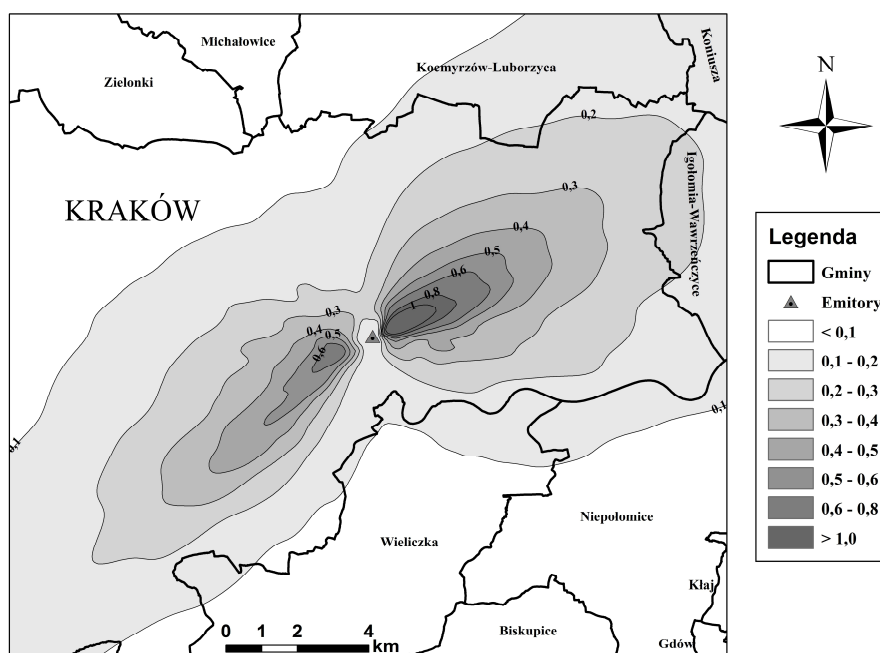


Rys. 3. Przestrzenny rozkład stężeń maksymalnych jednogodzinnych NO_2 w powietrzu (w $\mu\text{g}/\text{m}^3$) dla fragmentu obszaru obliczeniowego (20x18 km)

Fig. 3. Spatial distribution of NO_2 maximum hourly concentrations in the air (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) for a fragment of computing area (20x18 km)

Maksymalne stężenia średniodobowe ($\text{S}_{24_{\text{max}}}$) w powietrzu przy powierzchni terenu, najbardziej odpowiadające przyjętym poziomom emisji, także uzyskano na stosunkowo niskim poziomie. W przypadku SO_2 i pyłu zawieszonego PM_{10} , dla których są określone średniodobowe standardy jakości powietrza, stężenia te kształtują się na poziomie odpowiednio 2,3 i 1,4% poziomu dopuszczalnego D_{24} . Zważywszy na częste występowanie przekroczeń poziomu dopuszczalnego średniodobowego PM_{10} w Aglomeracji Krakowskiej, należy stwierdzić, że dodatkowa emisja pyłu drobnego z ZTPOK w Krakowie nie będzie pogarszać tego stanu w sposób zauważalny.

Z kolei wyniki obliczeń najwyższych wartości stężeń średniorocznych (S_{a_max}) w powietrzu otrzymano na jeszcze niższym poziomie w stosunku do odpowiednich poziomów dopuszczalnych lub wartości odniesienia uśrednionych dla okresu roku kalendarzowego. Zawierają się one, w zależności od substancji, w przedziale od ok. 0,003 do 6,3% wartości D_a . Relatywnie najwyższe wartości stężeń średniorocznych w stosunku do wartości odniesienia otrzymano dla kadmu i NO_2 . Na rysunku 4 przedstawiono przykładowy rozkład przestrzenny stężeń średniorocznych NO_2 w powietrzu dla fragmentu obszaru obliczeniowego, odzwierciedlający charakterystyczną dla rejonu Krakowa różę wiatrów.



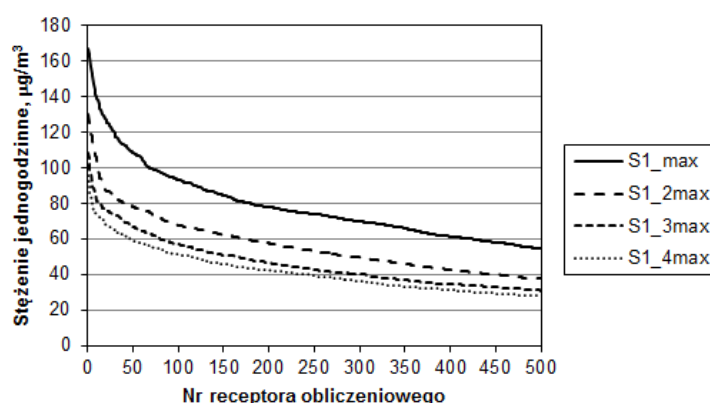
Rys. 4. Przestrzenny rozkład stężeń średniorocznych NO_2 w powietrzu (w $\mu g/m^3$) dla fragmentu obszaru obliczeniowego (20×18 km)

Fig. 4. Spatial distribution of NO_2 annual mean concentrations in the air (in $\mu g/m^3$) for a fragment of computing area (20×18 km)

Jak wynika z rysunku 4, w obszarach położonych w kierunkach północno-zachodnim oraz południowym i południowo-wschodnim od analizowanej spalarni jej długoterminowe oddziaływanie na jakość powietrza będzie pomijalnie małe. Teoretycznie najbardziej narażone na długotrwałą ekspozycję zanieczyszczeń emitowanych z ZTPOK w Krakowie będą tereny położone ok. 0,5÷3 km na północny wschód od tego zakładu (tereny przemysłowe i nieliczna zabudowa mieszkalna w rejonie ul. Nadbrzezie) oraz tereny położone ok. 1÷2 km na południowy zachód od emitatorów spalarni (zabudowa mieszkalna w rejonie skrzyżowania ulic Półłanki, Szparagowej i Rącznej oraz okoliczne użytki zielone).

W przypadku PCDD/PCDF, dla których nie są określone poziomy dopuszczalne w powietrzu, otrzymane w przyjętym obszarze obliczeniowym stężenia maksymalne jednogodzinne, średniodobowe i średnioroczne w powietrzu w niewielkim stopniu będą przyczyniać się do pogorszenia stanu zanieczyszczenia powietrza tymi substancjami w Krakowie. Poziom tła tych substancji w Krakowie i na innych obszarach miejsko-przemysłowych, a nawet niektórych obszarach wiejskich, jest zdecydowanie większy [44-47].

Na rysunku 5 przedstawiono wartości pierwszych (S_{1_max}), drugich (S_{1_2max}), trzecich (S_{1_3max}) oraz czwartych (S_{1_4max}) kolejnych najwyższych stężeń jednogodzinnych NO_2 dla 500 receptorów obliczeniowych (odpowiadających powierzchni 500 ha), w których uzyskano 500 największych spośród maksymalnych stężeń jednogodzinnych (S_{1_max}) w przyjętym obszarze obliczeniowym.



Rys. 5. Graficzne przedstawienie zmienności kolejnych maksimów stężeń jednogodzinnych NO_2 w powietrzu dla 500 wybranych receptorów obliczeniowych

Fig. 5. Graphical representation of the variability of successive maxima of NO_2 hourly concentrations in the air for 500 selected computing receptors

Jak wynika z rysunku 5, drugie (S_{1_2max}), trzecie (S_{1_3max}) i czwarte (S_{1_4max}) kolejne najwyższe stężenia jednogodzinne NO_2 w powietrzu w rejonie maksymalnego oddziaływania rozpatrywanego obiektu są odpowiednio o ok. 29, 41 i 47% niższe w porównaniu do maksymalnych stężeń jednogodzinnych (S_{1_max}) w poszczególnych punktach. Fakt ten wskazuje, że częstość występowania maksymalnych wartości stężeń jednogodzinnych można uznać za sporadyczną. Jednocześnie informacja ta obrazuje, że bardzo niekorzystne sytuacje meteorologiczne odpowiedzialne w głównej mierze za wysokie poziomy stężenie zanieczyszczeń w powietrzu występują stosunkowo rzadko.

W tabeli 4 zestawiono sumaryczną powierzchnię, na której w ciągu całego okresu obliczeniowego otrzymano wybrane zakresy poszczególnych analizowanych maksimów stężeń jednogodzinnych NO_2 w powietrzu (S_{1_max} , S_{1_2max} , S_{1_3max} oraz S_{1_4max}). Przedstawione w tej tabeli dane wskazują, że stężenia S_{1_max} na poziomie wyższym niż 50% wartości odniesienia wystąpiły zaledwie na obszarze 68 ha (0,1% powierzchni obszaru obliczeniowego), a już w przypadku czwartych najwyższych

stężeń jednogodzinnych nie obserwuje się ich wystąpienia w ww. zakresie wartości. W związku z tym, że prawidłowe odzwierciedlenie rzeźby terenu charakterystycznej dla miasta Krakowa wymagało zastosowania stosunkowo dużego obszaru obliczeniowego, w obrębie przyjętej siatki receptorów dominują stężenia bardzo niskie, poniżej 10% wartości odniesienia (stężenia S_{1_max} na tym poziomie wystąpiły na 94% powierzchni obszaru obliczeniowego). ZTPOK w Krakowie będzie miał zatem bardzo mały udział w kształtowaniu jakości powietrza w obrębie całej Aglomeracji Krakowskiej i w sąsiednich gminach w zakresie stężeń NO_2 , a tym bardziej w zakresie innych analizowanych substancji, których stężenia są relatywnie mniejsze. W centrum Krakowa i Wieliczki oraz na peryferiach przyjętego obszaru obliczeniowego wpływ ten będzie praktycznie niezauważalny.

Tabela 4. Zestawienie sumarycznej powierzchni występowania poszczególnych maksimów stężeń jednogodzinnych NO_2 w powietrzu w całym obszarze obliczeniowym (26×26 km)

Table 4. Statement of the total area of occurrence of the individual maximum hourly concentrations of NO_2 in the air in the whole computing area (26×26 km)

Przedział stężeń jednogodzinnych	Sumaryczna powierzchnia występowania poszczególnych maksimów stężeń, ha			
	S_{1_max}	S_{1_2max}	S_{1_3max}	S_{1_4max}
$S_1 \geq 50\% D_1$	68	11	2	0
$50\% D_1 > S_1 \geq 25\% D_1$	514	278	162	115
$25\% D_1 > S_1 \geq 10\% D_1$	3480	1926	1328	1050
$10\% D_1 > S_1 \geq 5\% D_1$	17 031	11 380	9363	7789
$5\% D_1 > S_1 \geq 2,5\% D_1$	30 817	31 450	29 390	27 731
$S_1 < 2,5\% D_1$	15 690	22 555	27 355	30 915

Wyniki obliczeń suchej depozycji pyłu ogółem, ołowiu i kadmu, dla których są określone wartości odniesienia opadu na powierzchni terenu, uzyskano na poziomie nie większym niż odpowiednio 17,3; 0,47 i 0,045 mg/m²/rok. Wartości te stanowią zaledwie ułamek procenta wartości odniesienia określonych dla ww. substancji, a wynoszących kolejno: 200 000, 100 i 10 mg/(m²·rok) [4].

Wyniki obliczeń najwyższych ze stężeń maksymalnych w powietrzu oraz maksima stężeń średniorocznych przy powierzchni terenu otrzymane dla planowanego ZTPOK w Krakowie we wcześniejszych pracach [5, 6], bazujących na najczęściej stosowanej w Polsce referencyjnej metodyce modelowania poziomów substancji w powietrzu, w większości przypadków otrzymano na poziomie zbliżonym do wyników uzyskanych w niniejszej pracy. Niemniej jednak obliczenia te nie są do końca porównywalne z uwagi na inną rozdzielczość i wielkość obszaru obliczeniowego, stosowanie w poszczególnych pracach danych meteorologicznych pochodzących z różnych okresów, odmienny sposób opisu pola emisji zanieczyszczeń oraz różnice w wykorzystywanych metodach modelowania ich dyspersji w powietrzu atmosferycznym. Wykonywanie tego typu oceny z wykorzystaniem systemu modeli CALMET/CALPUFF pozwoliło na bardziej precyzyjne określenie prze-

strzennych rozkładów stężeń maksymalnych jednogodzinnych i miejsc występowania lokalnych maksimów oraz otrzymanie informacji o poziomie kolejnych spośród najwyższych stężeń jednogodzinnych i poziomie stężeń maksymalnych dobowych.

Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń i analiz sformułowano następujące wnioski:

1. Ocena wpływu na jakość powietrza nowo budowanego Zakładu Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych w Krakowie, przeprowadzona przy zastosowaniu zaawansowanego systemu modelu dyspersji CALMET/CALPUFF o wysokiej rozdzielczości obliczeniowej, wykazała, że zakład ten nie powinien powodować istotnego pogorszenia jakości powietrza zarówno w Aglomeracji Krakowskiej, jak i w sąsiednich gminach.
2. Przy ciągłej i równoległej pracy obydwu linii spalania krótkotrwale występowanie stężeń w powietrzu na poziomie nieco ponad 80% wartości dopuszczalnej możliwe jest jedynie w przypadku maksymalnych stężeń jednogodzinnych NO_2 i tylko w pobliżu spalarni. Przeprowadzona analiza kolejnych najwyższych wartości (drugich, trzecich i czwartych) spośród stężeń jednogodzinnych uzyskanych w poszczególnych punktach obliczeniowych wykazała, że są one dużo niższe od maksymalnych stężeń jednogodzinnych, co świadczy o incydentalnym charakterze występowania tych maksimów w powietrzu.
3. Stężenia pozostałych emitowanych substancji w powietrzu powinny utrzymywać się na poziomie wielokrotnie niższym od odpowiednich wartości odniesienia lub tła poszczególnych zanieczyszczeń w powietrzu miejskim. Dotyczy to w szczególności pyłu zawieszonego PM_{10} i $\text{PM}_{2,5}$ oraz dioksyn i furanów, w przypadku których są obserwowane w Krakowie wysokie poziomy stężeń (zwłaszcza w sezonie grzewczym). Emisja tych substancji z analizowanego zakładu nie będzie istotnie tego stanu pogarszać. Przykładowo maksymalne stężenia jednogodzinne, średniodobowe i średnioroczne PM_{10} otrzymano odpowiednio na poziomie ok.: 8,2; 0,55 i 0,084 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, co stanowi odpowiednio: 2,93; 1,09 i 0,21% wartości dopuszczalnej lub odniesienia.
4. Na zdecydowanej większości obszaru obliczeniowego wyznaczonego wokół zakładu jego oddziaływanie długoterminowe na jakość powietrza można uznać za pomijalnie małe. Stosunkowo najbardziej narażone na wpływ emisji z tego obiektu będą tereny położone ok. 0,5÷3 km na północny zachód i ok. 1÷2 km na południowy wschód od emitorów spalarni.
5. Wykazane w pracy dla poszczególnych substancji spodziewane maksymalne wartości ich stężeń średniorocznych w powietrzu, choć stosunkowo niewielkie (co najwyżej kilka % wartości dopuszczalnej), w rzeczywistości powinny być znacznie niższe, gdyż roczny ładunek emitowanych zanieczyszczeń przyjęto w przeprowadzonych obliczeniach na maksymalnym możliwym poziomie.

Rzeczywista emisja substancji zanieczyszczających dla pracujących spalarni zwykle utrzymuje się w wysokości kilku - kilkudziesięciu procent obowiązujących standardów emisyjnych.

Podziękowania

Praca powstała w ramach badań własnych AGH (grant dziekański nr 15.11.150.277).

Literatura

- [1] Bogacki M., Oleniacz R., Referencyjna metodyka modelowania poziomów substancji w powietrzu na tle innych modeli obliczeniowych, Inż. Środ. 2004, 9, 1, 35-45.
- [2] Oleniacz R., Bogacki M., Porównanie poprzedniej i aktualnej metodyki modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu opartej na modelu smugi Gaussa, Inż. Środ. 2004, 9, 1, 57-69.
- [3] Oleniacz R., Ocena oddziaływania na środowisko instalacji spalania odpadów - wybrane problemy, Materiały II Konferencji z cyklu Instrumenty Zarządzania Ochroną Środowiska nt. Ocena oddziaływania na środowisko na szczeblu krajowym i regionalnym, Wyd. AGH, Kraków 2005, 327-335.
- [4] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 26 stycznia 2010 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu, DzU 2010, Nr 16, poz. 87.
- [5] Oleniacz R., Pilch M., Ocena wpływu planowanego zakładu termicznego przekształcania odpadów komunalnych na jakość powietrza w Krakowie, Arch. Gosp. Odp. i Ochr. Środ. 2008, 9, 19-28.
- [6] Soxotec Polska Sp. z o.o., Raport oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko dla przedsięwzięcia: Budowa Zakładu Termicznego Przekształcania Odpadów przy ul. Giedroycia w Krakowie jako element projektu Program Gospodarki odpadami komunalnymi w Krakowie, Warszawa 2009.
- [7] Oleniacz R., Assessment of the impact of municipal waste incineration plants on air quality and the possibilities of its reduction, Pol. J. Environ. Stud. 2014, 23, 3A, 95-104.
- [8] Scire J.S., Robe F.R., Fernau M.E., Yamartino R.J., A User's Guide for the CALMET Meteorological Model (Version 5), Concord 2000.
- [9] Scire J.S., Strimaitis D.G., Yamartino R.J., A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model, Concord 2000.
- [10] Szczygłowski P., Ocena przydatności wybranych modeli gaussowskich w obliczeniach stanu zanieczyszczenia powietrza, Rozprawa doktorska, AGH, WGGiŚ, ZKiOŚ, Kraków 2007.
- [11] Szczygłowski P., Mazur M., Zastosowanie modelu CALMET/CALPUFF do obliczeń poziomu stężeń zanieczyszczeń pochodzących z wysokich emitorów punktowych, Inż. Środ. 2005, 10, 2, 195-205.
- [12] Szczygłowski P., Mazur M., Modelling dispersion of air pollutants over the area of diversified relief based on the Calmet/Calpuff model, Environ. Prot. Eng. 2006, 32, 4, 73-77.
- [13] Trapp W., The application of CALMET/CALPUFF models in air quality assessment system in Poland, Arch. Environ. Prot. 2010, 36, 1, 63-79.
- [14] Hajto M.J., Godłowska J., Kaszowski W., Tomaszewska A.M., System prognozowania rozprzestrzeniania zanieczyszczeń powietrza FAPPS - założenia, możliwości, rozwój, [w:] Ochrona powietrza w teorii i praktyce, Tom 2, red. J. Koniecznyński, IPIŚ PAN, Zabrze 2012, 89-96.

- [15] Holnicki P., Nahorski Z., Air quality modeling in Warsaw Metropolitan Area, *J. Theor. Appl. Comput. Sci. (JTACS)* 2013, 7, 1, 56-69.
- [16] Sówka I., Skrętowicz M., Zwoździak P., Guz Ł., Zwoździak J., Sobczuk H., Zastosowanie wybranych modeli matematycznych do szacowania zasięgu szkodliwego oddziaływania instalacji przemysłu chemicznego w przypadku awarii, *Ochr. Środ.* 2013, 35, 2, 73-76.
- [17] Mangia C., Schipa I., Martano P., Miglietta M., Rizza U., A combined modelling system for the simulation of the transport and dispersion in coastal areas, [in:] *Air Pollution Modelling and Simulation*, ed. B. Sportisse, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg 2002, 582-583.
- [18] Murguia W., Pagans E., Barclay J., Scire J., Case study: A comparison of predicted odour exposure levels in Barcelona using CALPUFF Lite, CALPUFF NoObs and CALPUFF Hybrid Model, *Chem. Eng. Transact.* 2014, 40, 31-36.
- [19] Radonjic Z., Telenta B., Chambers D., Djouad R., Janjic Z., Coupling NMM Mesoscale weather forecasting model with CALMET/CALPUFF Regulatory Air Dispersion Model, *A&WMA 98th annual conference and exhibition*, Minneapolis, Minnesota 2005, 1-21.
- [20] Žabkar R., Ivančič M., Modelling dispersion of pollutants in local scale for regulatory purposes with a mesoscale meteorological model, Part I: Significant weather types classification, *14th Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, Kos, Greece, 2011, 153-157.
- [21] Rzeszutek M., Ocena oddziaływania Zakładu Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych w Krakowie na jakość powietrza z wykorzystaniem matematycznego modelu dyspersji CALPUFF, Praca dyplomowa, AGH, WGGiŚ, KKİOŚ, Kraków 2013.
- [22] Rzeszutek M., Oleniacz R., Wykorzystanie atmosferycznego modelu dyspersji Calpuff do oceny oddziaływania na jakość powietrza planowanego zakładu termicznego przekształcania odpadów komunalnych w Krakowie, *Zeszyty Stud. Tow. Nauk.* 2014, 29, 41-47.
- [23] Rzeszutek M., Oleniacz R., Ocena wpływu nowo budowanej spalarni odpadów komunalnych w Krakowie na jakość powietrza z wykorzystaniem modelu CALMET/CALPUFF, [w:] *Inżynieria i ochrona powietrza*, red. J. Kuropka, A. Musialik-Piotrowska, Oficyna Wydawnicza PWr., Wrocław 2014, 352-361.
- [24] Rzeszutek M., Oleniacz R., Zakład Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych w Krakowie - założenia projektowe i stan realizacji budowy, *Materiały XI Konferencji Dla miasta i środowiska - problemy unieszkodliwiania odpadów*, WICHiP PW, Warszawa, 25.11.2013.
- [25] Portal Ekospalarnia, <http://www.ekospalarnia.krakow.pl>, dostęp 31.03.2014.
- [26] Portal Funduszy Europejskich, Lista projektów indywidualnych dla Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko 2007-2013, aktualizacja listopad 2013, dostęp 31.03.2014, http://www.pois.gov.pl/WstepDoFunduszyEuropejskich/Documents/20131121_Lista_projektow_indywidualnych_POiS.pdf
- [27] Pająk T., Projekty spalarni odpadów komunalnych i osadów ściekowych w strategii zagospodarowania odpadów, *Inż. i Ochr. Środ.* 2010, 13, 1, 53-66.
- [28] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 4 listopada 2014 r. w sprawie standardów emisyjnych dla niektórych rodzajów instalacji, źródeł spalania paliw oraz urządzeń spalania lub współspalania odpadów, *DzU* 2014, poz. 1546.
- [29] European Commission, Integrated Pollution Prevention and Control, Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration, August 2006.
- [30] Kabsch P., Szpadt R., Możliwości i metody ograniczenia emisji z zakładów termicznego przekształcania odpadów, *Ochr. Pow. i Probl. Odp.* 2000, 34, 3, 106-113.
- [31] Oleniacz R., Oczyszczanie gazów odlotowych ze spalania odpadów niebezpiecznych, *Inż. Środ.* 2000, 5, 2, 363-382.
- [32] Oleniacz R., Dobór systemu oczyszczania gazów odlotowych ze spalania odpadów niebezpiecznych, *Inż. Środ.* 2001, 6, 1, 85-94.

- [33] Oleniacz R., Suchy system oczyszczania spalin ze spalania odpadów niebezpiecznych - ocena skuteczności usuwania substancji gazowych i możliwości spełniania standardów emisyjnych, *Inż. i Ochr. Środ.* 2009, 9, 2, 85-99.
- [34] Wielgoński G., Emisja dioksyn z procesów termicznych i metody jej ograniczania, PAN, Oddział w Łodzi, Komisja Ochrony Środowiska, Łódź 2008.
- [35] Wielgoński G., Oczyszczanie spalin w spalarniach odpadów, [w:] *Ochrona powietrza w teorii i praktyce*, Tom 1, red. J. Koniecznyński, Wyd. IPIŚ PAN w Zabrze, Zabrze 2012, 267-278.
- [36] Wielgoński G., Wybór technologii termicznego przekształcania odpadów komunalnych, *Nowa Energia* 2012, 1, 66-79.
- [37] Pracownia architektoniczna Teller Architekci, Projekt Zakładu Termicznego Przetwarzania Odpadów Komunalnych w Krakowie, Kraków 2010, <http://www.tellerarchitekci.pl/pl/projekty/ekospalarnia>, dostęp 31.03.2014.
- [38] California Environmental Protection Agency, Air Resources Board - CEIDARS 2.5 Database Structure, <http://www.arb.ca.gov/ei/drei/maintain/dbstruct.htm>, dostęp 31.03.2014.
- [39] Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), <https://lta.cr.usgs.gov/SRTM2>, dostęp 31.03.2014.
- [40] CORINE Land Cover (CLC) 2006, <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster>, dostęp 31.03.2014.
- [41] Oleniacz R., Rzeszutek M., Determination of optimal spatial databases for the area of Poland to the calculation of air pollutant dispersion using the CALMET/CALPUFF model, *Geomatics and Environ. Eng.* 2014, 8, 2, 57-69.
- [42] Rzeszutek M., Przygotowanie danych przestrzennych na potrzeby modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu z wykorzystaniem modelu CALMET/CALPUFF, *Prace Stud. Koła Nauk. Geografów UP w Krakowie* 2014, 2, 101-110.
- [43] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 września 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu, *DzU* 2012, poz. 1031.
- [44] Lohmann R., Jones K.C., Dioxins and furans in air and deposition: a review of levels, behaviour and processes, *Sci. Total Environ.* 1998, 219, 53-81.
- [45] Chen T., Li X., Yan J., Lu S., Cen K., Distribution of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans in ambient air of different regions in China, *Atmosph. Environ.* 2011, 45, 36, 6567-6575.
- [46] Colombo A. et al., PCDD/Fs and PCBs in ambient air in a highly industrialized city in Northern Italy, *Chemosphere* 2013, 90, 2352-2357.
- [47] Oleniacz R., Bacik B., Spisak M., Niekontrolowane spalanie odpadów i pozostałości roślinnych na terenach wiejskich - przykład inwentaryzacji źródeł emisji i oceny wpływu na jakość powietrza, [w:] *Inżynieria i ochrona powietrza*, red. J. Kuropka, A. Musialik-Piotrowska, Oficyna Wydawnicza PWr, Wrocław 2014, 314-323.

Use of the High Resolution System of CALMET/CALPUFF Models to Air Quality Impact Assessment for the Municipal Solid Waste Incineration Plant in Krakow

In this paper there was presented a comprehensive assessment of the impact on air for the Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) plant in Krakow with the planned start of operation by the end of 2015. Construction of the plant started in autumn 2013 in the district of Nowa Huta in Krakow. Modeling of the spread of pollutants in ambient air was conducted using an advanced multi-layer cloud CALPUFF Gaussian model, whose algorithms include, among other things, diversity of terrain. Spatial data of land area in the admitted computational domain are obtained from digital terrain model Shuttle Radar Topography Mission (SRTM3) and land cover database CORINE Land Cover 2006 (CLC 2006) with resolution of about 100 m. Meteorological conditions were determined using a diagnostic meteorological model CALMET based on meteorological data from subsurface stations and radar surveys.

Spatial variability of the hourly, daily and annual averages of air pollutant concentrations was obtained in computing grid with very high density. The results of calculations indicate that pollutant emissions from MSWI plant in Krakow adopted at the maximum allowable level will not cause exceedances of acceptable levels or reference values in the air and will not also contribute to a significant deterioration of air quality in the Agglomeration of Krakow and neighboring municipalities.

Keywords: waste incineration, MSWI plant, air pollution, impact assessment, atmospheric dispersion modelling, CALMET, CALPUFF