

dr inż. Robert Oleniacz, AGH Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie,
Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska,
Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska



Wpływ instalacji termicznego przekształcania odpadów komunalnych na jakość powietrza

Na przełomie lat 2014/2015 planowane jest uruchomienie w Polsce kilku nowych zakładów termicznego przekształcania odpadów komunalnych. Działalność tego typu obiektów zwykle wzbudza spore obawy lokalnej społeczności związane z ich potencjalnym negatywnym wpływem na jakość powietrza. Czy obawy te są jednak uzasadnione? W artykule scharakteryzowano dopuszczalne emisje zanieczyszczeń do powietrza obowiązujące dla nowych spalarni odpadów komunalnych, rzeczywiste emisje zachodzące z tego typu obiektów oraz aktualny stan wiedzy na temat ich oddziaływania na stan zanieczyszczenia powietrza.



Termiczne przekształcanie odpadów komunalnych z odzyskiem energii stanowi jedną z możliwych metod ich przetwarzania. W ten sposób przetwarzanych jest ok. 24% masy odpadów komunalnych wytwarzanych w Europie oraz ok. 12% masy odpadów komunalnych wytwarzanych w USA (dane za 2012 r.) [1, 2]. Na świecie metoda ta jest najbardziej rozpowszechniona w Japonii, w której spala się ok. 75% masy wytwarzanych odpadów komunalnych [3] oraz w Danii i Szwecji, gdzie spala się ok. 52% masy wytwarzanych odpadów komunalnych [1]. Spalanie mieszanych odpadów komunalnych w zdecydowanej większości przypadków jest realizowane z wykorzystaniem spalarni rusztowych [4]. Przykładowo piece z rusztem mechanicznym są stosowane w około 90% spalarni funkcjonujących w Europie [5, 6].



W Polsce w najbliższym czasie planowane jest oddanie do użytku sześciu nowo budowanych spalarni odpadów komunalnych (piece rusztowe) o zdolności przerobowej od 90 do 220 tys. Mg/rok (w Białymstoku, Bydgoszczy, Koninie, Krakowie, Szczecinie i Poznaniu). Powinno to spowodować zwiększenie ilości spalanych odpadów komunalnych do ok. 8% w stosunku do całkowitej masy zbieranych odpadów komunalnych (aktualnie jest to ok. 0,4%). W dalszej perspektywie czasowej planowana jest jeszcze rozbudowa jedynej działającej obecnie w Polsce spalarni odpadów komunalnych w Warszawie (do zdolności przerobowej ok. 305 tys. Mg/rok) oraz budowa kolejnych spalarni w innych miastach jako samodzielne obiekty lub poprzez adaptację do tego celu istniejących elektrociepłowni.

Spalanie odpadów jest źródłem emisji do powietrza wielu zanieczyszczeń występujących w fazie gazowej i stałej, ale najczęściej w ograniczonych ilościach z uwagi na konieczność spełnienia rygorystycznych norm emisji, które wymuszają stosowanie wielostopniowego oczyszczania spalin [7, 8]. Po-

mimo faktu, że podobne lub większe emisje występują w procesach spalania paliw i różnych technologiach przemysłowych, spalarnie odpadów postrzegane są w Polsce jako obiekty bardziej uciążliwe dla środowiska, a próba ich budowy spotyka się często z licznymi protestami. Społeczność lokalna z reguły obawia się znacznego pogorszenia jakości powietrza, uciążliwości zapachowych i zwiększenia lokalnego ruchu samochodowego związanego z dowozem odpadów do spalarni, a także ewentualnym wywozem i zagospodarowaniem odpadów wtórnych z procesu termicznego przekształcania odpadów [9]. Obawy te nie są dostatecznie rozwiewane podczas konsultacji społecznych, a przygotowywane w związku z obowiązującymi przepisami prawnymi raporty oddziaływania na środowisko wzbudzają powszechną nieufność. Wydawane na ich podstawie decyzje o środowiskowych uwarunkowaniach dla tego typu przedsięwzięć są z reguły zaskarżane, po czym skargi te są w większości przypadków odrzucane, a zaskarżone decyzje administracyjne utrzymywane w mocy przez samorządowe kolegia odwoławcze.

Ocena wpływu nowo budowanych spalarni odpadów na jakość powietrza realizowana jest zwykle przy założeniu, że emisja zanieczyszczeń powietrza jest na poziomie odpowiednich standardów emisyjnych, wynikających np. z Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych [10] lub analogicznych przepisów obowiązujących w danym państwie członkowskim. Jej zasadniczym elementem są obliczenia rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym, wykonywane z wykorzystaniem matematycznych modeli dyspersji, najczęściej opartych na modelu smugi Gaussa [11-14]. Wyniki tych obliczeń odnosi się do odpowiednich wartości odniesienia określonych dla poszczególnych substancji w powietrzu [15].

Z drugiej strony dla istniejących spalarni możliwa jest też ocena ich oddziaływania na jakość powietrza poprzez wykonanie bezpośrednich pomiarów stężeń wybranych substancji w powietrzu atmosferycznym wokół tych obiektów z uwzględnieniem kierunku wiatru i tła zanieczyszczeń. W dalszej części arty-

Tab. 1. Dopuszczalne i rzeczywiste emisje zanieczyszczeń do powietrza w 2014 r. ze spalarni odpadów komunalnych w Mainz (Niemcy)

Substancja (rodzaj pomiaru)**	Standard emisyjny, mg/m ³ ·*		Aktualny poziom dopuszczalny (pozwolenie zintegrowane), mg/m ³ ·* [19]	Średnie roczne stężenia zanieczyszczeń w gazach emitowanych do powietrza, mg/m ³ ·* [19]		
	Dyrektywa 2010/75/UE [10]	17th BlmSchV [18]		Linia nr 1	Linia nr 2	Linia nr 3
Pył ogółem (c)	10	10 (5***)	8	0,27	0,30	1,06
TOC (c)	10	10	10	0,09	0,14	0,43
HCl (c)	10	10	8	0,81	0,19	0,31
HF (c)	1	1	1	-	-	-
SO ₂ (c)	50	50	50	4,67	5,02	5,47
CO (c)	50	50	50	4,62	3,98	5,86
NO _x jako NO ₂ (c)	200	200	150	125,13	126,65	124,92
NH ₃ (c)	-	10	10	0,09	0,06	0,15
Hg (c)	0,05	0,03	0,03	0,00	0,00	0,00
Cd + Tl (o)	0,05	0,05	0,05	0,0002	0,0002	0,0040
Sb + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V (o)	0,5	0,5****	0,5****	0,02****	0,02****	0,07****
Dioksyn i furany (o), ngTEQ/m ³ ·*	0,1	0,1	0,08	0,003	0,005	0,011

* w warunkach umownych ($p_u = 101,3$ kPa, $T_u = 273,15$ K, gaz suchy) przy 11% O₂

** c - pomiar ciągły, o - pomiar okresowy

*** dotyczy instalacji o nominalnej mocy cieplnej co najmniej 50 MW

**** włącznie z cyną (Sn)



kułu odniesiono się do problemu emisji zanieczyszczeń do powietrza ze spalarni odpadów komunalnych oraz dostępnych wyników ocen ich oddziaływania na jakość powietrza wykorzystujących obliczenia dyspersji atmosferycznej lub bezpośrednie pomiary w powietrzu.

■ Emisja zanieczyszczeń do powietrza

Spalanie odpadów muszą spełniać wymagania w zakresie emisji zanieczyszczeń do powietrza określone w przepisach prawnych. Dyrektywa 2010/75/UE [10] określa standardy emisyjne dla spalarni odpadów oraz konieczność wykonywania ciągłych lub okresowych pomiarów emisji dla takich substancji, jak: pył ogółem, gazowe i lotne związki organiczne wyrażone jako całkowity węgiel organiczny (TOC), chlorowodór (HCl), fluorowodór (HF), dwutlenek siarki (SO₂), tlenek węgla (CO), tlenki azotu (NO_x), rtęć (Hg) i 11 innych metali ciężkich (Cd, Tl, Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni i V) oraz 17 najbardziej toksycznych kongenerów dioksyn i furanów (PCDD/Fs) w przeliczeniu na współczynnik toksyczności I-TEQ. W Polsce obowiązują identyczne przepisy prawne w tym zakresie [16, 17], ale już np. w Niemczech, zgodnie z 17. BImSchV [18] dla niektórych substancji wprowadzono zaostrzone standardy emisyjne i poszerzono ich zakres m.in. o amoniak (NH₃) w przypadku stosowania amoniaku jako czynnika redukcyjnego w procesach selektywnej redukcji katalitycznej (SCR) lub niekatalitycznej (SNCR) NO_x. Średnie dobowe dopuszczalne wielkości emisji dla instalacji spalania odpadów, zgodnie z Dyrektywą 2010/75/UE i 17. BImSchV zamieszczono w tabeli 1.

W tabeli 1 zestawiono także średnie roczne poziomy stężenia poszczególnych substancji w gazach emitowanych do powietrza z przykładowej spalarni odpadów komunalnych w Mainz (Niemcy) o zdolności przerobowej 340 tys. Mg/rok [19]. Spalarnia ta składa się z trzech linii spalania na ruszcie posuwisto-zwrotnym firmy Martin GmbH o wydajności 16,2 Mg/h każda, z których dwie (o nominal-

nej mocy cieplnej 44 MW) zostało uruchomionych w 2003 r., a trzecia (o nominalnej mocy cieplnej 48 MW) - w 2008 r. [4]. Schemat stosowanego w tej spalarni procesu technologicznego oraz wielostopniowego systemu oczyszczania spalin przedstawiono na rys. 1.

Z przedstawionych w tabeli 1 danych wynika, że spalarnia odpadów komunalnych w Mainz, wyposażona w zaawansowany system oczyszczania gazów odlotowych (połączenie metod suchych i mokrych), cechuje się emisjami zanieczyszczeń do powietrza na poziomie wielokrotnie (od 2 do 250 razy) mniejszym od obowiązujących dla tego typu obiektów średniodobowych standardów emisyjnych. Jedynymi substancjami, których średnia emisja występuje w zakresie przekraczającym nieco 60% standardu emisyjnego, są NO_x. Emisja ta może być jednak dosyć precyzyjnie kontrolowana poprzez odpowiednie dawkowanie wody amoniakalnej w instalacji SNCR. Podobne emisje substancji zanieczyszczających występują w innych nowoczesnych i prawidłowo eksploatowanych spalarniach odpadów komunalnych [4].

W spalarniach budowanych aktualnie w Polsce oprócz instalacji SNCR stosowany będzie najczęściej suchy lub półsuchy system oczyszczania spalin. W gazach emitowanych z tych spalarni należy się zatem spodziewać stężeń zanieczyszczeń zbliżonych do tych, które występują w przypadku np. spalarni odpadów komunalnych w Warszawie [20-22], a te mogą utrzymywać się na średnim poziomie nieco wyższym niż wynika to z tabeli 1 w przypadku takich substancji jak HCl (ok. 40% standardu emisyjnego), Cd+Tl (ok. 30% standardu emisyjnego) oraz dioksyn i furanów (ok. 50% standardu emisyjnego).

■ Wpływ na jakość powietrza

Wpływ instalacji termicznego przetwarzania odpadów komunalnych na jakość powietrza zależy nie tylko od ilości emitowanych zanieczyszczeń do powie-

trza, ale także od wielu innych czynników, w tym wysokości i średnicy komin, prędkości gazów na wylocie z emitora oraz lokalnych uwarunkowań meteorologicznych i topograficznych [14]. Wymiary geometryczne emitora powinny być dobierane w zależności od spodziewanego zasięgu oddziaływania emisji i sposobu użytkowania terenu wokół tego zakładu. W przypadku linii spalania o wydajności rzędu 10-20 Mg/h (ok. 75-150 tys. Mg/rok) zaleca się zastosowanie kominów o wysokości minimum 80 m i średnicy wylotowej dobranej tak, aby średnia prędkość gazów nie była mniejsza niż 10 m/s. W tym celu najlepiej nadają się kominy wieloprzewodowe z liczbą przewodów dostosowaną do liczby linii technologicznych.

Planowane lub nowo budowane spalarnie odpadów podlegają procedurze ocen oddziaływania na środowisko, której zasadniczym elementem jest ocena wpływu na jakość powietrza. Powinna ona dostarczyć informacji o potencjalnym maksymalnym oddziaływaniu danego obiektu na środowisko, w tym powietrze atmosferyczne. Wyniki tego typu ocen są udostępniane publicznie, ale rzadko kiedy publikowane.

Kompleksowa ocena wpływu na jakość powietrza dla hipotetycznej spalarni odpadów komunalnych o zdolności przerobowej 250 tys. Mg/rok (2 linie technologiczne o wydajności 2x17 Mg/h) dla różnych wymiarów emitatorów i parametrów gazów odlotowych oraz różnych lokalizacji, została przedstawiona w pracy [14]. Wynika z niej m.in., że spalarnia odpadów emitująca zanieczyszczenia do powietrza na poziomie standardów emisyjnych i odprowadzająca gazy odlotowe poprzez komin o odpowiednich wymiarach, powinna powodować w powietrzu przy powierzchni terenu stężenia zanieczyszczeń na poziomie wielokrotnie niższym od odpowiednich poziomów dopuszczalnych i tła poszczególnych substancji, charakterystycznego dla terenów miejskich. Tym samym istnieje jeszcze w tym zakresie pewna rezerwa, umożliwiająca dotrzymanie



Tab. 2. Porównanie najwyższych ze stężeń maksymalnych 1-godzinnych (S_{mm}) NO_2 powodowanych w powietrzu przy powierzchni terenu przez spalarnię odpadów komunalnych o zdolności przerobowej 250 tys. Mg/rok z wartością dopuszczalną D_1 (200 $\mu g/m^3$) [14]

Wysokość emitora, m	Rodzaj zabudowy	Zakres stężeń S_{mm} *			
		Praca 1 linii spalania		Praca 2 linii spalania	
		mg/m ³	% D_1	mg/m ³	% D_1
40	niska	116-160	58-80	232-320	116-160
	średnia	124-171	62-86	248-342	124-171
	wysoka	127-175	64-88	254-350	127-175
60	niska	84-109	42-55	168-218	84-109
	średnia	91-117	46-59	182-234	91-117
	wysoka	93-120	47-60	186-240	93-120
80	niska	63-78	32-39	126-156	63-78
	średnia	68-84	34-42	136-168	68-84
	wysoka	70-87	35-44	140-174	70-87
100	niska	51-61	26-31	102-122	51-61
	średnia	53-63	27-32	106-126	53-63
	wysoka	55-65	28-33	110-130	55-65
120	niska	38-45	19-23	76-90	38-45
	średnia	42-49	21-25	84-98	42-49
	wysoka	44-51	22-26	88-102	44-51

* dla prędkości spalin na wylocie z kominia zmieniających się w zakresie od 6 do 20 m/s (wyższa prędkość odpowiada niższemu stężeniu)

standardów jakości powietrza także w przypadku wystąpienia ewentualnej emisji ponadnormatywnej (wynikającej np. z awarii urządzeń stosowanych do oczyszczania spalin) oraz wysokiego (ale nieponadnormatywnego) tła zanieczyszczeń. Stosunkowo najwyższe wartości stężeń w powietrzu (w stosunku do poziomu dopuszczalnego) mogą występować w przypadku dwutlenku azotu (NO_2) (tab. 2), co jest charakterystyczne dla większości spalarni odpadów komunalnych. Realne zagrożenie występowaniem ponadnormatywnych stężeń jednogodzinnych tej substancji w powietrzu dla kominia o wysokości 80 m ma jednak miejsce dopiero na wyższych wysokościach (powyżej 60 m nad poziomem terenu) i tylko w jego bezpośrednim sąsiedztwie (do 500 m). W związku z powyższym zaleca się, aby lokalizacja emitora lub zespołu emitatorów tego typu instalacji wykluczała istnienie zabudowy wysokiej w ich pobliżu.

Największą spalarnią odpadów komunalnych spośród spalarni budowanych aktualnie w Polsce będzie Zakład Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych (ZTPOK) w Krako-

wie o zdolności przerobowej 220 tys. Mg/rok, którego uruchomienie planowane jest na koniec bieżącego roku [23]. Wyniki oceny wpływu na jakość powietrza tego Zakładu, wykonanej z wykorzystaniem systemu modelowania CALMET/CALPUFF o wysokiej rozdzielczości, zamieszczono w pracach [24, 25]. Ocena ta została przeprowadzona dla ostatecznej lokalizacji tej spalarni przy ul. Giedroycia w Krakowie i założeniu występowania emisji na stałym, maksymalnym możliwym poziomie w ciągu roku (pracujące jednocześnie dwie linie technologiczne, o wydajności 2x14,1 Mg/h, dwa emitory o wysokości 80 m każdy). Na jej podstawie stwierdzono m.in., że ZTPOK w Krakowie może powodować krótkotrwałe występowanie stężeń jednogodzinnych NO_2 w powietrzu przy powierzchni terenu na maksymalnym poziomie wynoszącym ok. 84% wartości dopuszczalnej D_1 = 200 $\mu g/m^3$, ale tylko w pobliżu spalarni. Maksimum na takim poziomie możliwe jest co najwyżej raz w roku (w ciągu 1 godziny), a maksymalne stężenie średnioroczne NO_2 wokół analizowanej spalarni uzyskano w wysokości zaledwie 4,25% wartości dopuszczalnej D_a

= 40 $\mu g/m^3$. Najwyższe wartości stężeń maksymalnych jednogodzinnych, 24-godzinnych i średniorocznych w powietrzu dla pozostałych emitowanych zanieczyszczeń powinny utrzymywać się na poziomie wielokrotnie niższym od odpowiednich poziomów dopuszczalnych lub wartości odniesienia (rys. 2).

Znane jest także potencjalne oddziaływanie na jakość powietrza jedynej istniejącej aktualnie spalarni odpadów komunalnych w Polsce, pracującej od 2000 r. w ramach Zakładu Unieszkodliwiania Stałych Odpadów Komunalnych (ZUSOK) w Warszawie, przejętego w grudniu 2011 r. przez Miejskie Przedsiębiorstwo Oczyszczania (MPO) w m.st. Warszawie Sp. z o.o. Oddziaływanie to zostało ocenione m.in. w pracach [21, 22]. Spalarnia ta, spalająca w jednej linii technologicznej ok. 40 tys. Mg odpadów rocznie (maksymalnie 7,54 Mg/h, czyli 181 Mg/d), posiada emitor o wysokości 80 m. Z uwagi na stosunkowo małą zdolność przerobową, niską emisję zanieczyszczeń do powietrza oraz wysoką prędkość wylotową spalin, spalarnia odpadów komunalnych w Warszawie w bardzo małym stopniu wpływa na jakość powietrza. Podobnie jak w przypadku innych tego typu obiektów, stosunkowo najbardziej uciążliwą substancją jest NO_2 (emitowaną w postaci NO_x). Maksymalne stężenia jednogodzinne NO_2 powodowane w powietrzu nie przekraczają jednak 10% poziomu dopuszczalnego D_1 , a maksymalne stężenia średnioroczne 0,5 % poziomu dopuszczalnego D_a . Dla pozostałych rozpatrywanych substancji wyniki obliczeń ich stężeń w powietrzu przy powierzchni terenu oraz na wysokości najbliższej zabudowy uzyskano na poziomie dużo poniżej 1% odpowiedniego poziomu dopuszczalnego lub wartości odniesienia (co najmniej 300 razy niższe w przypadku maksymalnych stężeń jednogodzinnych oraz ponad 1000 razy niższe w przypadku maksymalnych stężeń średniorocznych) [22].

Równie niski poziom oddziaływania na jakość powietrza w zakresie stężeń pyłu zawieszonego PM10 w powietrzu



stwierdzono dla dwóch spalarni odpadów komunalnych pracujących w Wielkiej Brytanii (spalarnie Crymlyn Burrows k. Swansea i Marchwood k. Southampton o zdolnościach przerobowych odpowiednio 52,5 tys. i 210 tys. Mg/rok) [26]. Analiza wykonana dla kilku lat funkcjonowania tych obiektów, z wykorzystaniem modelu dyspersji typu ADMS-Urban v2.3, wykazała możliwość występowania maksymalnych stężeń średniorocznych w powietrzu na poziomie odpowiednio 0,003 i 0,015 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dla porównania analogiczny wynik modelowania uzyskany dla spalarni odpadów komunalnych w Warszawie to 0,00054 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [21, 22], a dla maksymalnej możliwej rocznej emisji z nowo budowanego ZTPOK w Krakowie - 0,084 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [24, 25], przy poziomie dopuszczalnym 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dużo większe znaczenie wydaje się więc tutaj mieć nie pierwotna emisja pyłu, która dla tego typu obiektów jest zwykle bardzo mała, ale emisja substancji gazowych, mogących tworzyć w powietrzu aerozole wtórne.

Jedną z najbardziej kontrolowanych grup substancji emitowanych ze spalarni odpadów są polichlorowane dioksyny i furany (PCDD/Fs). Jak wynika z obliczeń atmosferycznej dyspersji zanieczyszczeń przeprowadzonych w pracy [14], emisja PCDD/Fs na poziomie standardu emisyjnego 0,1 ngTEQ/m^3 (1 $\text{ng} = 10^{-9}$ g) podczas spalania odpadów komunalnych w jednej linii technologicznej o wydajności ok. 17 Mg/h może powodować, w zależności od wymiarów geometrycznych emitora oraz prędkości wylotowej gazów, występowanie maksymalnych stężeń jednogodzinnych tych substancji w powietrzu przy powierzchni terenu w wysokości ok. 5-20 fgTEQ/m^3 , co odpowiada 0,005-0,020 pgTEQ/m^3 (1 $\text{fg} = 10^{-15}$ g, 1 $\text{pg} = 10^{-12}$ g). Z kolei maksymalne stężenia średnioroczne PCDD/Fs w powietrzu uzyskane dla emitora o wysokości 80 m, poprzez który są odprowadzane spaliny z tego typu linii spalania z prędkością wylotową ok. 11 m/s, wynoszą ok. 0,5 fgTEQ/m^3 (czyli 0,0005 pgTEQ/m^3) w przypadku terenu z zabudową średnią [14]. Występowanie

równoczesnej emisji z większej liczby linii technologicznych (zachodzącej z wykorzystaniem osobnych emitatorów lub przewodów kominowych położonych blisko siebie) spowoduje wzrost generowanych w powietrzu stężeń zanieczyszczeń proporcjonalny do liczby pracujących linii.

Maksyma stężeń jednogodzinnych, 24-godzinnych i średniorocznych w powietrzu dla prognozowanej maksymalnej emisji PCDD/Fs z nowo budowanego ZTPOK w Krakowie (2 linie spalania) otrzymano z kolei na poziomie odpowiednio 82; 6,7 i 0,84 fgTEQ/m^3 (czyli 0,082; 0,0067 i 0,00084 pgTEQ/m^3) [24, 25]. Wykorzystywany w tym przypadku zaawansowany system modeli CALMET/CALPUFF w połączeniu z gęstą siatką obliczeniową pozwolił na wykrycie wszystkich lokalnych maksimum stężeń i zobrazowanie ekstremalnego wpływu tego obiektu na jakość powietrza z uwzględnieniem efektu zawracania smugi i braku suchego pochłaniania tych substancji przez podłoże. Dla porównania wyniki obliczeń maksymalnych stężeń jednogodzinnych i średniorocznych w powietrzu, przeprowadzonych z wykorzystaniem prostego modelu smugi Gaussa dla rzeczywistej emisji PCDD/Fs z dużo mniejszej spalarni odpadów komunalnych w Warszawie (jedna linia), uzyskano na poziomie odpowiednio 4,65 i 0,054 fgTEQ/m^3 (0,00465 i 0,000054 pgTEQ/m^3) [22]. W obliczeniach tych, podobnie jak w pracy [14], założono, że PCDD/F w całości znajdują się w pyłe drobnym PM10 i podlegają w 50% suchemu pochłanianiu przez podłoże.

Stężenia dioksyn i furanów w środowisku nie są rutynowo mierzone i nie jest też określony ich dopuszczalny poziom w powietrzu atmosferycznym. Pomimo tego istnieje wiele wyników badań zawartości tych substancji w powietrzu i w innych komponentach środowiska w pobliżu funkcjonujących instalacji termicznego przekształcania odpadów komunalnych. Wyniki tych badań mogą stanowić swoisty wskaźnik uciążliwości tego typu obiektów dla środowiska, zakładając, że obiekty te są dominującym źródłem emisji tych

substancji na danym terenie. Zbiorcze zestawienie przeglądu danych literaturowych z ostatnich kilkunastu lat dotyczących tego typu wyników (stężeń w powietrzu) dla rejonu oddziaływania wybranych spalarni odpadów komunalnych przedstawiono w tabeli 3. Wyniki badań dotyczących wpływu emisji ze spalarni na zdrowie ludzi zamieszczono z kolei m.in. w pracach [27-32].

Jak wynika z danych przedstawionych w tabeli 3, stężenia dioksyn i furanów w powietrzu wokół spalarni odpadów komunalnych podlegają znacznym wahaniom, w zakresie od ok. 0,01 do ponad 1,0 pgTEQ/m^3 , w zależności od położenia punktu pomiarowego i okresu poboru próbek. Z obydwojema tymi czynnikami wiąże się potencjalny wpływ emisji PCDD/Fs z danej spalarni odpadów i z innych ewentualnych źródeł emisji tych substancji, zależny od ich lokalizacji i aktywności w analizowanym okresie. W większości z cytowanych badań nie wykazano występowania istotnego wpływu spalarni odpadów komunalnych na poziom powodowanych w powietrzu stężeń dioksyn i furanów. W punktach pomiarowych zlokalizowanych w strefie maksymalnego oddziaływania rozpatrywanych emitatorów, wyznaczonej w oparciu o wyniki przeprowadzonego modelowania atmosferycznej dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu lub analizę róży wiatrów, czasami możliwe było odzwierciedlenie pewnego wzrostu stężeń tych substancji w porównaniu z punktami położonymi poza tą strefą lub dalej od spalarni (Triest, Tarragona, Mataró) [36-38]. Przykładowo po uruchomieniu trzeciej linii spalania w spalarni odpadów komunalnych w Trieście (północno-wschodnie Włochy) zaobserwowano np. wzrost średnich stężeń PCDD/Fs w powietrzu w punkcie położonym w odległości 800 m od tej spalarni (po stronie nawietrznej) z ok. 0,013 na 0,016 pgTEQ/m^3 (wartości średnie z 8 pomiarów 24-godzinnych przeprowadzonych w sezonie letnim i zimowym). Na wyniki pomiarów w tym punkcie mogły mieć jednak wpływ także inne pobliskie zakłady (huta stali, port przemysłowy i cementow-



Tab. 3. Wyniki pomiarów stężeń polichlorowanych dioksyn i furanów (PCDD/Fs) w powietrzu wokół spalarni odpadów komunalnych [33-41]

Lokalizacja spalarni (zdolność przerobowa; wysokość emitora)	Stężenie średnie (zakres) PCDD/Fs w powietrzu, pgTEQ/m ³	Położenie punktów pomiarowych	Okres poboru próbek (sytuacja meteorologiczna); liczba próbek (n)*	Źródło danych
Bucheon, Korea Południowa, teren miejsko-przemysłowy (200 Mg/d)	0,4465 (0,221-0,672)	teren spalarni	1999-2000, lato (26-27°C); n = 2	[33]
	0,619 (0,574-0,664)		1999-2000, wiosna/jesień (10-13°C); n = 2	
	0,742 (0,368-1,116)		1999-2000, zima (od -6 do +6°C); n = 2	
	0,379	0,2-0,3 km od spalarni (SE)	1999, lato (25°C); n = 1	
	0,7095 (0,548-0,871)		1999-2000, wiosna/jesień (10-12°C); n = 2	
	1,161		1999, zima (-8°C); n = 1	
Taichung, środkowy Tajwan, 8 km od centrum miasta (300 Mg/d; 120 m)	0,1409	0,8 km od spalarni (NW)	2002, zima (16-21°C; strona nawietrzna; 2,3-4,4 m/s); n = 3+3 = 6	[34]
	0,2067	3,0 km od spalarni (NW)		
	0,2099	1,1 km od spalarni (SE)		
	0,2069	2,1 km od spalarni (SE)		
Północny Tajwan, brak szczegółowych danych (1350 Mg/d; 120 m)	0,237 (0,88-0,63)	rejon maksymalnego oddziaływania spalarni (3-5 km od spalarni)	2004, lato (brak danych); n = 5	[35]
	0,0865		2004, lato (strona zawietrzna); n = 1	
	0,0747		2004, lato (strona nawietrzna); n = 1	
Triest, północno-wschodnie Włochy, teren przemysłowy (408 Mg/d - 2 linie)	0,13 ± 0,09	0,8 km od spalarni (NNW)	2003, lato/zima (strona nawietrzna); n = 8	[36]
	0,06 ± 0,04	1,7 km od spalarni (NE)	2003, lato/zima (strona zawietrzna); n = 8	
	0,04 ± 0,03	2,0 km od spalarni (SE)	2003, lato/zima (strona zawietrzna); n = 8	
	0,02 ± 0,01	3,2 km od spalarni (SWW)	2003, lato/zima (strona zawietrzna); n = 8	
Triest, północno-wschodnie Włochy, teren przemysłowy (612 Mg/d - 3 linie)	0,16 ± 0,02	0,8 km od spalarni (NNW)	2005, lato/zima (strona nawietrzna); n = 6	[36]
	0,03 ± 0,01	1,7 km od spalarni (NE)	2005, lato/zima (strona zawietrzna); n = 6	
	0,02 ± 0,004	2,0 km od spalarni (SE)	2005, lato/zima (strona zawietrzna); n = 6	
	0,02 ± 0,01	3,2 km od spalarni (SWW)	2005, lato/zima (strona zawietrzna); n = 6	
Tarragona, południowa Katalonia, Hiszpania, teren przemysłowy (145 tys. Mg/rok)	0,0218 (0,0110-0,0325)	0,25 km od spalarni (SE)	2007-2008, lato (brak danych); n = 2	[37]
	0,0185 (0,0055-0,0314)	0,5 km od spalarni (SW)	2007-2008, lato (brak danych); n = 2	
	0,0078 (0,0085-0,0071)	0,75 km od spalarni (NE)	2007-2008, lato (brak danych); n = 2	
	0,0203 (0,0123-0,0179)	1,0 km od spalarni (NW)	2007-2008, lato (brak danych); n = 2	
	0,0151 (0,0199-0,0206)	1,0 km od spalarni (SE)	2007-2008, lato (brak danych); n = 2	
	0,0087 (0,0052-0,0123)	1,0 km od spalarni (SW)	2007-2008, lato (brak danych); n = 2	
	0,0080 (0,0085-0,0076)	1,25 km od spalarni (SW)	2007-2008, lato (brak danych); n = 2	
0,0088 (0,0039-0,0134)	1,5 km od spalarni (NW)	2007-2008, lato (brak danych); n = 2		
Mataró, wschodnia Katalonia, Hiszpania (164 tys. Mg/rok; 45 m)	0,015	teren spalarni	2008, jesień (brak danych); n = 1	[38]
	0,010	<1 km od spalarni (miasto)	2008, jesień (brak danych); n = 1	
	0,013	>1 km od spalarni (miasto)	2008, jesień (brak danych); n = 1	
	0,008	12 km od spalarni (teren wiejski, Arenys de Mar)	2008, jesień (brak danych); n = 1	
Południowy Tajwan, brak szczegółowych danych	0,0596 (0,0335-0,105)	brak danych	brak danych; n = 4	[39]
Taipei, Północny Tajwan (3 spalarnie: 900/1800/1500 Mg/d, średnia ilość spalanych odpadów: 368/719/563 Mg/d; 74/155,5/150 m)	0,0106-0,0496	0,4-5 km od najbliższej spalarni	2006, jesień (brak danych), n = 21	[40]
	0,0201-0,0438		2007, jesień/zima (brak danych), n = 42	
	0,0215-0,0400		2008, jesień/zima (brak danych), n = 42	
	0,0150-0,0179		2009, jesień/zima (brak danych), n = 42	
	0,0191-0,0336		2010, jesień/zima (brak danych), n = 42	
	0,0164-0,0256		2011, jesień/zima (brak danych), n = 42	
Chiny, brak szczegółowych danych	0,0556 (0,024-0,103)	0,3-2,3 km od spalarni	2012, lato (brak danych); n = 13	[41]
	0,0523 (0,020-0,090)	0,3-2,3 km od spalarni	2012/2013, zima (brak danych); n = 13	

* czas poboru pojedynczej próbki: od 1 do 3 dni (pobór metodą aktywną - z wykorzystaniem wysokoprzepływowych poborników), z wyjątkiem danych dotyczących Chin (pobór metodą pasywną, czas ekspozycji próbników: do 4 miesięcy)

nia [36]. Z kolei w przypadku spalarni położonych w środkowym i północnym Tajwanie, podwyższone tło tych substancji w powietrzu, wynikające z występowania w rozpatrywanym rejonie innych

istotnych źródeł ich emisji, powodowało, że wyniki uzyskane po stronie zawietrznej danej spalarni były często równie wysokie lub wyższe od wyników uzyskiwanych po stronie nawietrznej [34, 35].

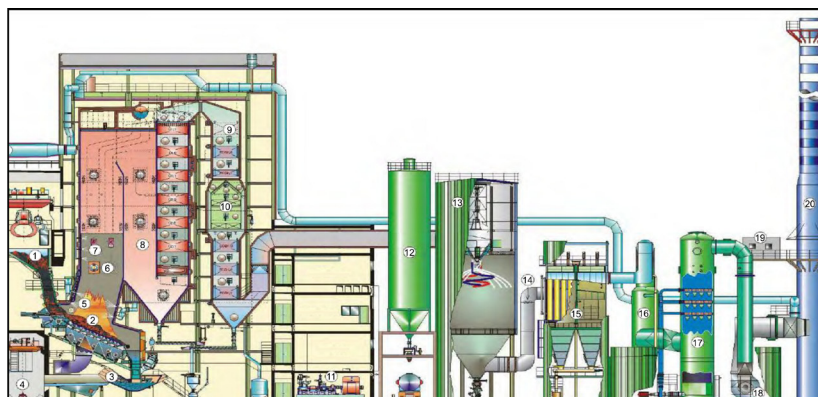
Biorąc pod uwagę stwierdzone m.in. w pracach [13, 14, 24, 25] najwyższe wartości stężeń dioksyn i furanów, które mogą być powodowane w powietrzu w wyniku maksymalnej



dopuszczalnej ich emisji ze spalarni odpadów komunalnych o zdolności przerobowej rzędu 220-250 tys. Mg/rok, zauważalny wzrost stężeń tych substancji w powietrzu wynikający z uruchomienia tego typu spalarni (lub mniejszych) możliwy będzie tylko na terenach o bardzo niskim poziomie tła tych substancji (występującym np. w Hiszpanii, czy we Włoszech). Z tak niskim poziomem tła niestety nie mamy do czynienia w Polsce, zwłaszcza w sezonie grzewczym [42-46]. Przykładowo zakres stężeń PCDD/Fs rejestrowanych w powietrzu w Krakowie i Zakopanem w czerwcu i grudniu 2002 r. zmieniał się w granicach 0,037-2,9 pgTEQ/m³ [46], a w latach 90. w centrum Krakowa zarejestrowano nawet stężenie rzędu 12 pgTEQ/m³ [42, 44]. Tak więc oddziaływanie na jakość powietrza nowo budowanych spalarni odpadów komunalnych w Polsce w zakresie powodowanych w powietrzu stężeń PCDD/Fs powinno być pomijalnie małe w stosunku do spodziewanego tła tych substancji w rejonie ich lokalizacji.

Wnioski

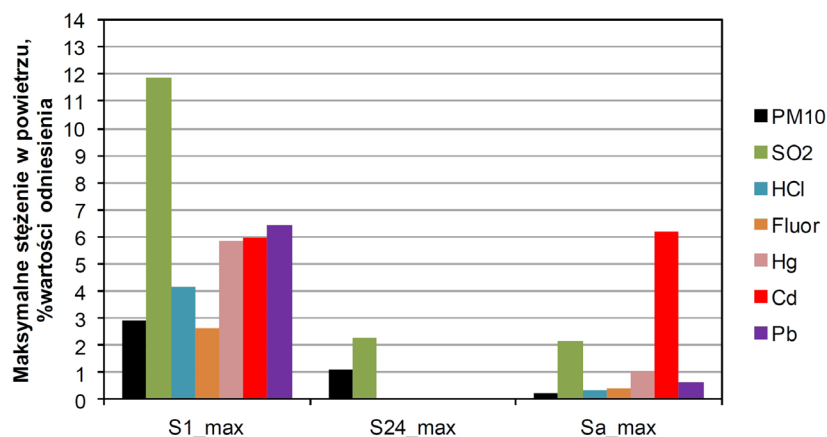
Oddziaływanie instalacji termicznego przekształcania odpadów komunalnych na jakość powietrza zależy od wielu czynników i może być minimalizowane poprzez stosowanie zaawansowanych systemów oczyszczania gazów odlotowych oraz optymalizację sposobu odprowadzania oczyszczonych spalin do powietrza atmosferycznego. Wykorzystanie wysokosprawnych metod redukcji emisji zanieczyszczeń z tego typu obiektów pozwala na utrzymywanie średnich stężeń substancji zanieczyszczających w emitowanych gazach na poziomie dużo niższym od obowiązujących w tym zakresie wartości dopuszczalnych (na poziomie ok. 0,4-65% odpowiednich standardów emisyjnych). Mała emisja zanieczyszczeń w połączeniu z odpowiednio dobranymi wymiarami geometrycznymi emitorów spalarni i ich właściwą loka-



Rys. 1. Schemat instalacji termicznego przekształcania odpadów komunalnych w Mainz, Niemcy (Entsorgungsgesellschaft Mainz mbH):

- 1 - lej zasypowy, 2 - ruszt posuwisto-zwrotny systemu Martin, 3 - odzūżlacz, 4 - bunkier żuźła, 5 - dysze powietrza, 6 - palnik zapłonowy i wspomagający, 7 - selektywna redukcja niekatalityczna (SNCR), 8 - kocioł parowy, 9 - zdmuchiawcz sadzy, 10 - katalizator nieprzereagowanego amoniaku (ASC), 11 - turbogenerator potrzeb własnych, 12 - zbiornik na pył, 13 - absorber rozpyłowy, 14 - wtrysk sorbentu, 15 - filtr tkaninowy, 16 - pflugczka wstępna, 17 - absorber natryskowy, 18 - wentylator wyciągowy spalin, 19 - system monitoringu emisji, 20 - komin

Źródło: opracowanie własne na podstawie [4]



Rys. 2. Wyniki obliczeń maksymalnych wartości stężeń jednogodzinnych (S1_max), 24-godzinnych (S24_max) i średniorocznych (Sa_max) w powietrzu przy powierzchni terenu prognozowanych dla ZTPOK w Krakowie w odniesieniu do odpowiednich wartości dopuszczalnych lub odniesienia: D₁, D₂₄ i D_a
Źródło: opracowanie własne na podstawie [24, 25]

lizacją pozwalają na minimalizację stężeń zanieczyszczeń powodowanych w powietrzu.

Spośród wszystkich zanieczyszczeń powietrza w największych ilościach ze spalarni odpadów komunalnych emitowane są tlenki azotu (NO_x), które też stanowią stosunkowo najbardziej uciążliwą pod tym względem grupę substancji. W przypadku prawidłowo

zaprojektowanych emitorów wynikające z tej emisji stężenia dwutlenku azotu (NO₂) w powietrzu przy powierzchni terenu powinny jednak utrzymywać się znacznie poniżej dopuszczalnych poziomów jednogodzinnych i średniorocznych. Bardziej zagrożone pod tym względem mogą być jedynie ostatnie piętra wysokich budynków. Zaleca się więc, aby lokalizacja tych emitorów wy-



kluczała istnienie w ich pobliżu (do 500 m) zabudowy wysokiej.

Wyniki obliczeń rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu wykonane dla istniejących i projektowanych zakładów termicznego przekształcania odpadów komunalnych o zdolnościach przerobowych zmieniających się w zakresie od 40 do 250 tys. Mg/rok wskazują, że rzeczywiste lub maksymalne możliwe emisje pozostałych substancji, mogą powodować stężenia tych substancji w powietrzu przy powierzchni terenu na poziomie co najmniej kilka, a najczęściej kilkadziesiąt lub kilkaset razy mniejszym od odpowiednich wartości dopuszczalnych lub odniesienia. Przykładowo prognozowane maksymalne stężenia średnioroczne pyłu zawieszonego PM10 powodowane w powietrzu przez tego typu zakłady w zależności od ich wielkości i tego, czy emisję pyłu drobnego przyjmuje się na poziomie rzeczywistym, czy maksymalnym możliwym, wahają się od ok. 0,001 do 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, co stanowi 0,0025-0,25% wartości dopuszczalnej, obowiązującej w krajach Unii Europejskiej.

Spalarnie odpadów, w tym także spalarnie odpadów komunalnych, często są kojarzone z podwyższoną emisją do powietrza dioksyn i furanów. Jak wynika z analizy danych literaturowych, zakres stężeń tych substancji w powietrzu wokół spalarni odpadów komunalnych waha się w szerokim zakresie od ok. 0,01 do ponad 1,0 pgTEQ/m^3 . Poziom rejestrowanych stężeń zależy od tła tych substancji występującego w rejonie poszczególnych punktów pomiarowych w danym okresie, a ten wynika z oddziaływania wszystkich źródeł ich emisji (lokalnych i napływowych), mających wpływ na jakość powietrza w danym rejonie. Wśród tych źródeł spalarnia odpadów wcale nie musi mieć pod tym względem dominującej roli, zwłaszcza w obszarach i okresach cechujących się wysokim tłem tych zanieczyszczeń w powietrzu.

Stężenia dioksyn i furanów w spalarniach emitowanych z instalacji termiczne-

go przekształcania odpadów komunalnych zwykle utrzymują się na poziomie ok. 0,003-0,05 ngTEQ/m^3 (co stanowi 3-50% standardu emisyjnego). Zakładając jednak występowanie emisji tych substancji przez cały rok na maksymalnym dopuszczalnym poziomie (0,1 ngTEQ/m^3), dla średniej wielkości spalarni odpadów o zdolności przerobowej rzędu 220-250 tys. Mg/rok i wysokości emitatorów rzędu 80 m, w rejonie jej maksymalnego oddziaływania powinno się uzyskać stężenia dioksyn i furanów w powietrzu przy powierzchni terenu w zakresie od ok. 0,0005 do 0,1 pgTEQ/m^3 w zależności od liczby pracujących równocześnie linii spalania, rodzaju terenu, parametrów meteorologicznych i czasu uśredniania (najniższe stężenia odpowiadają wartościom średniorocznym, a najwyższe stężenia - wartościom maksymalnym jednogodzinnym). Jak wynika z modelowania dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu, tego typu emisje mogą powodować występowanie maksymalnych stężeń dobowych tych substancji na poziomie co najwyżej 0,007 pgTEQ/m^3 . Tak więc biorąc pod uwagę czas poboru próbek stosowany w pomiarach dioksyn i furanów w powietrzu (minimum 24 godziny dla wysokoprzepływowych technik aspiracyjnych) oraz przeważnie wysoki poziom ich stężeń występujący w Polsce (zwłaszcza w sezonie grzewczym), nie będzie praktycznie możliwe zaobserwowanie istotnego wpływu nowo budowanych spalarni odpadów komunalnych w naszym kraju na stan zanieczyszczenia powietrza tymi substancjami. □

■ Literatura

- [1] CEWEP - Confederation of European Waste-to-Energy Plants e.V., www.cewep.eu/index.html.
- [2] US EPA: Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2012.
- [3] Ministry of the Environment, Government of Japan: Annual Report on the Environmental Statistics. August 2012.
- [4] WSP Environmental Limited: Review of State-of-the-Art Waste-to-Energy Technologies, Stage Two - Case Studies. January 2013.
- [5] European Commission: Integrated Pollution Prevention and Control - Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration. August 2006.
- [6] Wielgosiński G.: Przegląd technologii termicznego przekształcania odpadów. Nowa Energia, nr 1(19), 2011, 55-67.
- [7] Oleniacz R.: Oczyszczanie gazów odlotowych ze spalania odpadów niebezpiecznych. Inżynieria Środowiska, 5(2), 2000, 363-382.
- [8] Wielgosiński G.: Technologie oczyszczania spalin w spalarniach odpadów - i nie tylko. Nowa Energia, nr 1 (31), 2013, 29-41.
- [9] Wielgosiński G., Wasiak D.: Wtórne odpady z procesu termicznego przekształcania odpadów. Nowa Energia, nr 1 (43), 2015, 42-52.
- [10] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych. Dz. U. L 334 z 17.12.2010, 17.
- [11] Bogacki M., Oleniacz R.: Referencyjna metodyka modelowania poziomów substancji w powietrzu na tle innych modeli obliczeniowych. Inżynieria Środowiska, 9(1), 2004, 35-45.
- [12] Oleniacz R.: Ocena oddziaływania na środowisko instalacji spalania odpadów - wybrane problemy. Materiały z II Konferencji z cyklu Instrumenty Zarządzania Ochroną Środowiska nt. „Ocena oddziaływania na środowisko na szczeblu krajowym i regionalnym”, Wyd. AGH, Kraków 2005.
- [13] Oleniacz R., Pilch M.: Ocena wpływu planowanego zakładu termicznego przekształcania odpadów komunalnych na jakość powietrza w Krakowie. Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska, 9, 2008, 19-27.
- [14] Oleniacz R.: Assessment of the impact of municipal waste incineration plants on air quality and the possibilities of its reduction. Polish Journal of Environmental Studies, 23(3A), 2014, 95-104.
- [15] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 26 stycznia 2010 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu. Dz. U. 2010, Nr 16, poz. 87.
- [16] Rozporządzenie Ministra Środowiska



z dnia 30 października 2014 r. w sprawie wymagań w zakresie prowadzenia pomiarów wielkości emisji oraz pomiarów ilości pobieranej wody. Dz. U. 2014, poz. 1542.

[17]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. Dz. U. 2014, poz. 1546.

[18]17. BImSchV: Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen vom 2. Mai 2013, BGBl. I S. 1021, 1044, 3754.

[19]Entsorgungsgesellschaft Mainz mbH, www.mhkw-mainz.de/.

[20]Pikoń K., Galica K.: Spalanie odpadów komunalnych - analiza przypadku. Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska, 5, 2007, 71-90.

[21]Oleniacz R., Antolak J.: Wpływ Zakładu Unieszkodliwiania Stałych Odpadów Komunalnych w Warszawie na jakość powietrza. Materiały z VIII Konferencji „Dla miasta i środowiska - Problemy unieszkodliwiania odpadów”. Warszawa, 29 listopada 2010.

[22]Oleniacz R.: Impact of the municipal solid waste incineration plant in Warsaw on air quality. Geomatics and Environmental Engineering, 8(4), 2014, 25-42.

[23]Rzeszutek M., Oleniacz R.: Zakład Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych w Krakowie - założenia projektowe i stan realizacji budowy. Materiały z XI Konferencji „Dla miasta i środowiska - Problemy unieszkodliwiania odpadów”. Warszawa, 25 listopada 2013.

[24]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. Musiałik-Piotrowska). Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2014.

[25]Rzeszutek M., Oleniacz R.: Zastosowanie systemu modeli CALMET/CALPUFF o wysokiej rozdzielczości do oceny wpływu na jakość powietrza spalarni odpadów komunalnych w Krakowie (w budowie). Inżynieria i Ochrona Środowiska, 18(1), 2015.

[26]Franchini M. et al.: Health effects of exposure to waste incinerator emissions: a review of epidemiological studies. Ann Ist Super Sanità, 40(1), 2004, 101-115.

[27]Roberts R.J., Chen M.: Waste incineration - how big is the health risk? A quantitative method to allow comparison with other health risks. Journal of Public Health, 28(3), 2006, 261-266.

[28]Cangialosi F. et al.: Health risk assessment of air emissions from a municipal solid waste incineration plant - A case study. Waste Management, 28, 2008, 885-895.

[29]Forastiere F. et al.: Health impact assessment of waste management facilities in three European countries. Environmental Health, 10:53, 2011, 1-13.

[30]Vilavert L. et al.: Long-term monitoring of dioxins and furans near a municipal solid waste incinerator: human health risks. Waste Management Research, 30, 2012, 908-916.

[31]Ashworth D.C. et al.: Comparative assessment of particulate air pollution exposure from municipal solid waste incinerator emissions. Journal of Environmental and Public Health, 13, 2013, 1-13.

[32]Wielgosiński G., Targaszewska A.: The impact of waste incineration on human beings and the environment. Ecological Chemistry and Engineering S, 21(2), 353-363, 2014.

[33]Oh J.-E. et al.: Influence of a municipal solid waste incinerator on ambient air and soil PCDD/Fs levels. Chemosphere, 64, 2006, 579-587.

[34]Chao M.R.: Approaching gas-particle partitioning equilibrium of atmospheric PCDD/Fs with increasing distance from an incinerator: measurements and observations on modeling. Atmospheric Environment, 38(10), 2004, 1501-1510.

[35]Wang J.-B. et al.: Approaches adopted to assess environmental impacts of PCDD/F emissions from a municipal solid waste incinerator. Journal of Hazardous Materials, 152, 2008, 968-975.

[36]Colombo A. et al.: PCDD/Fs in ambient air in north-east Italy: The role of a MSWI inside an industrial area. Chemosphere, 77, 2009, 1224-1229.

[37]Vilavert L. et al.: Modification of an environmental surveillance program to mo-

nitior PCDD/Fs and metals around a municipal solid waste incinerator. Journal of Environmental Science and Health Part A, 44, 2009, 1343-1352.

[38]Rovira J. et al.: Environmental monitoring of metals, PCDD/Fs and PCBs as a complementary tool of biological surveillance to assess human health risks. Chemosphere, 80, 2010, 1183-1189.

[39]Wang M.-S. et al.: Determination of levels of persistent organic pollutants (PCDD/Fs, PBDD/Fs, PBDEs, PCBs, and PBBs) in atmosphere near a municipal solid waste incinerator. Chemosphere, 80, 2010, 1220-1226.

[40]Mi H.-H. et al.: Long-term monitoring and modeling of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from municipal solid waste incinerators and surrounding area in northern Taiwan. Environmental Science and Pollution Research, 21(18), 2014, 10751-10764.

[41]Gao L. et al.: Spatial and seasonal distributions of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans and polychlorinated biphenyls around a municipal solid waste incinerator, determined using polyurethane foam passive air samplers. Chemosphere 114, 2014, 317-326.

[42]Grochowalski A., Wybraniec S., Chrzaszcz R.: Determination of PCDFs/PCDDs in ambient air from Krakow City, Poland. Organohalogen Compounds, 24, 1995, 153-156.

[43]Grochowalski A.: PCDDs/Fs in suspended particulate matter in ambient air from Cracow City, Poland. Organohalogen Compounds, 32, 1997, 76-80.

[44]Lohmann R., Jones K.C.: Dioxins and furans in air and deposition: a review of levels, behaviour and processes. Science of the Total Environment, 219, 1998, 53-81.

[45]Duda A., Czerwiński, J.: Polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans in samples of suspended dust from Lublin. Archiwum Ochrony Środowiska, 33(94), 2007, 17-22.

[46]Umlauf G. et al.: Seasonality of PCDD/Fs in the ambient air of Malopolska region, southern Poland. Environmental Science and Pollution Research International, 17(2), 2010, 462-469.

