Robert OLENIACZ¹

Magdalena KASIECZUK²

Mateusz RZESZUTEK³

OCENA EFEKTÓW TERMOMODERNIZACJI BUDYNKÓW JEDNORODZINNYCH.

2. OGRANICZENIE WPLYWU NA JAKOŚĆ POWIETRZA ATMOSFERYCZNEGO

W artykule oceniono stopień zmniejszenia wpływu na jakość powietrza zespołu budynków jednorodzinnych opalanych węglem kamiennym wynikający z realizacji pewnych prac termomodernizacyjnych, skutkujących ograniczeniem zużycia paliwa i redukcją emisji zanieczyszczeń do powietrza. Oceny dokonano na podstawie wyników modelowania dyspersji wybranych substancji (SO_2 , NO_2 , CO , PM_{10} , B(a)P i PCDD/F) w powietrzu atmosferycznym przy wykorzystaniu modeli CALMET/CALPUFF. Proces obliczeniowy składał się z przygotowania danych przestrzennych cech terenu, utworzenia trójwymiarowej siatki danych meteorologicznych, zdefiniowania parametrów geometrycznych emitatorów zastępczych i wykonania obliczeń rozkładów stężeń zanieczyszczeń w powietrzu dla przyjętych wariantów emisyjnych. Uzyskane wyniki obliczeń wskazują na możliwość występowania przekroczeń dopuszczalnych stężeń w powietrzu SO_2 , PM_{10} i B(a)P w przypadku emisji tych substancji z 60 tego typu budynków mieszkalnych położonych blisko siebie, cechujących się niską izolacyjnością termiczną. Zdecydowane ograniczenie tego oddziaływania możliwe jest poprzez przeprowadzenie szeregu prac zwiększających efektywność energetyczną tych budynków (wymiana okien, ocieplenie ścian zewnętrznych, docieplenie stropodachu i wymiana instalacji grzewczej). Zaproponowane działania pozwalają na zmniejszenie stężeń ww. substancji w powietrzu powodowanych emisją z tych budynków zdecydowanie poniżej poziomu dopuszczalnego z wyjątkiem B(a)P , w przypadku którego dotrzymanie dopuszczalnych stężeń średniorocznych w powietrzu wymaga dodatkowo zmiany rodzaju stosowanego paliwa.

Słowa kluczowe: termomodernizacja budynków, niska emisja, zanieczyszczenia powietrza, dyspersja atmosferyczna, modelowanie, CALMET, CALPUFF

¹ Autor do korespondencji: Robert Oleniacz, AGH Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska, Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska, al. A. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków, tel. + 48 12 6174503, e-mail: oleniacz@agh.edu.pl

² Magdalena Kasieczuk, AGH Akademia Górniczo-Hutnicza, e-mail: mkasiet@agh.edu.pl

³ Rzeszutek, AGH Akademia Górniczo-Hutnicza, e-mail: rzeszut@agh.edu.pl

1. Wstęp

Przeprowadzenie prac termomodernizacyjnych budynków jednorodzinnych cechujących się niską izolacyjnością termiczną powoduje zwiększenie jego efektywności energetycznej, a tym samym zmniejszenie zużycia paliw na cele centralnego ogrzewania (c.o.) i redukcję emisji zanieczyszczeń do powietrza wynikających z ich spalania. W przypadku, gdy paliwem tym jest węgiel kamienny może to przynieść wyraźne ograniczenie oddziaływania tego typu budynków na jakość powietrza, co jest szczególnie istotne w przypadku tych substancji emitowanych z kotłów węglowych, których stężenia w powietrzu w naszym kraju często przekraczają poziomy dopuszczalny, czyli dwutlenku siarki (SO_2), pyłu zawieszonego PM10 oraz benzo(a)pirenu (B(a)P) [10, 27].

W niniejszej pracy dokonano oceny wpływu na jakość powietrza budynków mieszkalnych jednorodzinnych opalanych węglem przed i po ich termomodernizacji z uwzględnieniem różnych wariantów prac zmierzających do poprawy ich efektywności energetycznej oraz sześciu zanieczyszczeń powietrza charakterystycznych dla procesu spalania węgla: dwutlenku siarki (SO_2), dwutlenku azotu (NO_2), tlenku węgla (CO), pyłu zawieszonego PM10, benzo(a)pirenu (B(a)P) oraz dioksyn i furanów (PCDD/F). Podobną ocenę zamieszczono w pracy [14], ale ograniczono się w niej tylko do wyników obliczeń zmian emisji i imisji dwóch substancji zanieczyszczających powietrze (SO_2 i pyłu PM10).

Większość innych prac oceniających efekty prac termomodernizacyjnych ogranicza się do oceny zmian zapotrzebowania na energię i wynikających stąd korzyści ekonomicznych oraz ewentualnie ograniczenia emisji zanieczyszczeń do powietrza bez oceny skutków tych zmian w środowisku, w tym wpływu na jakość powietrza. Tego typu oceny z wykorzystaniem technik modelowania matematycznego dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym nieco częściej wykonuje się w odniesieniu do większych obszarów (poszczególnych miast, powiatów lub województw) w związku z opracowywanymi programami ochrony powietrza, ale opierają się one na mniej lub bardziej szczegółowej inwentaryzacji źródeł emisji dla tych obszarów i wiążą z prognozą ich łącznego oddziaływania na jakość powietrza w rozpatrywanym okresie. Zamieszczone w niniejszej pracy wyniki obliczeń mogą być przydatne do oceny możliwości zmniejszenia oddziaływania na jakość powietrza niskiej emisji w wyniku termomodernizacji energochłonnych budynków opalanych węglem kamiennym, co jest dosyć istotne z punktu widzenia działań naprawczych proponowanych w wielu programach ochrony powietrza opracowanych w Polsce.

W obliczeniach rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu w niniejszej pracy wykorzystano system modeli CALMET/CALPUFF. Narzędzie to uznawane jest za jedno z najlepszych do modelowania dyspersji zanieczyszczeń powietrza powodowanych przez zespoły źródeł emisji [9, 29]. Stosowany jest w naszym kraju przy opracowywaniu programów ochrony powietrza, prognozowaniu jakości powietrza oraz w różnych pracach naukowych [5, 6, 11, 24-26,

28]. CALPUFF to niestacjonarny, wielowarstwowy gaussowski model obłoku [21]. Posiada on wyspecjalizowany moduł symulacji stężeń z wypornościowych źródeł liniowych, zaczerpnięty z modelu dyspersji BLN (Buoyant Line and Point source dispersion models) [19, 20]. Moduł ten jest dedykowany do opisu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń pochodzących między innymi z zabudowy jednorodzinnej lub wielorodzinnej [21].

2. Charakterystyka obiektu badań i wariantów obliczeniowych

Obiektem badań było przykładowe osiedle składające się z 60 jednakowych budynków jednorodzinnych typowych dla lat 70. i 80. XX wieku (domy dwukondygnacyjne typu „kostka” o kubaturze zewnętrznej ok. 584 m³), stanowiące przykład źródła niskiej emisji zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego (o wysokości ok. 8 m n.p.t.).

Przyjęto, że poszczególne budynki położone są na działkach o powierzchni 5 arów i tworzą one osiedle o regularnej zabudowie zwartej, dobrze osłoniętej, zgodnie z rzutem przedstawionym na rys. 1. W związku z potrzebą dostarczenia informacji o formie terenu dla modelu dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym, osiedle to zostało umownie zlokalizowane w zachodniej części miasta Krakowa.

Rys. 1. Widok osiedla budynków jednorodzinnych

Fig. 1. A view of the estate of detached buildings

Założono, że do ogrzewania wszystkich tych budynków i do wytwarzania ciepłej wody użytkowej (c.w.u.) stosowane są kotły węglowe, pracujące w okre-

sie grzewczym przez co najwyżej 17 godzin dziennie z różną intensywnością (w zależności od temperatury zewnętrznej) oraz w okresie pozagrzewczym przez dwie godziny (w celu wytwarzania tylko c.w.u.).

Charakterystykę geometryczną, użytkową i cieplną analizowanego typu budynku przedstawiono w artykule [13], stanowiącym pierwszą część niniejszej pracy. Zamieszczono w nim także szczegółowy opis zaproponowanych wariantów prac modernizacyjnych, wynikających z potrzeby poprawy jego izolacyjności termicznej, w stosunku do stanu początkowego (wariantu W_0).

W poszczególnych wariantach założono wykonanie wymiany okien (wariant W_1), ocieplenie ścian zewnętrznych (wariant W_2), docieplenie stropodachu (wariant W_3) oraz przeprowadzenie wszystkich tych prac w połączeniu z zastosowaniem kotła węglowego o większej sprawności i mniejszej mocy (wariant W_4). Emisję rozpatrywanych zanieczyszczeń do powietrza z pojedynczego budynku dla stanu początkowego i ww. wariantów prac termomodernizacyjnych przyjęto na poziomie określonym w pracy [13] z krokiem 1-godzinnym. Wynika ona z określonego dla poszczególnych wariantów całkowitego zapotrzebowania na węgiel na potrzeby centralnego ogrzewania i wentylacji oraz wytwarzanie c.w.u., a także z założonej zmienności zużycia paliwa w okresie umownego roku (rok 2012).

Zestawienie całkowitej emisji rocznej poszczególnych substancji zanieczyszczających z zespołu 60 tego typu budynków dla rozpatrywanych wariantów zamieszczono w tabeli 1. Z kolei względne zmiany rocznego ładunku emitowanych zanieczyszczeń w odniesieniu do emisji obliczonej dla stanu początkowego przedstawiono poglądowo na rys. 2.

Tabela 1. Całkowite roczne emisje wybranych zanieczyszczeń do powietrza z zespołu 60 budynków jednorodzinnych w zależności od wariantu

Table 1. Total annual emissions of selected pollutants into the air from the group of 60 detached houses depending on the variant

Wariant	Emisja całkowita z zespołu 60 budynków					
	SO ₂	NO ₂	CO	PM10	B(a)P	PCDD/F
	Mg/rok	Mg/rok	Mg/rok	Mg/rok	kg/rok	mgTEQ/rok
W ₀	20,876	2,552	106,702	9,371	5,335	18,557
W ₁	20,309	2,482	103,804	9,117	5,190	18,053
W ₂	16,081	1,965	82,193	7,219	4,110	14,294
W ₃	16,016	1,958	81,862	7,190	4,093	14,237
W ₄	8,575	1,048	43,829	3,849	2,191	7,622

Przyjęta metodyka obliczeniowa dotycząca zapotrzebowania na energię końcową uwzględnia raczej mało oszczędny sposób ogrzewania budynku (w związku z założeniem stałego utrzymywania założonej temperatury w ogrzewanych pomieszczeniach) i produkcji c.w.u. (codzienne uruchamianie

kotła), tak więc odzwierciedla ona raczej skrajnie wysokie zużycie paliwa i emisję zanieczyszczeń do powietrza (w przypadku SO_2 przyjęto ponadto dosyć wysoki wskaźnik emisji odpowiadający zawartości siarki w paliwie na poziomie 1,2 %).

Rys. 2. Porównanie względnej emisji zanieczyszczeń do powietrza z analizowanych budynków jednorodzinnych dla poszczególnych wariantów

Fig. 2. Comparison of the relative air pollutant emissions from analysed detached buildings for respective variants

3. Metodyka obliczeń dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu

Obliczenia dyspersji zanieczyszczeń w powietrzu w celu określenia ich stężeń powodowanych przy powierzchni terenu zrealizowano wykorzystując wielowarstwowy gaussowski model obłoku CALPUFF [21]. Podstawowe dane wejściowe dla modelu dyspersji stanowiła trójwymiarowa siatka parametrów meteorologicznych (utworzona za pomocą modelu CALMET i zawierająca informacje o terenie i współczynnikach zależnych od klas pokrycia terenu) oraz pole emisji dla rozpatrywanych wariantów, przy czym uwzględniono tutaj jednoczesną emisję z całego rozpatrywanego zespołu 60 budynków jednorodzinnych.

W wykonanych obliczeniach posłużono się liniowy typem źródła emisji, rekomendowanym dla regularnie ułożonych emitorów punktowych sektora komunalno-bytowego. Badany obiekt zdefiniowano jako 6 identycznych źródeł liniowych, z których każde składało się z 10 szeregowo ułożonych budynków jednorodzinnych. Pozostałe parametry geometryczne charakteryzujące sposób opisu źródeł emisji przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Zestawienie parametrów geometrycznych ustalonych dla liniowych źródeł emisji

Table 2. Comparison of geometrical parameters of defined linear emission sources

Parametr	Opis	Wartość	Jednostka
MX	maksymalna liczba odcinków w 1 linii	10	-
L	średnia długość budynku	11	m
H _B	średnia wysokość budynku	8	m
W _B	średnia szerokość budynku	10	m
W _M	średnia szerokość emitora liniowego	0,3	m
W _B	średni odstęp między emitorami liniowymi	10	m
HTL	wysokość punktu emisji n.p.t.	8,4	m

W procesie modelowania propagacji zanieczyszczeń wzięto pod uwagę między innymi wpływ cech terenu przy użyciu uproszczonej metody CALPUFF, proces suchego wymywania zanieczyszczeń, efekt wyporu smugi, wyniesienie smugi oraz specyficzne zachowania się smugi zanieczyszczeń w obrębie zabudowy [2, 4].

Zastosowana metodyka obliczeniowa wiązała się także z potrzebą przygotowania i uwzględnienia zmiennych w przestrzeni danych ukształtowania i użytkowania terenu oraz zmiennych w czasie parametrów meteorologicznych, czyli wykorzystania preprocesorów danych geofizycznych i meteorologicznych.

Dane ukształtowania i pokrycia terenu pozyskano odpowiednio z bazy danych Shuttle Radar Topography Mission (SRTM3) i Corine Land Cover 2006 (CLC 2006) [1, 23]. Stosując tzw. preprocesory przygotowania danych geofizycznych systemu modelowania CALMET/CALPUFF oraz program ArcMAP, utworzono siatkę obliczeniową o wymiarach 10×10 km i rozdzielczości 100 m, zawierającą zmienne w przestrzeni informacje o wysokości i typie pokrycia terenu. Ponadto względem uprzednio wymienionych cech powierzchni odpowiednim punktom siatki zostały przypisane za pomocą preprocesora MAKGEO: aerodynamiczny współczynnik szorstkości, albedo, liczba Bowena, strumień ciepła w gruncie, antropogeniczny strumień ciepła i wskaźnik pokrycia liściowego. Tak przygotowane dane stanowią informację wejściową modelu meteorologicznego CALMET. Szerszy opis metodyki z opisem stosowanych aplikacji i innych źródeł danych można znaleźć w pracach [2, 3, 18, 22].

Dane meteorologiczne pochodzące ze stacji naziemnych i sondaży radarowych za rok 2012 pozyskano odpowiednio z NOAA Earth System Research Laboratory i National Climatic Data Center [8, 15]. Pozyskane zbiory obserwacji meteorologicznych w zależności od typu przechowywanych informacji przetworzono przy użyciu odrębnych preprocesorów przetwarzania danych meteorologicznych.

W celu przekształcenia i ujednolicenia zmiennych w czasie parametrów meteorologicznych charakterystycznych dla przypowierzchniowej warstwy at-

mosfery posłużono się preprocesorem SMERGE. Program ten scala pozyskane obserwacje z wielu stacji powierzchniowych w jeden zestaw danych wyjściowych stanowiący plik wejścia modelu CALMET [3, 22].

Za pośrednictwem preprocesora READ62 utworzono z kolei sformatowane pliki zawierające dane dotyczące zmienności czynników meteorologicznych w czasie i pionowym przekroju atmosfery. Dodatkowo program ten przeprowadza ekstrapolację brakujących informacji w pionowym profilu atmosfery do poziomu ciśnienia ustalonego przez użytkownika przy założeniu, że gradient temperatur jest stały [2, 22]. Proces ten wykonywany jest indywidualnie dla każdej stacji pomiarowej.

Czynniki meteorologiczne w umownym obszarze obliczeniowym kształtowane były głównie przez dane pochodzące ze stacji naziemnej IMiGW Kraków Balice. Na rys. 3 przedstawiono roczną różę wiatrów dla tej stacji, opracowaną na podstawie pozyskanych danych meteorologicznych za rok 2012 (umowny rok obliczeniowy). Jest ona zbliżona do wieloletnich róż wiatrów reprezentatywnych dla rejonu Krakowa (dominują wiatry południowo-zachodnie i północno-wschodnie). Pełny wykaz stacji meteorologicznych wykorzystanych w obliczeniach zestawiono w tabeli 3.

Rys. 3. Róża wiatrów dla stacji naziemnej Kraków Balice za rok 2012

Fig. 3. The wind rose of the Kraków Balice ground station for 2012

Tabela 3. Wykaz stacji naziemnych i aerologicznych wykorzystanych w procesie tworzenia trójwymiarowej siatki meteorologicznej

Table 3. List of ground and aerological stations used in the process of making three-dimensional meteorological grid

Numer stacji	Lokalizacja	Współrzędne		Typ stacji
		X [km]	Y [km]	
12560	Katowice	359 496	5566 061	naziemna
12566	Kraków Balice	414 143	5548 215	
12575	Tarnów	498 783	5541 668	
12660	Nowy Sącz	477 563	5497 330	
11952	Poprad	449 562	5431 020	aerologiczna
12425	Wrocław	215 833	5744 603	
11520	Praga	31 000	5560 900	
12374	Legionowo	497 297	5805 530	

Siatkę zmiennych w czasie i przestrzeni parametrów meteorologicznych utworzono opierając się na uprzednio przygotowanych danych przestrzennych oraz obserwacyjnych ze stacji powierzchniowych i aerologicznych. W tym celu wykorzystano diagnostyczny model meteorologiczny CALMET, który generuje trójwymiarową siatkę pola wiatru i temperatury. Pozostałe czynniki determinujące proces transportu zanieczyszczeń w atmosferze, takie jak długości Monina-Obukhova, wysokości warstwy mieszania, klasa równowagi atmosferycznej, prędkości tarcia, prędkość konwekcyjna i wielkość opadu obliczane są w dwuwymiarowej przestrzeni [2, 3, 22]. W trakcie wykonywania obliczeń uruchomiono algorytmy odpowiedzialne za uwzględnianie kinematycznego wpływu terenu, efektu spływu mass powietrza ze wzgórz oraz blokującego działania wzniesień na pole wiatru. W celu poprawnego odzwierciedlenia pola wiatru w obszarze obliczeniowym w ustawieniach modelu zdefiniowano promień zasięgu oddziaływania stacji powierzchniowych, włączono funkcję pionowej ekstrapolacji danych z naziemnych obserwacji bez uwzględniania ciszy i zwiększono siłę oddziaływania tych informacji w górnych warstwach siatki meteorologicznej.

4. Wyniki obliczeń

Dla każdego rozpatrywanego wariantu wykonano obliczenia stężeń jednogodzinnych, 24-godzinnych i średniorocznych w powietrzu przy powierzchni terenu i porównano je z odpowiednimi wartościami odniesienia lub poziomami dopuszczalnymi [16, 17]. W analizie przestrzennej zmienności stężeń ograniczono się do obszaru o wymiarach 6×6 km (z zespołem emitatorów położonych w środku), w którym koncentruje się najbardziej niekorzystne oddziaływanie analizowanych budynków na jakość powietrza.

4.1. Maksymalne wartości stężeń dla poszczególnych wariantów

W tabelach 4-6 zamieszczono zbiorcze zestawienie najwyższych wartości ze stężeń maksymalnych jednogodzinnych (S_{1_max}), średniodobowych (S_{d_max}) i średniorocznych (S_{a_max}) w powietrzu otrzymanych w przyjętej siatce obliczeniowej dla poszczególnych substancji zanieczyszczających i wariantów.

Tabela 4. Zestawienie najwyższych wartości ze stężeń maksymalnych jednogodzinnych w powietrzu w przyjętym obszarze obliczeniowym dla analizowanych wariantów

Table 4. Comparison of the highest of one-hour maximum concentrations in the air in the assumed calculation area for individual variants

Substancja	Jednostka	Najwyższe ze stężeń maksymalnych 1-godzinnych (S_{1_max})					Wartość odniesienia [16]
		W ₀	W ₁	W ₂	W ₃	W ₄	
SO ₂	µg/m ³	627,7	608,2	440,8	430,0	234,6	350*
NO ₂	µg/m ³	76,7	74,3	53,9	52,6	28,7	200**
CO	µg/m ³	3184,4	3085,6	2236,3	2197,9	1199,3	30000**
PM10	µg/m ³	281,8	273,0	197,9	192,6	104,5	280**
B(a)P	ng/m ³	160,4	155,4	112,7	110,5	60,3	12**
PCDD/F	fgTEQ/m ³	558,0	540,7	391,9	384,2	209,7	-

* dopuszczalna częstość przekroczeń – 0,274 % czasu w roku (24 godziny)

** dopuszczalna częstość przekroczeń – 0,2 % czasu w roku (18 godzin)

Tabela 5. Zestawienie maksymalnych wartości ze stężeń średniodobowych w powietrzu w przyjętym obszarze obliczeniowym dla analizowanych wariantów

Table 5. Comparison of the maximum values of 24-hour concentrations in the air in the assumed calculation area for individual variants

Substancja	Jednostka	Maksymalne stężenie średniodobowe (S_{d_max})					Poziom dopuszczalny [17]
		W ₀	W ₁	W ₂	W ₃	W ₄	
SO ₂	µg/m ³	132,2	128,1	93,0	90,6	45,7	125*
NO ₂	µg/m ³	16,2	15,7	11,4	11,1	5,6	-
CO	µg/m ³	676,0	654,7	475,4	462,9	233,4	-
PM10	µg/m ³	59,4	57,5	41,8	40,7	20,5	50**
B(a)P	ng/m ³	33,8	32,7	23,8	23,1	11,7	-
PCDD/F	fgTEQ/m ³	117,5	113,9	82,7	80,5	40,6	-

* dopuszczalna częstość przekroczeń – 3 razy (3 dni)

** dopuszczalna częstość przekroczeń – 35 razy (35 dni)

Jak wynika z przedstawionych w tabelach 4-6 wyników obliczeń, w przypadku wariantu W₀ (stan początkowy, charakteryzujący się najgorszymi parametrami cieplnymi) maksymalne wartości stężeń niektórych substancji w powietrzu powodowanych emisją z analizowanego zespołu budynków jednorodzinnych są

wyższe od odpowiednich wartości odniesienia lub poziomów dopuszczalnych w powietrzu. Szczególnie wysokie stężenia dla tego wariantu (w stosunku do poziomów dopuszczalnych lub wartości odniesienia w powietrzu) otrzymano w przypadku najwyższych ze stężeń maksymalnych jednogodzinnych SO₂ (ok. 179 % poziomu dopuszczalnego jednogodzinnego) i B(a)P (ponad 13-krotne przekroczenie wartości odniesienia uśrednionej dla okresu 1 godziny), maksymalnych stężeń średniodobowych PM10 (ok. 119 % poziomu dopuszczalnego 24-godzinnego) oraz maksymalnych stężeń średniorocznych B(a)P (ok. 447 % poziomu dopuszczalnego średniorocznego).

Tabela 6. Zestawienie maksymalnych wartości ze stężeń średniorocznych w powietrzu w przyjętym obszarze obliczeniowym dla analizowanych wariantów

Table 6. Comparison of the maximum values of annual average concentrations in the air in the assumed calculation area for individual variants

Substancja	Jednostka	Maksymalne stężenie średnioroczne (S _{a max})					Poziom dopuszczalny [17]
		W ₀	W ₁	W ₂	W ₃	W ₄	
SO ₂	µg/m ³	17,5	17,0	13,8	13,7	7,3	20
NO ₂	µg/m ³	2,1	2,1	1,7	1,7	0,9	40
CO	µg/m ³	89,3	87,1	70,4	70,2	37,4	-
PM10	µg/m ³	7,8	7,6	6,2	6,2	3,3	40
B(a)P	ng/m ³	4,5	4,4	3,5	3,5	1,9	1
PCDD/F	fgTEQ/m ³	15,5	15,1	12,2	12,2	6,5	-

Obniżenie emisji ww. substancji zanieczyszczających w wyniku przeprowadzenia prac termomodernizacyjnych skutkuje istotnym obniżeniem ich stężeń w powietrzu, najczęściej poniżej poziomów dopuszczalnych lub wartości odniesienia. Wyjątek stanowi B(a)P, w przypadku którego realizacja nawet całego zakresu prac termomodernizacyjnych (wariantu W₄) nie gwarantuje dotrzymywania standardów jakości powietrza w całym obszarze obliczeniowym. Przykładowo dopuszczane stężenia średnioroczne B(a)P w strefie maksymalnych wartości stężeń nadal są przekraczane prawie 2 razy. Zejście do poziomu dopuszczalnego 1 ng/m³ wymagałoby zatem ograniczenia liczby budynków jednorodzinnych opalanych węglem pozostających w zwartej zabudowie do ok. 30 lub zmiany stosowanego paliwa. W przypadku spalania węgla kamiennego, biomasy i gazu ziemnego w kotle małej mocy średnie wskaźniki emisji B(a)P wynoszą odpowiednio: 230, 121 i 0,00056 mg/GJ [5]. Tak więc prawie dwukrotne zmniejszenie emisji i imisji tej substancji możliwe jest w przypadku zastąpienia węgla biomasą. Z kolei wymiana kotła węglowego na kocioł gazowy praktycznie eliminuje ten problem niemal całkowicie.

Maksymalne stężenia NO₂ i CO w powietrzu powodowane emisją z analizowanego zespołu budynków dla wszystkich wariantów uzyskano na poziomie

już znacznie mniejszym od odpowiednich poziomów dopuszczalnych lub wartości odniesienia, przy czym w przypadku najwyższych ze stężeń maksymalnych jednogodzinnych są to stężenia rzędu 14-38 % poziomu dopuszczalnego (dotyczy NO_2) lub 4-11 % wartości odniesienia uśrednionej dla okresu 1 godziny (dotyczy CO).

Z kolei w przypadku PCDD/F otrzymane maksymalne stężenia jednogodzinne, średniodobowe i średnioroczne w powietrzu wydają się być dosyć wysokie, zwłaszcza dla stanu początkowego (wariant W_0). Monitoring PCDD/F w powietrzu nie jest rutynowo prowadzony w krajach UE, nie jest także określony poziom dopuszczalnych dla tych substancji w powietrzu (ani w odniesieniu do sumy najbardziej toksycznych przedstawicieli tych związków, ani w przeliczeniu na współczynnik toksyczności równoważnej I-TEQ). Jak wynika jednak z pomiarów prowadzonych okresowo, średnie stężenia tych substancji w powietrzu w bardziej zanieczyszczonych miastach europejskich mogą osiągać poziom ok. 100-1800 fgTEQ/m³, w mniej zanieczyszczonych miastach i na terenach wiejskich mogą utrzymywać się w zakresie 20-100 fgTEQ/m³, a z dala od terenów zamieszkałych – występować na poziomie 2-6 fgTEQ/m³ [12]. Uzyskane wyniki modelowania dyspersji PCDD/Fw powietrzu atmosferycznym wskazują na możliwy istotny udział budynków jednorodzinnych opalanych węglem kamiennych w kształtowaniu jakości powietrza w zakresie tych substancji na terenach miejskich i wiejskich.

4.2. Stopień redukcji stężeń dla poszczególnych wariantów

Na rys. 4 przedstawiono stopień redukcji maksymalnych i średnich wartości stężeń w powietrzu otrzymany dla poszczególnych wariantów prac termomodernizacyjnych w stosunku do wariantu W_0 . Najśłabsze efekty (redukcja na poziomie ok 2,5-3,1%) otrzymano w przypadku wymiany okien (wariant W_1). Znacznie lepsze rezultaty (redukcja stężeń na poziomie ok. 21,1-31,7%) uzyskano dla wariantów związanych z dociepleniem ścian zewnętrznych (wariant W_2) lub stropodachu (wariant W_3). Realizacja wszystkich tych prac w połączeniu z wymianą kotła przyniosło z kolei efekt redukcji stężeń w powietrzu na poziomie ok. 58,1-65,5%.

Nieco wyższy efekt redukcji zaobserwowano w przypadku stężeń maksymalnych jednogodzinnych i średniodobowych, a nieco mniejszy w przypadku stężeń średniorocznych. Generalnie jednak zmiany stężeń w powietrzu otrzymano na analogicznym poziomie jak zmiany zapotrzebowania na energię i emisji zanieczyszczeń do powietrza w poszczególnych wariantach omówione szczegółowiej w pierwszej części artykułu [13]. Zakres tych zmian jest jednakowy dla wszystkich analizowanych substancji.

Rys. 4. Wielkość redukcji najwyższych wartości stężeń maksymalnych jednogodzinnych (S_{1_max}), średniodobowych (S_{d_max}), średniorocznych (S_{a_max}) oraz średnich stężeń średniorocznych (S_{a_sr}) w powietrzu dla obszaru obliczeniowego o wymiarach 6×6 km

Fig. 4. The level of reduction of the maximum concentrations per one-hour (S_{1_max}), 24-hour (S_{d_max}) and annual average (S_{a_max}), as well as average values of annual average concentrations (S_{a_sr}) in the air in the assumed calculation area with dimensions of 6×6 km

4.3. Przestrzenne rozkłady stężeń na przykładzie PM10

Zmienność stężeń średniorocznych pyłu zawieszonego PM10 w funkcji odległości od rozpatrywanego zespołu budynków wzdłuż dominującego kierunku wiatru (wiatr południowo-zachodni) przedstawiono na rys. 5. Najwyższe stężenia średnioroczne występują w rejonie zespołu budynków (źródeł emisji), a już w odległości ok. 200 m następuje ich obniżenie o jeden rząd wielkości. Koncentracja wysokich stężeń w bliskim sąsiedztwie emitorów wynika z dużej częstości występowania wiatrów bardzo słabych oraz ciszy. Dodatkowym czynnikiem determinującym ten stan jest zwarta zabudowa skutecznie ograniczająca przepływ mas powietrza. Spadek stężeń średniorocznego o kolejny rząd wielkości występuje już w odległości ok. 1 km od emitorów.

Na rys. 6 i 7 zamieszczono z kolei przykładowe przestrzenne rozkłady stężeń maksymalnych jednogodzinnych i średniorocznych PM10 przy powierzchni terenu otrzymane dla fragmentu obszaru obliczeniowego o wymiarach 6×6 km dla wariantu W_4 .

Rys. 5. Zmienność stężeń średniorocznych pyłu zawieszonego PM10 w powietrzu w funkcji odległości od analizowanego zespołu emitorów (wzdłuż dominującego kierunku wiatrów)

Fig. 5. Variability of annual average concentration of particulate matter PM10 in the air as a function of distance from the analysed complex of emitters (along the prevailing direction of winds)

Jak wynika z rys. 6, podwyższone wartości stężeń jednogodzinnych (na poziomie ok. 20-100 % stężenia maksymalnego) koncentrują się na terenie rozpatrywanego osiedla budynków jednorodzinnych i w jego bezpośrednim sąsiedztwie (w odległości do ok. 500 m od granic osiedla).

W przypadku rozkładu stężeń średniorocznych (rys. 7) wartości maksymalne również kumulują się w obrębie źródeł emisji, co potwierdza silnie lokalny charakter wpływu niskiej emisji z sektora bytowo-komunalnego na jakość powietrza. W rozkładach tych zostały dodatkowo odzwierciedlone główne kierunki wiatru na rozpatrywanym terenie, wynikające z róży wiatrów zamieszczonej na rys. 3.

Podobne przestrzenne rozkłady stężeń w powietrzu uzyskano dla pozostałych analizowanych wariantów i zanieczyszczeń. Różnią się one tylko wartościami stężeń. W przypadku obliczeń wykonanych dla danego wariantu można zauważyć następujące relacje pomiędzy stężeniami głównych zanieczyszczeń powietrza: $PM_{10}/SO_2 - 1:2$, $NO_2/PM_{10} - 1:3,5$. Relacje te można uznać za typowe dla rozpatrywanych źródeł emisji (węglowych kotłów domowych). Występowanie w rejonie budownictwa jednorodzinnego innych stosunków pomiędzy ww. substancjami w powietrzu może sugerować, że na jakości powietrza na danym terenie w znacznym stopniu wpływają także inne źródła emisji lub że węgiel kamienny nie jest dominującym paliwem stosowanym w tym obszarze.

Rys. 6. Przeszternne rozkłady stężeń maksymalnych jednogodzinnych PM10 w powietrzu otrzymane dla wariantu W_4 w $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (wartość odniesienia: $280 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [16])

Fig. 6. Spatial distributions of maximum one-hour concentrations of PM10 in the air obtained for variant W_4 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (reference value: $280 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [16])

Analizując poziomy stężenie w powietrzu pyłu zawieszonego PM10, uzyskane dla poszczególnych wariantów i czasów uśredniania, a także zasięg istotnego oddziaływania emisji z rozpatrywanego zespołu budynków jednorodzinnych (występowania podwyższonych wartości stężeń), można stwierdzić, że tego typu budynki raczej nie mogą same w sobie powodować ponadnormatywnych wartości stężeń średniorocznych pyłu PM10 w powietrzu (co znajduje także swoje potwierdzenie w tabeli 6). Możliwe jest jednak okresowe występowanie w ich bezpośrednim sąsiedztwie przekroczeń dopuszczalnych stężeń 24-godzinnych pyłu PM10, zwłaszcza w przypadku dużego nagromadzenia budynków o niskiej izolacyjności termicznej, opalanych węglem kamiennym. Z uwagi na fakt, że emitowany z tego typu źródeł pył składa się głównie z cząstek o wymiarach poniżej $2,5 \mu\text{m}$ [5], podwyższonym stężeniom w powietrzu pyłu zawieszonego PM10 towarzyszyć będą niewiele niższe stężenia pyłu zawieszonego PM2,5.

Rys. 7. Przestrzenne rozkłady stężeń średniorocznych PM10 w powietrzu otrzymane dla wariantu W_4 w $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (poziom dopuszczalny: $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [17])

Fig. 7. Spatial distributions of annual average concentrations of PM10 in the air obtained for variant W_4 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (permissible level: $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [17])

5. Podsumowanie

Przeprowadzone obliczenia wykazały, że występująca w zwartej zabudowie grupa 60 budynków jednorodzinnych opalanych węglem kamiennym może powodować znaczne pogorszenie jakości powietrza atmosferycznego w swoim bezpośrednim sąsiedztwie, a nawet przekroczenia poziomów dopuszczalnych lub wartości odniesienia w powietrzu w przypadku takich substancji zanieczyszczających, jak dwutlenek siarki (SO_2), pył zawieszony PM10 oraz a)piren. Szczególnie wysokie poziomy stężenie w powietrzu w pobliżu tego typu źródeł emisji mogą być obserwowane w przypadku benzo(a)pirenu. Potwierdza to znaczną rolę sektora komunalno-bytowego w kształtowaniu ponadnormatywnych stężeń te substancji w powietrzu w Polsce. Spalanie węgla w domowych kotłach i piecach wiąże się także z istotną emisją do powietrza dioksyn i furanów (PCDD/F), generując ich stężenia w powietrzu w pobliżu źródeł emisji na poziomie od kilku do kilkuset fgTEQ/m^3 w zależności od czasu uśredniania i odległości od zespołu emitorów. Emisja pozostałych podstawowych zanie-

czyszczeń powietrza (NO_2 i CO) z tego typu źródeł ma już dużo mniejsze znaczenie i nie powoduje istotnego wzrostu ich stężeń w powietrzu.

Za występujące w powietrzu w wielu rejonach Polski (w tym w Krakowie) w okresie grzewczym wysokie stężenia chwilowe oraz ponadnormatywne stężenia średniodobowe i średnioroczne pyłu zawieszonego PM_{10} może być w znacznej mierze odpowiedzialna niska emisja z palenisk domowych. W przypadku jednak, gdy dominującym źródłem emisji kształtującym jakość powietrza w danym miejscu jest proces spalania węgla kamiennego, relacja pomiędzy występującymi w powietrzu stężeniami PM_{10} i SO_2 (traktowanymi jako zanieczyszczenia pierwotne) powinna być jak ok. 1:2. Im bardziej ta relacja jest zmieniona w kierunku wzrostu stężenia pyłu PM_{10} w powietrzu, tym w większym stopniu jakość powietrza mogą kształtować inne źródła emisji, do których zalicza się m.in. procesy spalania paliw o mniejszej zawartości siarki (np. drewna w kotłach na biomasę czy olejów napędowych w silnikach Diesla), pyłotwórcze procesy przemysłowe, pylenie wtórne z podłoża oraz procesy powstawania pyłów wtórnych w atmosferze (z prekursorów).

Ocena wpływu działań termomodernizacyjnych zobrazowała, że zastosowanie technologii energooszczędnych w budownictwie jednorodzinnym może przynieść wymierne efekty w postaci redukcji oddziaływania na jakość powietrza tego typu źródeł emisji nawet o ponad 60 %. Częstkowo wykonywane prace termomodernizacyjne również sprzyjają ograniczeniu zapotrzebowania na ciepło, a tym samym zmniejszeniu zużycia paliw, emisji zanieczyszczeń do powietrza i w konsekwencji – stężeń tych zanieczyszczeń w powietrzu. Najlepsze rezultaty w tym zakresie można osiągnąć poprzez docieplenie ścian zewnętrznych, strychu lub stropodachu. Każde z tych prac może spowodować, że wpływ na jakość powietrza budynku mieszkalnego o wcześniejszej niskiej izolacyjności termicznej ulegnie zmniejszeniu o ok. 20-30% w stosunku do stanu początkowego. Dalsze ograniczenie tego oddziaływania możliwe jest m.in. poprzez bardziej racjonalne i oszczędne użytkowanie kotła lub wymianę instalacji grzewczej na bardziej sprawną, a także poprzez zapewnienie ekologicznego (najlepiej odnawialnego) źródła energii do wytwarzania ciepłej wody użytkowej.

W sytuacji gdy w pobliżu siebie znajduje się duże skupisko budynków opalanych węglem, wskazana jest rezygnacja ze stosowania węgla jako podstawowego paliwa z uwagi na możliwość występowania w powietrzu w pobliżu tych budynków wielokrotnych przekroczeń dopuszczalnych stężeń średniorocznych benzo(a)pirenu, a także podwyższonych stężeń dwutlenku siarki, pyłu zawieszonego PM_{10} oraz dioksyn i furanów.

Praca powstała w ramach badań statutowych AGH nr 11.11.150.008

Literatura

- [1] CORINE Land Cover (CLC), <http://clc.gios.gov.pl> [dostęp: 31 marca 2014 r.].
- [2] Earth Tech, Inc.: CALPUFF Modeling System Version 6 - User Instructions, Concord 2011. http://www.src.com/calpuff/download/CALPUFF_Version6_User_Instructions.pdf [dostęp: 31 marca 2014 r.].
- [3] Earth Tech, Inc.: Development of the Next Generation Air Quality Models for Outer Continental Shelf (OCS) Applications, Final Report: Volume 2 - CALPUFF Users Guide (CALMET and Preprocessors), Concord 2006. http://www.src.com/calpuff/download/MMS_Files/MMS2006_Volume2_CALMET_Preprocessors.pdf [dostęp: 31 marca 2014 r.].
- [4] Earth Tech, Inc.: Development of the Next Generation Air Quality Models for Outer Continental Shelf (OCS) Applications, Final Report: Volume 3 - CALPUFF Users Guide (CALPUFF and Postprocessors), Concord 2006. http://www.src.com/calpuff/download/MMS_Files/MMS2006_Volume3_CALPUFF_Postprocessors.pdf [dostęp: 31 marca 2014 r.].
- [5] EEA: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013, Technical report No 12/2013, <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013> [dostęp: 31 marca 2014 r.].
- [6] 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.
- [7] Holnicki P., Nahorski Z.: Air quality modeling in Warsaw Metropolitan Area. *Journal of Theoretical and Applied Computer Science*, vol. 7, No. 1, 2013, pp. 56-69.
- [8] Integrated Surface Data (ISD), National Climatic Data Center (NCDC), <ftp://ftp.ncdc.noaa.gov/pub/data/noaa/2012/> [dostęp: 31 marca 2014 r.].
- [9] Interagency Workgroup on Air Quality Modeling (IWAQM): Phase 2 Summary Report and Recommendations for Modeling Long Range Transport Impacts, US EPA, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC 27711, EPA-454/R-98-019, December, 1998.
- [10] Iwanek J., Kobus D., Kostrzewa J., Mitosek G., Parvi R.: Zanieczyszczenie powietrza wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi w Polsce w 2012 r., Państwowy Monitoring Środowiska – Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2013.
- [11] Kaleta D., Żeliński J.: Porównanie własności gaussowskich modeli smugi i obłoku, *Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów*, vol. 45, nr 4, 2011, s. 125-129.
- [12] Lohmann R., Jones K.C.: Dioxins and furans in air and deposition: a review of levels, behaviour and processes, *The Science of the Total Environment*, vol. 219, 1998, pp. 53-81.
- [13] Oleniacz R., Kasietczuk M., Rzeszutek R.: Ocena efektów termomodernizacji budynków jednorodzinnych. 1. Zmniejszenie zużycia ciepła i emisji zanieczyszczeń do powietrza. *Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury*, t. XXXI, z. 61 (3/I/14), 2014, s. 183-196.

- [14] Oleniacz R., Kasietczuk M., Rzesutek R.: Przykładowa ocena wpływu termomodernizacji budynków jednorodzinnych na zmianę ich oddziaływania na jakość powietrza atmosferycznego, Materiały z IV Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej INFRAEKO 2014 „Nowoczesne Miasta. Infrastruktura i środowisko” (red. J. Dziopak, D. Słyś, A. Stec), s. 199-213, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów – Kraków, 2014.
- [15] Radiosonda Database, NOAA Earth System Research Laboratory (ESRL), <http://esrl.noaa.gov/raobs/> [dostęp: 31 marca 2014 r.].
- [16] 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.
- [17] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu, Dz. U. 2012, poz. 1031.
- [18] Rzesutek M.: Przygotowanie danych przestrzennych na potrzeby modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu z wykorzystaniem modelu CALMET/CALPUFF, Prace Studenckiego Koła Naukowego Geografów Uniwersytetu Pedagogicznego w Krakowie, tom 2, 2014, s. 13-17.
- [19] Schulman L.L., Scire J.S.: Buoyant Line and Point Sources (BLP) dispersion model user's guide, Document P-7304-B, Environmental Research & Technology, Inc, Concord 1980.
- [20] Schulman L.L., Scire J.S.: The development and capabilities of the BLP Model, Proceedings APCA Specialty Conference on Dispersion Modeling from Complex Sources, St. Louis 1981.
- [21] Scire J.S., Strimaitis D.G., Yamartino R J.: A User's Guide for the CALPUFFF Dispersion Model, Concord, 2000.
- [22] 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.
- [23] Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), <https://lta.cr.usgs.gov/SRTM2> [dostęp: 31 marca 2014 r.].
- [24] 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, Ochrona Środowiska, vol. 35, nr 2, 2013, s. 73-76.
- [25] Szczygłowski P., Mazur M.: Zastosowanie modelu Calmet/Calpuff do obliczeń poziomu stężeń zanieczyszczeń pochodzących z wysokich emitorów punktowych. Inżynieria Środowiska, t. 10, z. 2, 2005, s. 195-205.
- [26] Szczygłowski P., Mazur M.: Modelling dispersion of air pollutants over the area of diversified relief based on the Calmet/Calpuff model, Environment Protection Engineering, vol. 32, No. 4, 2006, pp. 73-77.
- [27] Toczko B. (red.): Zanieczyszczenie powietrza w Polsce w 2009 roku na tle wielolecia, Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2011.
- [28] Trapp W.: The Application of CALMET/CALPUFF Models in Air Quality Assessment System in Poland. Archives of Environmental Protection, vol. 36, No. 1, 2010, pp. 63-79.

- [29] U.S. Environmental Protection Agency: Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred General Purpose (Flat and Complex Terrain) Dispersion Model and Other Revisions; Final Rule, U.S. EPA, 40 CFR Part 51, Federal Register, vol. 70, No. 216, 2005, pp. 68217-6826.

ASSESSMENT OF THE EFFECTS OF THERMAL RENOVATION OF DETACHED HOUSES. 2. REDUCTION THE IMPACT ON THE AMBIENT AIR QUALITY

Summary

The article assesses to what extent reduced the impact on air quality of a complex of detached coal-fired houses as a result of some thermal renovation works which lowered the fuel consumption and reduced emissions of pollutants into the air. The assessment was done on the basis of results of dispersion modelling for selected substances (SO_2 , NO_2 , CO, PM10, B(a)P and PCDD/F) in the ambient air with the use of CALMET/CALPUFF models. The calculation process encompassed preparation of the data on spatial features of the area, making a three-dimensional grid of meteorological data, definition of geometrical parameters of substitute emitters and making calculations of distribution of pollutants' concentrations for adopted emission variants. The obtained calculation results point to the possibility of exceedance of the permissible concentrations in the air of SO_2 , PM10 and B(a)P in case of emission of these substances from 60 residential buildings of the type situated close to each other and characterised by low thermal insulating power. It is possible to considerably reduce this impact by conducting a number of works increasing the energy efficiency of these buildings (replacement of windows, insulation of external walls, flat roof insulation and replacement of the heating system). The suggested measures will allow to reduce the concentrations of the aforementioned substances in the air resulting from emissions from these buildings, to the level definitely below the permissible level, with the exception of B(a)P, in case of which compliance with the permissible annual average concentrations in the air requires additionally to change the type of used fuel.

Keywords: building thermomodernization, low emission, air pollutants, atmospheric dispersion, modeling, CALMET, CALPUFF

DOI:10.7862/rb.2014.56

Przesłano do redakcji: lipiec 2014 r.

Przyjęto do druku: wrzesień 2014 r.