



Wpływ emisji komunikacyjnej na stężenie dwóch form węgla i rozkład ich masy względem wielkości cząstek w aerozolu atmosferycznym obszaru miejskiego

*Wioletta Rogula-Kozłowska, Partycja Rogula-Kopiec,
Krzysztof Klejnowski, Jadwiga Błaszczyk
Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze*

1. Wstęp

Łatwo dostrzegalny przez oko ludzkie dym powstały na skutek spalania jest od tysięcy lat wkładem człowieka do bilansu aerozolu¹ na świecie. Pojęcia „sadza” i „dym”, w terminologii środowiskowej, są używane do opisanie cząstek aerozolu w większej części zbudowanych z węgla pierwiastkowego, nazywanego częściej węglem elementarnym (EC, ang. Elemental Carbon; [14]). W powietrzu obszarów silnie zurbanizowanych, a zwłaszcza obszarów gęsto zaludnionych stężenia takich cząstek w powietrzu są duże [21, 34, 35, 37, 47]. Problemy z jakością powietrza, związane między innymi z nadmierną emisją związków węglowych związanych z pyłem, które rozpoczęły się po rewolucji przemysłowej w Europie i części Stanów Zjednoczonych, dostrzeżono w połowie dwudziestego wieku. Panowało wtedy powszechne przekonanie, że pierwotna emisja aerozolu węglowego jest jedynym źródłem emisji wpływającym na rosnące stężenie związków węglowych w powietrzu. Na przełomie lat 50-tych i 60-tych udowodniono, że utlenianie par orga-

¹ Synonimicznie używane są pojęcia „cząstki stałe (w powietrzu)”, „pył zawieszony (w powietrzu)”, w skrócie „pył”, jeżeli wiadomo, że mowa jest o aerozolu. Akronimem przyjętym w literaturze dla oznaczenia aerozolu pyłowego (a właściwie jego fazy rozproszonej) jest PM (ang. Particulate Matter).

nicznych może być źródłem mało lotnych związków organicznych, które w powietrzu kondensują do postaci cząstek, a zatem jest źródłem formowania się wtórnego aerozolu organicznego w atmosferze, tzw. SOA, ang. Secondary Organic Aerosol [16, 17, 52].

Obecnie wiadomo, że na materię węglową w powietrzu składa się tysiące związków. Obok organicznych związków węgla, zarówno wtórnych (SOA) jak i pierwotnych (POA, ang. Primary Organic Aerosol) razem klasyfikowanych jako węgiel organiczny (OC, ang. Organic Carbon), węgiel w powietrzu występuje także jako wcześniej wspomniana frakcja węgla elementarnego EC i, pomijany najczęściej w badaniach aerozoli ze względu na niski udział w pyłe, węgiel nieorganiczny [19].

Generalnie ocenia się, że suma udziałów węgla organicznego i elementarnego w masie pyłu zawieszonego to około 15–20% dla całkowitego pyłu całkowitego (TSP², ang. Total Suspended Particles), 25–35% w przypadku pyłu zawieszonego PM₁₀, i 40–50% dla pyłu zawieszonego PM_{2,5} [42]. W obszarach zurbanizowanych, w których powietrze jest silnie zanieczyszczone pyłem, związki węgla stanowią nawet do 70% masy pyłu zawieszonego [24, 34, 35, 37, 43]. Węgiel jest zatem jednym z najważniejszych, jeśli nie najważniejszym, składnikami pyłu zawieszonego. Mimo to w Polsce oprócz wyników badań form węgla w obszarze południowej Polski opublikowanych przez autorów tej pracy, dostępne są jedynie wyniki badań OC i EC prowadzonych w zurbanizowanej strefie brzegowej Morza Bałtyckiego przez grupę badaczy z Uniwersytetu Gdańskiego [27].

Stężenie węgla elementarnego w powietrzu pozostaje w ścisłym związku z intensywnością absorpcji światła widzialnego i widzialnością. Nawet niskie stężenia węgla pierwiastkowego w powietrzu na terenach rolniczych i bardzo odległych od źródeł emisji tego pierwiastka mogą znacząco wpływać na obniżenie widzialności [6, 20] oraz powodować zakłócenia w równowadze radiacyjnej atmosfery [5, 7]. Cząstki sadzy, które z uwagi na ich małe rozmiary mogą wnikać głęboko do płuc, mogą

² Cząstki aerozolu, z definicji, mają średnicę aerodynamiczną pomiędzy 10^{-3} i 10^2 μm . Podany przedział obejmuje całość fazy rozproszonej aerozolu atmosferycznego, to znaczy TSP.

W celu określenia wpływu PM na środowisko, rozpatruje się tak zwane frakcje fazy rozproszonej. Najefektywniej badanymi frakcjami fazy rozproszonej aerozolu atmosferycznego są PM₁₀ - cząstki fazy stałej o średnicy aerodynamicznej między 10^{-3} a 10 μm . i PM_{2,5} - cząstki zawieszone w powietrzu atmosferycznym o średnicach pomiędzy 10^{-3} a 2,5 μm .

być także nośnikami substancji toksycznych, bądź kancerogennych (np. wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, które kondensują na cząstkach sadzy). W ten sposób mogą być inicjowane, między innymi, nowotwory płuc [8]. W szczególności takie kancerogenne, ale również toksyczne i alergiczne działanie stwierdzono w przypadku cząstek sadzy emitowanych z silników samochodowych [8, 10, 22, 29, 50].

Ciągły wzrost natężenia ruchu pojazdów na drogach jest zatem w ścisłej korelacji ze wzrostem narażenia ludzi na negatywne oddziaływanie aerozolu pyłowego, w tym również jego węglowej frakcji [8–13, 41]. Fakt ten tłumaczy brak spadku a nawet wzrost zachorowalności populacji na schorzenia wywoływane zanieczyszczeniem powietrza pyłem pomimo znaczącej redukcji emisji pyłu ze źródeł przemysłowych w ostatnim ćwierćwieczu. Oba zjawiska – spadku emisji ze źródeł przemysłowych i wzrostu emisji ze źródeł komunikacyjnych oraz wzrost narażenia ludzi na działanie emisji z lawinowo rosnącej liczby pojazdów na drogach, obserwuje się również w Polsce [36, 38].

Pył w gazach spalinowych silników zawiera m.in. cząstki węgla pierwiastkowego, węglowodory aromatyczne z niepełnego spalania paliw oraz związki powstałe w wyniku ponownej syntezy pozostałości paliw [15, 32]. Pierson i współpracownicy [33] w latach 1970–1979, Weingartner i współpracownicy [51] w 1993 roku, Kirchstetter i współpracownicy [23] w 1997 roku, Allen i współpracownicy [1] w 1999 roku, a także Geller i współpracownicy [15] w 2004 roku, podczas badań w tunelach zgodnie ustalili, że węgiel ma największy udział w masie pobranego tam pyłu. Jasne jest zatem, że emisja komunikacyjna powinna generalnie wpływać na wzrost stężenia węgla, zwłaszcza węgla elementarnego, w powietrzu. Zjawisko to zostało już dość dobrze zbadane i udokumentowane dla różnych frakcji pyłu w różnych obszarach na świecie. Jednak w Polsce, zwłaszcza w obszarach gdzie głównym źródłem energii jest spalanie węgla i gdzie wciąż zauważalny jest wpływ emisji przemysłowych na jakość powietrza, wpływ komunikacji na stężenie węgla w powietrzu wcale nie musi być tak oczywisty. Wcześniejsze badania pokazały, że obszar Aglomeracji Górnośląskiej jest specyficzny pod tym względem i wpływ emisji komunikacyjnej na parametry fizyko-chemiczne aerozolu atmosferycznego stanowi tu bardziej złożony problem niż w innych obszarach Europy [36, 38]. Ponadto jak dotąd autorzy nie znaleźli wyników badań wpływu emisji komunikacyjnej na stężenia węgla

związanego jednocześnie z kilkunastoma frakcjami pyłu zawieszonego i rozkład masy węgla względem wielkości cząstek pyłu. W kontekście wyżej przedstawionych faktów wyniki takich badań mogą być przydatne zarówno w ustalaniu strategii poprawy jakości powietrza w badanym obszarze [31, 44], w tym w okolicach ruchliwych dróg, jak i w ocenie narażenia ludności tego obszaru na oddziaływanie pyłu zawieszonego.

2. Metodyka badań

Próbki pyłu pobrano w dwóch rejonach miasta Katowice. Jeden z wytypowanych punktów pomiarowych znajdował się w centrum miasta i charakteryzował tzw. tło miejskie [30]. Drugi punkt zlokalizowany był w bezpośrednim zasięgu oddziaływania emisji komunikacyjnej. Punkt tła miejskiego (P_M) leży w zachodniej części Katowic, w odległości ok. 3,2 km na zachód od centrum miasta.

Drugi punkt pomiarowy, tzw. punkt komunikacyjny (P_K) zlokalizowany jest przy autostradzie A4 w Katowicach, około 1,5 km na południe od centrum miasta. Obecnie średnie natężenie ruchu samochodowego na wysokości punktu pomiarowego wynosi około 30 tys. pojazdów na dobę.

W sierpniu i we wrześniu 2011 roku przeprowadzono eksperyment polegający na pobraniu próbek pyłu i oznaczeniu w nich masy węgla organicznego i elementarnego w trakcie dwóch tygodniowych kampanii pomiarowych. Kampania pomiarowa oznacza równoległy pobór pyłu zawieszonego rozseparowanego na trzynaście frakcji w obu wybranych lokalizacjach. Pomiary prowadzono w okresie niegrzewczym po to aby zapobiec występującemu w sezonie grzewczym, maskowaniu wpływu emisji komunikacyjnej przez wzmożoną emisję komunalną pyłu i jego węglowych składników. Początek sierpnia reprezentuje okres zmniejszonego natężenia ruchu na lokalnych i głównych drogach na terenie całego miasta (sezon wakacyjny, urlopowy). Druga połowa września natomiast jest okresem, w którym intensywność ruchu drogowego w Katowicach jest reprezentatywna dla pozostałej części roku. Natężenie ruchu pojazdów na dużych autostradach takich jak A4 nie zależy tak mocno od sezonu urlopowego i na wysokości punktu pomiarowego pozostaje zbliżone w obu okresach pomiarowych.

Do pobierania próbek pyłu wykorzystano dwa trzynastostopniowe niskociśnieniowe impaktory DLPI firmy DEKATI (DLPI, Dekati Low

Pressure Impactor). Średnice odcięcia (D_{50}) na 13 stopniach impaktora podano w tabeli 1. Próbkę pyłu na poszczególnych stopniach impaktora zbierano na filtrach kwarcowych (QMA, firmy Whatman).

Analizę zawartości OC i EC w pyłe przeprowadzono metodą termiczno-optyczną z wykorzystaniem analizatora węgla OC/EC Sunset Laboratory Inc. Procedurę analityczną i kontrolę jakości stosowaną podczas analizy i przygotowywania próbek opisano w [24].

3. Omówienie wyników i dyskusja

3.1. Stężenia OC i EC i ich różnice w obu punktach pomiarowych

Stężenia węgla związanego z PM_{10} , $PM_{2.5}$ i PM_{10} notowane w Katowicach, zarówno w punkcie komunikacyjnym jak i w punkcie tła miejskiego w okresie sierpień–wrzesień 2011 roku, były niskie w porównaniu ze stężeniami średnimi mierzonymi w innych latach w tym rejonie Polski (tabela 1; [24, 35, 37]). Jest to spowodowane przede wszystkim tym, że w opisywanym eksperymencie celowo wyłączono z badań okres grzewczy, w którym stężenia te są zazwyczaj kilka razy wyższe niż zmierzone w ramach tej pracy [24, 37].

Tym niemniej stężenia obu form węgla notowane w Katowicach przy autostradzie A4 były zbliżone do wartości odnotowanych w innych okresach pomiarowych, w punktach komunikacyjnych o podobnej charakterystyce, we Francji, Finlandii, Wielkiej Brytanii, Węgrzech, Holandii, Grecji, Włoszech, a nawet Toronto, czy Ohio – tabela 2. Inaczej sytuacja wygląda w dużych azjatyckich miastach (Hong Kong, Tokio). Bardzo wysokie stężenia materii węglowej, zwłaszcza EC związanego z drobnym pyłem ($PM_{2.5}$ lub PM_{10}) są efektem głównie ogromnego, 5–10-krotnie wyższego niż przy drodze A4, ruchu pojazdów. Spalanie paliw kopalnych w obszarze Azji podobnie jak w środkowo-wschodniej Europie jest dużym problemem jednak jak widać w punktach komunikacyjnych, w dużych miastach stężenia materii węglowej w powietrzu determinuje emisja komunikacyjna, a głównie emisja z przeważających na tamtejszych drogach i autostradach, pojazdów z silnikami Diesla [4, 26].

Tabela 1. Stężenia OC i EC ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) związanych z różnymi frakcjami pyłu zawieszonego w Katowicach w dwóch punktach miasta – w punkcie miejskim (P_M) i w punkcie komunikacyjnym (P_K), w dwóch okresach pomiarowych 2011 roku

Table 1. Ambient concentrations of OC and EC ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) bound to various dust fraction at two sampling points in Katowice – urban background site (P_M) and traffic site (P_K), in two sampling periods of 2011

St.	D_{50}	02.08.2011–10.08.2011				15.09.2011–22.09.2011			
		OC		EC		OC		EC	
		P_K	P_M	P_K	P_M	P_K	P_M	P_K	P_M
13	10	0,381	0,528	0,036	0,012	0,497	0,461	0,057	0,034
12	6,8	0,478	0,389	0,070	0,016	0,360	0,345	0,055	0,054
11	4,4	0,645	0,517	0,114	0,029	0,297	0,414	0,088	0,038
10	2,5	0,690	0,636	0,160	0,043	0,652	0,505	0,149	0,048
9	1,6	0,517	0,387	0,117	0,029	0,633	0,478	0,059	0,052
8	1	0,819	0,669	0,082	0,023	1,386	1,018	0,098	0,069
7	0,65	1,611	1,050	0,160	0,047	2,053	1,522	0,144	0,120
6	0,4	1,358	1,401	0,234	0,076	2,080	2,043	0,345	0,208
5	0,26	0,556	0,854	0,178	0,075	0,832	1,234	0,155	0,069
4	0,17	0,418	0,542	0,253	0,009	0,609	0,497	0,164	0,060
3	0,108	0,442	0,281	0,230	0,023	0,544	0,248	0,238	0,058
2	0,06	0,304	0,179	0,152	0,009	0,273	0,217	0,160	0,033
1	0,03	0,164	0,157	0,043	0,006	0,160	0,103	0,058	0,014
*PM_1		4,853	4,463	1,250	0,245	6,551	5,864	1,265	0,561
$PM_{2,5}$		6,189	5,519	1,449	0,297	8,570	7,360	1,422	0,683
PM_{10}		8,002	7,060	1,794	0,385	9,878	8,624	1,713	0,823
TSP		8,383	7,588	1,830	0,397	10,375	9,086	1,770	0,857

Stężenie OC i EC związanych z PM_1 obliczono poprzez sumowanie ich stężeń we frakcjach 0,03–0,06 μm , 0,06–0,108 μm , 0,108–0,17 μm , 0,17–0,26 μm , 0,26–0,40 μm , 0,40–0,65 μm i 0,65–1,0 μm . W przypadku OC i EC związanych z $PM_{2,5}$ dodatkowo wliczono stężenia związków węgla związanych z frakcjami: 1,0–1,6 μm i 1,6–2,5 μm , a w przypadku PM_{10} , oprócz wcześniej wymienionych, sumowano też stężenia OC i EC związanych z cząstkami z przedziału 2,5–4,4 μm ; 4,4–6,8 μm i 6,8–10,0 μm . Obie formy węgla związane z TSP to ich sumaryczne stężenie w 13 frakcjach.

W punkcie komunikacyjnym w Katowicach stężenia węgla organicznego związanego z PM_1 , na początku sierpnia i w drugiej połowie września, były na poziomie 4,85 i 6,55 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, a związanego z $PM_{2,5}$ – 6,19 i 8,57 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Dla OC związanego z PM_{10} stężenia te były znacząco (1,5 w przypadku stosunku stężenia OC w PM_{10} do OC w PM_1 i 1,3 razy

dla stosunku stężenia OC odpowiednio w PM_{10} i $PM_{2,5}$) większe. Podobnie kształtowały się różnice w stężeniach OC związanych z PM_{10} a PM_1 i $PM_{2,5}$, w punkcie miejskim. Zbliżone różnice w stężeniach OC związanego z PM_{10} i OC związanego z pyłem drobnym (PM_1 lub $PM_{2,5}$) obserwuje się w innych rejonach świata (tabela 2).

Tabela 2. Średnie stężenia OC i EC związanych z pyłem oraz średni stosunek stężeń OC/EC w różnych miejscach na świecie narażonych na bezpośrednie oddziaływanie emisji komunikacyjnej

Table 2. Average concentrations of PM-bound EC and OC and average OC/EC ratios at various traffic sites in the world

Miejsce badań	Okres badań	Frakcja pyłu	EC, $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	OC, $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	OC/EC	Źródło literaturowe
Katowice, Polska	02.VII–22.IX.2011	PM_1	1,3	5,7	4,5	wyniki z tej pracy
		$PM_{2,5}$	1,4	7,4	5,1	
		PM_{10}	1,8	8,9	5,1	
		TSP	1,8	9,4	5,2	
Helsinki, Finlandia	VII.2000–VII.2001	PM_{10}	1,3	4,2	3,2 ^{A)}	[49]
		$PM_{2,5}$	1,2	3,0	2,5 ^{A)}	
Budapeszt, Węgry	23.IV–5.V.2002, pora nocna	TSP	4,3 ^{B)}	19,0 ^{B)}	—	[40]
		PM_{10}	3,3 ^{B)}	11,0 ^{B)}	—	
	23.IV–5.V.2002, pora dzienna	$PM_{2,5}$	3,2 ^{B)}	6,9 ^{B)}	—	
		TSP	4,7 ^{B)}	24,0 ^{B)}	—	
PM_{10}	3,6 ^{B)}	11,0 ^{B)}	—			
$PM_{2,5}$	3,4 ^{B)}	6,8 ^{B)}	—			
Chamonix, Alpy, Francja	21.II.2001–3.VII.2003	PM_{10}	1,89	8,97	4,97	[2]
Birmingham, Wielka Brytania	16.V–20.XI.2005	PM_{10}	3,8	4,6	1,21 ^{A)}	[54]
Birmingham, Wielka Brytania	lato 2005	PM_{10}	3,0	4,0	1,3 ^{A)}	[18]
		$PM_{2,5}$	2,8	2,8	1,0 ^{A)}	
		PM_1	2,5	2,7	1,1 ^{A)}	
	jesień 2005	PM_{10}	4,6	5,3	1,1 ^{A)}	
		$PM_{2,5}$	4,3	4,0	0,9 ^{A)}	
		PM_1	3,7	3,4	0,9 ^{A)}	
Amsterdam, Holandia	lato 2005	$PM_{2,5}$	1,9	3,9	2,8	[48]
	zima 2006		1,7	6,7	4,7	
Saloniki, Grecja	XII.2006–II.2007	PM_{10}	2,93	8,73	2,98 ^{A)}	[46]
	VI–IX.2007		2,91	6,40	2,20 ^{A)}	
Mediolan, Włochy	2007	PM_{10}	6,7	16	2,39 ^{A)}	[25]
Mediolan, Włochy	2009	$PM_{2,5}$	4,1	15	3,66 ^{A)}	
Hongkong, Chiny	6.XI.2000–26.X.2001	$PM_{2,5}$	20,2	16,7	0,83 ^{A)}	[28]
	zima 2000/2001		19,2	22,6	1,18 ^{A)}	
	wiosna 2001		18,9	11,9	0,63 ^{A)}	
	lato 2001		21,8	14,3	0,66 ^{A)}	
	jesień 2001		19,9	12,4	0,62 ^{A)}	

Tabela 2. cd
Table 2. cont.

Miejsce badań	Okres badań	Fracja pyłu	EC, $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	OC, $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	OC/EC	Źródło literaturowe
Hongkong, Chiny	I-II.2002	PM ₁₀ PM _{2,5}	7,0 6,1	12,7 10,6	1,8 1,7	[4]
Tokio, Japonia	IV.2003–III.2004	PM _{2,1} PM _{2,1-7}	8,10 0,75	4,60 1,60	0,57 ^{A)} 2,13 ^{A)}	[45]
Hongkong, Chiny	I-II.2004	PM _{2,5} PM ₁	11,0 9,0	13,2 8,3	1,2 ^{A)} 0,9 ^{A)}	[26]
	III–V.2004	PM _{2,5} PM ₁	12,7 9,7	10,0 6,4	0,8 ^{A)} 0,7 ^{A)}	
Toronto, Kanada	III.1998	PM _{2,5}	1,5	4,4	2,3	[3]
	VII.1998		2,1	5,1	2,4	
	II.1999		2,2	4,7	2,1	
Covington 1, Ohio, USA	2002–2006	PM _{2,5}	1,0	4,8	4,8 ^{A)}	[39]
Norwood 2, Ohio, USA			0,8	4,0	5,0 ^{A)}	
Newport, Ohio, USA			0,5	3,0 ^{a)}	6,0 ^{A)}	

^{A)} stosunek stężeń średnich OC i EC (ang. ratio of average OC and EC concentration); ^{B)} mediana (ang. median)

Interesujące jest natomiast, że w przypadku pomiarów w Katowicach, również stosunek stężeń EC związanego z PM₁₀ do stężeń EC związanego z PM₁ był w zbliżony do 1,5 (1,3 w przypadku EC związanego odpowiednio z PM_{2,5} i PM₁₀) w obu okresach i w obu punktach pomiarowych. Sytuacja taka jest wyjątkiem na tle danych z innych obszarów (tabela 2). Oznacza to, że w Katowicach, w przeciwieństwie do innych lokalizacji, EC nie był skoncentrowany głównie w pyłe drobnym (PM_{2,5} i PM₁₀) nawet w lokalizacji bezpośrednio narażonej na oddziaływanie emisji komunikacyjnej. Wydaje się, że możliwym wyjaśnieniem sytuacji, w której cząstki grube (PM_{2,5-10}), wzbogacone są w EC w znaczącym stopniu, tłumaczy możliwy wkład emisji komunalnej do bilansu EC w Katowicach nawet w okresie niegrzewczym. Niskosprawne, przestarzałe piece węglowe do gotowania, czy podgrzewania wody są używane przez ludność Śląska cały rok i są emitarami dużych aglomeratów sadzy z niezupełnego spalania. Efektem obserwowanych różnic pomiędzy punktem komunikacyjnym w Katowicach i innymi punktami komunikacyjnymi na świecie może być również park samochodowy. Po polskich drogach poruszają się w większości pojazdy kilkunastoletnie, często benzynowe lub pojazdy z silnikami Diesla z niesprawnym systemem odpylania spalin. Zatem realna jest emisja dużych aglomeratów sadzy.

W Europie Zachodniej większość używanych pojazdów to samochody nowe z silnikami Diesla wyposażonymi w wysokosprawne filtry stąd emitowane cząstki EC to niewielki ułamek powstającej podczas spalania paliwa sadzy, emitowanej do powietrza w postaci bardzo drobnych cząstek.

Wysunięte wyżej wnioski potwierdza też wysoki stosunek OC/EC w Katowicach, który jak się wydaje może wskazywać iż natężenie ruchu na autostradzie i związana z nim emisja sadzy są na tyle duże aby wpływać na zmianę wartości tego stosunku, tak jak ma to miejsce w innych tego typu lokalizacjach. W większości rejonów, gdzie komunikacja kształtuje stężenia pyłu i jego składników w miastach, bliskość drogi powoduje zmniejszenie stosunku OC/EC (tabela 2) w porównaniu do wartości notowanych w punktach odległych od dróg. W miastach Górnego Śląska mniejszy stosunek OC/EC obserwuje się natomiast w sezonie grzewczym, niezależnie od lokalizacji punktu pomiarowego [24, 35, 37].

Pomimo specyficznej sytuacji obserwowanej w Katowicach, stężenia OC i EC, w punkcie komunikacyjnym w obu okresach badań były wyższe niż stężenia w punkcie tła miejskiego (tabela 1). Stężenia węgla organicznego związanego z PM_1 , $PM_{2,5}$, PM_{10} i TSP w obu okresach pomiarowych były o około 10% wyższe w punkcie komunikacyjnym niż w punkcie tła miejskiego. Generalnie niezależnie od tego, z którą z badanych 13 frakcji związany był OC w Katowicach, jego stężenia przy autostradzie były wyższe niż w tle miejskim nie więcej niż dwukrotnie (zazwyczaj 1,1–1,4). Największe różnice pomiędzy stężeniami OC przy autostradzie i w tle miejskim dotyczą frakcji $PM_{0,06-0,108}$, $PM_{0,108-0,17}$ oraz frakcji $PM_{1,6-2,5}$, $PM_{1-1,6}$ i $PM_{0,65-1}$.

Największe różnice pomiędzy stężeniami EC przy autostradzie i w tle miejskim odnotowano natomiast dla frakcji $PM_{0,06-0,108}$, $PM_{0,108-0,17}$ i $PM_{0,17-0,26}$. Różnice te były jednak kilku- a nawet kilkunastokrotnie większe niż w przypadku OC. Stosunek stężeń EC przy autostradzie i w punkcie tła miejskiego wynosił 17, 10 i 28 kolejno dla $PM_{0,06-0,108}$, $PM_{0,108-0,17}$ i $PM_{0,17-0,26}$ w pierwszej połowie sierpnia i 5, 4, 3 w drugiej połowie września (tabela 1). W przypadku EC kilkunastokrotnie wyższe stężenia w punkcie komunikacyjnym odnotowano również dla pozostałych frakcji. Widać zatem, że wpływ emisji z silników samochodów poruszających się po autostradzie objawił się głównie podwyższonymi, w stosunku do tła miejskiego, stężeniami EC. Łącznie dla PM_1 , $PM_{2,5}$ i PM_{10} stężenie węgla elementarnego było wyższe niż w punkcie miejskim pięciokrotnie na początku sierpnia i dwukrotnie w drugiej połowie września

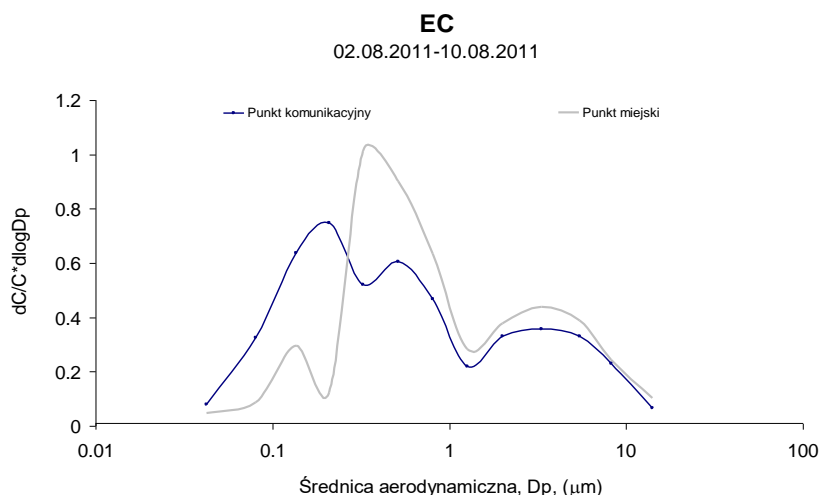
(tabela 1). Różnice te pokazują, że okres pomiarowy ma wpływ na kształtowanie się wniosków o wpływie emisji komunikacyjnej na stężenia węgla w powietrzu typowego obszaru miejskiego. W sezonie urlopowym emisja z poruszających się po autostradzie pojazdów powoduje kilkukrotny wzrost stężenia EC w powietrzu terenu przyległego do drogi. Natomiast wraz z rozpoczęciem się typowego okresu roboczego, natężenie ruchu pojazdów wzrasta na terenie całego miasta, co przy zbliżonym natężeniu ruchu pojazdów na autostradzie w obu okresach, wpływa na obniżenie znaczenia jej udziału w kształtowaniu stężeń substancji węglowej w powietrzu. Widać to zwłaszcza w przypadku frakcji rozmiarowej odpowiadającej sadzy emitowanej z silników (PM_{0,17-0,26}).

3.2. Rozkład masy OC i EC względem wielkości cząstek w P_K i P_M

W obu punktach pomiarowych w Katowicach, w pierwszej połowie sierpnia, rozkład masy węgla elementarnego EC był trymodalny (rys. 1). Maksima rozkładów występowały w przedziałach średnic 0,108–0,17, 0,26–0,40 i 2,5–4,4 μm w punkcie tła miejskiego i 0,17–0,26, 0,40–0,65 i 2,5–4,4 μm w punkcie przy autostradzie. Odnotowano zatem typowe maksima charakteryzujące frakcję akumulacji i frakcję cząstek grubych w obu punktach pomiarowych [53]. W przypadku punktu komunikacyjnego, w przeciwieństwie do punktu tła miejskiego odnotowano typowe maksimum, które charakteryzuje frakcję rozmiarową charakterystyczną dla cząstek sadzy emitowanej z silników Diesla (0,17–0,26 μm). Odnotowane w obu punktach maksima w przedziale cząstek grubych, a także maksima w przedziale 0,26–0,65 μm pozostają w zgodzie z wyciągniętym wcześniej wnioskiem o obecności dużych aglomeratów sadzy w obu punktach pomiarowych.

W drugim okresie pomiarowym rozkłady EC w obu punktach również miały trzy mody (rys. 2). Dwa maksima tych rozkładów, w obu punktach, występowały w tych samych przedziałach wielkości cząstek: 0,108–0,17 i 0,40–0,65 μm . Pierwsze z tych maksimów jest jednak szczególnie wyraźne dla punktu komunikacyjnego. Zgodnie z wcześniejszą dyskusją w drugim okresie pomiarowym zanieczyszczenie powietrza EC kształtowane jest przez różne źródła emisji na terenie całego miasta, a więc również w punkcie komunikacyjnym. Zatem w typowym obszarze miejskim na Śląsku, w typowym okresie pomiarowym (poza urlopowym) wpływ jednego, nawet bardzo znaczącego komunikacyjnego źródła emisji, na stężenia EC jest mniejszy aniżeli w sezonie wakacyjnym również

w jego bezpośrednim sąsiedztwie. Wpływ emisji z pojazdów poruszających się po autostradzie zaznacza się w typowym okresie pomiarowym (druga połowa września) jedynie wyraźną obecnością populacji bardzo drobnych ($0,108\text{--}0,17\ \mu\text{m}$), prawdopodobnie „świeżych”, cząstek sadzy.

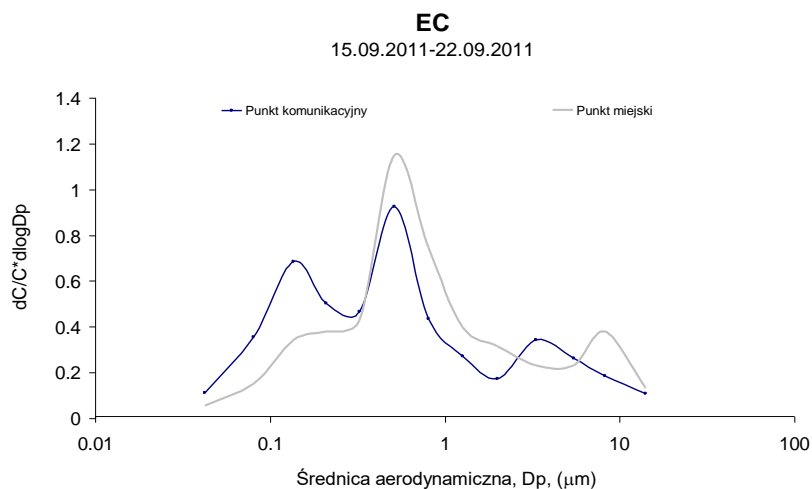


Rys. 1. Rozkład EC związanego z pyłem względem średnicy aerodynamicznej pyłu w okresie 02.08–10.08.2011

Fig. 1. Mass size distribution of PM-bound EC in the period: 02.08–10.08.2011 (black line – urban traffic site; grey line – urban background site)

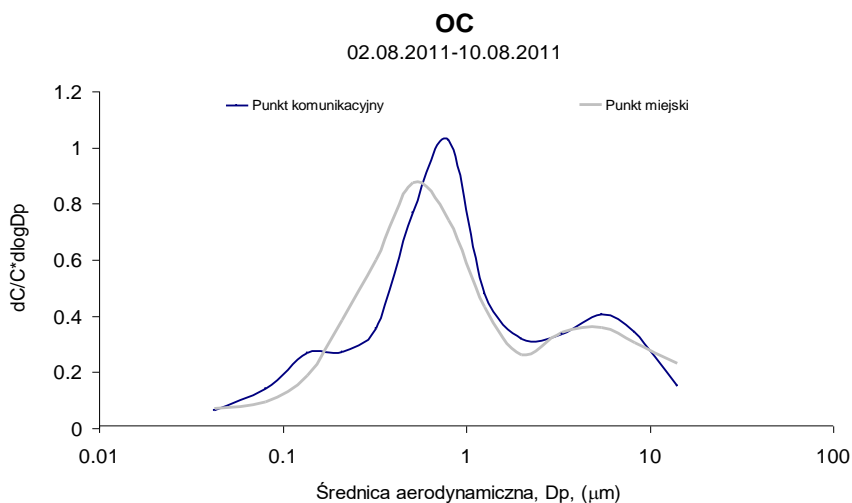
Moda rozkładu populacji cząstek grubych w punkcie komunikacyjnym, podobnie jak na początku sierpnia, wystąpiła w przedziale $2,5\text{--}4,4\ \mu\text{m}$. W punkcie tła miejskiego maksimum to odnotowano w przedziale $6,8\text{--}10\ \mu\text{m}$.

Rozkład OC w punkcie tła miejskiego w Katowicach w obu okresach pomiarowych był bimodalny – z jednym maksimum w przedziale $0,4\text{--}0,65\ \mu\text{m}$ i drugim w przedziale $2,5\text{--}4,4\ \mu\text{m}$ (rys. 3 i 4). W punkcie komunikacyjnym, w obu okresach pomiarowych wystąpiły dwie mody frakcji akumulacji, w przedziałach $0,108\text{--}0,17$ i $0,65\text{--}1\ \mu\text{m}$. Natomiast typowe maksimum dla populacji cząstek grubych wystąpiło w przedziale $4,4\text{--}6,8\ \mu\text{m}$ w pierwszym okresie pomiarowym; w drugim okresie odnotowano dwa maksima dla tego zakresu wielkości cząstek – w przedziałach $2,5\text{--}4,4$ i $6,8\text{--}10\ \mu\text{m}$.



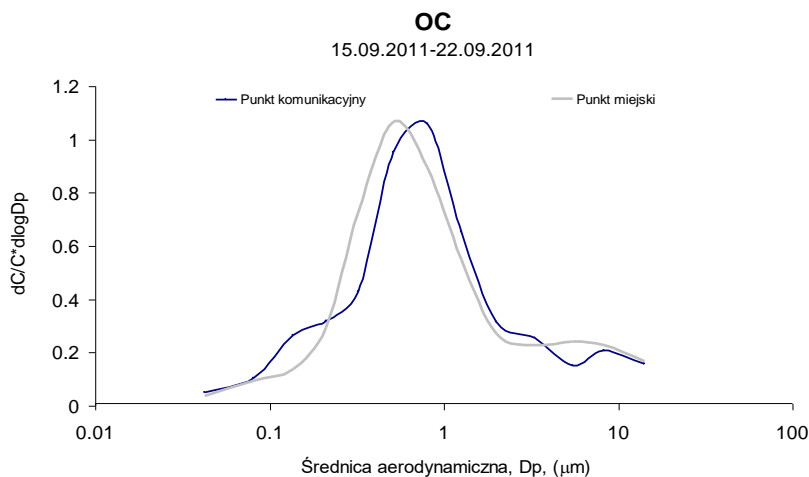
Rys. 2. Rozkład EC związanego z pyłem względem średnicy aerodynamicznej pyłu w okresie 15.09–22.09.2011

Fig. 2. Mass size distribution of PM-bound EC in the period: 15.09–22.09.2011 (black line – urban traffic site; grey line – urban background site)



Rys. 3. Rozkład OC związanego z pyłem względem średnicy aerodynamicznej pyłu w okresie 02.08–10.08.2011

Fig. 3. Mass size distribution of PM-bound OC in the period: 02.08–10.08.2011 (black line – urban traffic site; grey line – urban background site)



Rys. 4. Rozkład OC związanego z pyłem względem średnicy aerodynamicznej pyłu w okresie 15.09–22.09.2011

Fig. 4. Mass size distribution of PM-bound OC in the period: 15.09–22.09.2011 (black line – urban traffic site; grey line – urban background site)

W przypadku OC maksima rozkładów jego masy względem wielkości cząstek, dla odpowiednich punktów, były podobne. Jednak wnioskowanie o pochodzeniu OC, na podstawie położenia tych maksimów, nie jest możliwe tak jak w przypadku EC, gdyż OC występuje w powietrzu w postaci setek związków związanych z cząstkami różnej wielkości. W procesach spalania paliw w silnikach samochodowych większość materii węglowej emitowana jest do powietrza w postaci węglowodorów [15, 32, 33]. Związki te zaraz po wyemitowaniu z rury wydechowej wraz z gorącymi spalinami, zawierającymi cząstki stałe, szybko (po schłodzeniu) ulegają kondensacji na powierzchni tych cząstek (np. aglomeratów sadzy, czy cząstkach soli). Potwierdza to takie samo dla OC i EC maksimum rozkładu w przedziale bardzo drobnych cząstek (0,108–0,17 μm) i cząstek grubych (2,5–4,4 μm) punkcie komunikacyjnym.

Niemniej w okresie kiedy temperatury powietrza są wysokie związki organiczne obecne w powietrzu występują głównie w postaci (fazie) gazowej. Ich możliwe przemiany do postaci cząstek (wtórny aerozol organiczny) w punkcie komunikacyjnym utrudnia wysokie stężenie EC absorbującego, niezbędne do tych przemian, promieniowanie. W punkcie tła miejskiego związki organiczne obecne w powietrzu mogą

łatwiej ulegać przemianom pod wpływem ozonu i promieniowania słonecznego (słabiej absorbowanego przez EC, którego stężenia są niskie). Wydaje się to prawdopodobnym wyjaśnieniem niewielkich różnic w stężeniach OC w obu punktach pomiarowych, w obu okresach. Aby sprawdzić tę hipotezę obliczono udział wtórnego i pierwotnego węgla organicznego (oznaczone symbolami odpowiednio: SOC i POC, tabela 3) z zależności opisanej w [24, 37].

Tabela 3. Udział wtórnego (SOC) i pierwotnego (POC) węgla organicznego (%) związanego z różnymi frakcjami pyłu zawieszonego w Katowicach w dwóch punktach miasta – w punkcie miejskim (P_M) i w punkcie komunikacyjnym (P_K), w dwóch okresach pomiarowych 2011 roku

Table 3. Percentage of secondary (SOC) and primary (POC) organic carbon (%) bound to various dust fractions at two sampling points in Katowice – urban background site (P_M) and traffic site (P_K), in two sampling periods of 2011

stopnie	D ₅₀	02.08.2012–10.08.2011				15.09.2011–22.09.2012			
		P _K		P _M		P _K		P _M	
		SOC	POC	SOC	POC	SOC	POC	SOC	POC
13	10	85	15	90	10	82	18	68	32
12	6,8	76	24	82	18	76	24	32	68
11	4,4	72	28	76	24	53	47	61	39
10	2,5	63	37	71	29	63	37	59	41
9	1,6	64	36	68	32	85	15	53	47
8	1	84	16	85	15	89	11	71	29
7	0,65	84	16	81	19	89	11	66	34
6	0,4	72	28	77	23	73	27	56	44
5	0,26	49	51	62	38	70	30	76	24
4	0,17	3	97	93	7	57	43	48	52
3	0,108	17	83	65	35	30	70	0	100
2	0,06	20	80	79	21	6	94	34	66
1	0,03	58	42	84	16	42	58	41	59

Na początku sierpnia zdecydowanie większy niż w punkcie komunikacyjnym udział SOC występował we frakcjach pyłu w punkcie tła miejskiego. W drugiej połowie września, kiedy m.in. niższa była temperatura powietrza w Katowicach, SOC jest formowany, w obu punktach, w podobnych udziałach. Tym niemniej wydaje się, że w punkcie komunikacyjnym udział całkowitego węgla organicznego w powietrzu może

być znacznie wyższy niż OC związanego z pyłem i związki organiczne przy autostradzie występują głównie z formie gazowej.

4. Wnioski

Stężenia OC i EC związanych z PM_1 , $PM_{2,5}$ i PM_{10} w powietrzu obszaru przy autostradzie A4, w sezonie niegrzewczym, są generalnie zbliżone do wartości notowanych na świecie w innych okresach pomiarowych w różnych punktach komunikacyjnych. Zbliżone do innych lokalizacji są również stosunki stężeń OC związanych z PM_{10} i $PM_{2,5}$ (lub PM_1). Ze względu na występującą również w sezonie ciepłym, emisję komunalną oraz ze względu na złą jakość pojazdów poruszających się po drogach Katowic, wzbogacona w EC jest tu również frakcja pyłu grubego. Sytuacja taka jest ewenementem na tle danych z innych rejonów.

Stężenia węgla organicznego związanego zarówno z PM_1 jak i z $PM_{2,5}$, PM_{10} i TSP, w obu okresach pomiarowych w Katowicach, mogą być o około 10% wyższe w punkcie komunikacyjnym niż w punkcie tła miejskiego. Największe różnice pomiędzy stężeniami OC przy autostradzie i w tle miejskim dotyczą cząstek w przedziałach 0,06–0,17 i 1,0–2,5 μm . Maksima rozkładów masy OC względem wielkości cząstek pyłu, zarówno w punkcie miejskim jak i w punkcie tła, są zbliżone niezależnie od wybranego okresu pomiarowego.

Niewielka różnica w stężeniach węgla organicznego w obu punktach jest prawdopodobnie związana z mniejszą, niż w punkcie tła miejskiego, intensywnością procesu tworzenia wtórnego aerozolu organicznego.

Wpływ emisji z silników samochodów poruszających się po autostradzie przejawia się w Katowicach głównie poprzez podwyższone, w stosunku do tła miejskiego, stężenia EC. Łącznie stężenie EC związanego z pyłem całkowitym było wyższe niż w punkcie miejskim pięciokrotnie na początku sierpnia i dwukrotnie w drugiej połowie września. Jednak w przypadku frakcji charakterystycznych dla cząstek sadzy emitowanej z silników Diesla ($PM_{0,108-0,17}$ i $PM_{0,17-0,26}$) stosunek stężeń EC w obu punktach może być kilka razy wyższy. Dotyczy to jednak wyłącznie okresu wakacyjnego. W punkcie komunikacyjnym w Katowicach niezależnie od okresu pomiarowego maksima rozkładu masy EC względem wielkości cząstek występują w przedziałach średnic charakterystycznych dla sadzy emitowanej z silników Diesla (0,108–0,26 μm).

W typowym obszarze miejskim Aglomeracji Górnośląskiej, w typowym okresie pomiarowym (okres całego roku z wyłączeniem wakacji) wpływ jednego, nawet bardzo znaczącego komunikacyjnego źródła emisji, na stężenia związków węgla, zwłaszcza węgla elementarnego, jest mniejszy aniżeli w sezonie wakacyjnym. Dotyczy to nawet obszaru bezpośredniego sąsiedztwa takiego źródła.

Wykazano, że w celu uchwycenia wpływu emisji komunikacyjnej na stężenie OC i EC związanych z pyłem w obszarze o tak skomplikowanej strukturze emisji pyłu i jego prekursorów jak Aglomeracja Górnośląska, niezbędne jest prowadzenie jednoczesnych pomiarów, stężeń kilku frakcji rozmiarowych węgla, w porównywanych punktach.

*Praca była realizowana w ramach projektu badawczego
Nr N N523 564038 Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego
oraz projektu badawczego własnego (Nr C.1.2.) finansowanego
ze środków IPIS PAN*

Literatura

1. **Allen J.O., Mayo P.R., Hughes L.S. Salmon, L.G. Cass, G.R.:** *Emission of Size-Segregated Aerosols from On-Road Vehicles in the Caldecott Tunnel.* Environmental Science and Technology 35, 4189–4197 (2001).
2. **Aymoz G., Jaffrezo J.L., Jacob V., Colomb A., George C.:** *Evolution of organic and inorganic components of aerosol during Saharan dust episode observed in the French Alps.* Atmospheric Chemistry and Physics 4, 2499–2512 (2004).
3. **Blanchard P., Brook J.R., Brazal P.:** *Chemical characterization of the organic fraction of atmospheric aerosol at two sites in Ontario, Canada.* Journal of Geophysical Research 107, ICC 10-1-ICC, 10–8 (2002).
4. **Cao J.J., Lee S.C., Ho K.F., Zou S.C., Fung K., Li Y., Watson J.G., Chow J.C.:** *Spatial and seasonal variations of atmospheric organic carbon and elemental carbon in Pearl Delta Region, China.* Atmospheric Environment 38, 4447–4456 (2004).
5. **Cess R.D.:** *Arctic aerosols: model estimates of interactive influences upon the surface-atmosphere clear-sky radiation budget.* Atmospheric Environment 17, 2555–2564 (1983).
6. **Charlson R.J., Waggoner A.P., Thielke J.F.:** *Visibility protection for class I areas: the theoretical basis. Report No: PB-288842.* US Department of Commerce, 1978.

7. **Chylek P., Ramaswamy V., Srivastava V.:** *Graphitic carbon content of aerosols, clouds, and snow, and its climatic implication.* The Science of the Total Environment 37, 117–120 (1984).
8. **Cuiddihy R.C., Griffith W.C., McClellan O.:** *Health risk for light duty diesel vehicles.* Environmental Science and Technology 18, 14–21 (1984).
9. **Ćwiklak K., Pastuszka J.S., Rogula-Kozłowska W.:** *Influence of Traffic on Particulate-Matter Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Atmosphere of Zabrze, Poland.* Polish Journal of Environmental Studies 18, 579–585 (2009).
10. **de Kok T.M.C.M., Driee H.A.L., Hogervorst J.G.F., Briedé J.J.:** *Toxicological Assessment of Ambient and Traffic-Related Particulate Matter: A Review of Recent Studies.* Mutation Research 613, 103–122 (2006).
11. **Dockery D.C., Pope A, Xu X., Spengler J.D., Ware J.H., Fay M.E., Ferris B.G., Speizer F.E.:** *An association between air pollution and mortality in six US cities.* The New England Journal of Medicine 329, 1753–1759 (1993).
12. **Dockery D.W., Pope III C.A.:** *Acute Respiratory Effects of Particulate Air Pollution.* Annual Review of Public Health 15, 107–132 (1994).
13. **Dudzińska M.R.:** *Lotne związki organiczne w prywatnych i publicznych środkach transportu.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 101–116 (2011).
14. **Friedlander S.K.:** *Smoke, Dust, and Haze: Fundamentals of Aerosol Dynamics.* Oxford University Press, 2000.
15. **Geller M.D., Sardar S.B., Phuleria H., Fine P.M., Sioutas C.:** *Measurements of Particle Number and Mass Concentrations and Size Distributions in Tunnel Environment.* Environmental Science and Technology 39, 8653–8663 (2005).
16. **Grosjean D, Friedlander S.K.:** *Formation of organic aerosol from cyclic olefins and diolefins,* Advances in Environmental Science & Technology 9, 435–473 (1980).
17. **Haagen-Smit A.J.:** *Chemistry and Physiology of Los Angeles Smog.* Industrial and Engineering Chemistry 44, 1342–1346 (1952).
18. **Harrison R.M., Yin J.:** *Sources and processes affecting carbonaceous aerosol in central England.* Atmospheric Environment 42, 1413–1423 (2008).
19. **Heintzenberg J.:** *Fine particles in the global troposphere: A review.* Tellus B 41, 149–160 (1989).
20. **Horvath H.:** *Atmospheric light absorption – a review.* Atmospheric Environment 27A, 293–317 (1993).

21. **Jacobson M.C., Hansson H.-C., Noone K.J., Charlson R.J.:** *Organic atmospheric aerosols: Review and state of science*. Reviews of Geophysics 38, 267–294 (2000).
22. **Kinney P.L., Aggarwal M., Northridge M.E., Janssen N.A.H., Shepard P.:** *Airborne concentrations of PM_{2.5} and diesel exhaust particles on Harlem sidewalks: A community-based pilot study*. Environmental Health Perspectives 108, 213–218 (2000).
23. **Kirchstetter T.W., Harley R.A., Kreisberg N.M., Stolzenburg M.R., Herring S.V.:** *On-Road Measurement of Fine Particles and Nitrogen Oxide Emission from Light- and Heavy-Duty Motor Vehicles*. Atmospheric Environment 33, 2955–2968 (1999).
24. **Klejnowski K., Rogula-Kozłowska W., Błaszczyk J., Rogula-Kopiec P.:** *Węgiel organiczny i elementarny w submikronowych cząstkach pyłu zawieszonego w województwie śląskim*. Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce Tom 1. IPIŚ PAN. Zabrze 2012.
25. **Larsen B.R., Gilardoni S., Stenström K., Niedzialek J., Jimenez J., Belis, C.A.:** *Sources for PM air pollution in the Po Plain, Italy: II. Probabilistic uncertainty characterization and sensitivity analysis of secondary and primary sources*. Atmospheric Environment 50, 203–213 (2012).
26. **Lee S.C., Cheng Y., Ho K.F., Cao J.J., Louie P.K.-K., Chow J.C.:** *PM_{1.0} and PM_{2.5} characteristics in the roadside environment of Hong Kong*. Aerosol Science and Technology 40, 157–165 (2006).
27. **Lewandowska A., Staniszevska M., Falkowska L., Witkowska A., Bełdowska M., Machuta M., Mróz D.:** *Węgiel elementarny i organiczny, benzo(a)piren oraz alkilofenole w funkcji rozmiarów cząstek aerozoli w zurbanizowanej strefie brzegowej Zatoki Gdańskiej*. Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce Tom 2. IPIŚ PAN. Zabrze 2012.
28. **Louie P.K.K., Chow J.C., Chen L.-W.A., Watson J.G., Leung G., Sin D.W.M.:** *PM_{2.5} chemical composition in Hong Kong: urban and regional variations*. Science of the Total Environment 338, 267–281 (2005).
29. **Pakkanen T.A., Kerminen V.M., Loukkoła K., Hillamo R.E., Aarnio P., Koskentalo T., Maenhaut W.:** *Size distributions of mass and chemical components in street-level and rooftop PM₁ particles in Helsinki*. Atmospheric Environment 37, 1673–1690 (2003).
30. **Parlament Europejski i Rada Unii Europejskiej Dyrektywa 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystszeo powietrza dla Europy** (źródło: <http://eur-lex.europa.eu/>).
31. **Pawłowski L.:** *Rola monitoringu środowiska w realizacji zrównoważonego rozwoju*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 333–346 (2012).

32. **Piątkowski P., Bohdal T.:** *Badanie właściwości ekologicznych silnika samochodowego o zapłonie iskrowym zasilanego mieszaną propan-butan.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 607–618 (2012).
33. **Pierson W.R., Brachaczek W.W.:** *Particulate Matter Associated with Vehicles on the Road. II.* Aerosol Science and Technology 2, 1–40 (1983).
34. **Rogula P., Klejnowski K., Krasa A., Rogula-Kozłowska W.:** *Wstępne badania zawartości węgla organicznego i węgla elementarnego w PM10 w Zabrzu.* Ochrona powietrza w teorii i praktyce Tom 2. IPIŚ PAN. Zabrze 2008.
35. **Rogula-Kozłowska W., Klejnowski K., Rogula-Kopiec P., Mathews B., Szopa S.:** *A study on the seasonal mass closure of ambient fine and coarse dusts in Zabrze, Poland.* Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 88, 722–729 (2012).
36. **Rogula-Kozłowska W., Pastuszka J.S., Talik E.:** *Influence of vehicular traffic on concentration and particle surface composition of PM10 and PM2.5 in Zabrze, Poland.* Polish Journal of Environmental Studies 17, 539–548 (2008).
37. **Rogula-Kozłowska W., Klejnowski K.:** *Submicrometer Aerosol in Rural and Urban Backgrounds in Southern Poland: Primary and Secondary Components of PM1.* Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, w druku (2013).
38. **Rogula-Kozłowska W., Pastuszka J.S., Talik E.:** *Właściwości aerozolu ze źródeł komunikacyjnych.* Prace i Studia Nr 80. IPIŚ PAN. Zabrze 2011.
39. **Sahu M., Hu S., Ryan P.H., Le Masters G., Grinshpun S.A., Chow J.C., Biswas P.:** *Chemical compositions and source identification of PM_{2.5} aerosols for estimation of a diesel source surrogate.* Science of the Total Environment 409, 2642–2651 (2011).
40. **Salma I., Chi X., Maenhaut W.:** *Elemental and organic carbon in urban canyon and background environments in Budapest, Hungary.* Atmospheric Environment 38, 27–36 (2004).
41. **Seaton A., Mac Nee W., Dolandson K., Godden D.:** *Particulate air pollution and acute health effects.* Lancet 345, 176–78 (1995).
42. **Seinfeld J.H., Pandis S.N.:** *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change.* John Wiley & Sons, Inc. New York 1998.
43. **Sillanpää M., Hillamo R., Saarikoski S., Frey A., Pennanen A., Makkonen U., Spolnik Z., Van Grieken R., Braniš M., Brunekreef B., Chalbot M.C., Kuhlbusch T., Sunyer J., Kerminen V.M., Kulmala M., Salonen R.O.:** *Chemical composition and mass closure of particulate matter at six urban sites in Europe.* Atmospheric Environment 40, 212–223 (2006).

44. Szalata Ł., Zwoździak J.: *Analiza SWOT jako podstawowe narzędzie w zarządzaniu środowiskiem*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 1105–1114 (2011).
45. Takahashi K., Minoura H., Sakamoto K.: *Chemical composition of atmospheric aerosols in the general environment and around a trunk road in the Tokyo metropolitan area*. Atmospheric Environment 42, 113–125 (2008).
46. Terzi E., Argyropoulos G., Bougatioti A., Mihalopoulos N., Nikolaou K., Samara C.: *Chemical composition and mass closure of ambient PM₁₀ at urban sites*. Atmospheric Environment 44, 2231–2239 (2010).
47. Viana M., Kuhlbusch T.A.J., Querol X., Alastuey A., Harrison R.M., Hopke P.K., Winiwarter W., Vallius W., Szidat S., Prévôt A.S.H., Hueglin C., Bloemen H., Wählén P., Vecchi R., Miranda A.I., Kasper-Giebl A., Maenhaut W., Hitenberger R.: *Source apportionment of particulate matter in Europe: A review of methods and results*. Journal of Aerosol Science 39, 827–849 (2008).
48. Viana M., Maenhaut W., ten Brink H.M., Chi W., Weijers E., Querol X., Alastuey A., Mikuska P., Vecera Z.: *Comparative analysis of organic and elemental carbon concentrations in carbonaceous aerosols in three European cities*. Atmospheric Environment 41, 5972–5983 (2007).
49. Viidanoja J., Kerminen V.-M., Hillamo R.: *Measuring the size distribution of atmospheric organic and black carbon using impactor sampling coupled with thermal carbon analysis: Method development and uncertainties*. Aerosol Science and Technology 36, 607–616 (2002).
50. Vogt R., Kirchner U., Scheer v., Hinz K.P., Trimborn A., Spengler B.: *Identification of diesel exhaust particles at an autobahn, urban and rural location using single-particle mass spectrometry*. Journal of Aerosol Science 34, 319–337 (2003).
51. Weingartner E., Keller C., Stahel W.A., Burtscher H., Batenspelger U.: *Aerosol Emission in a Road Tunnel*. Atmospheric Environment 31, 451–462 (1997).
52. Went F. W.: *Blue hazes in the atmosphere*. Nature 187, 641–643 (1960).
53. Whitby E.R., McMurry P.H.: *Modal Aerosol Dynamics Modeling*. Aerosol Science and Technology 27, 673–688 (1997).
54. Yin J., Harrison R.M.: *Pragmatic mass closure study for PM_{1.0}, PM_{2.5} and PM₁₀ at roadside, urban background and rural sites*. Atmospheric Environment 42, 980–988 (2008).

Influence of Vehicular Traffic on Ambient Concentration and Mass Size Distribution of Two Fractions of Carbon in an Urban Area Atmospheric Aerosol

Abstract

Ambient particulate matter (PM) is a component of the natural environment and a certain number of particles that varies with time, having many different properties which also change over time, is constantly present in the air. It can be assumed that the scope of environmental effects of PM is the broadest among all air pollutants: it affects the human health, climate, ecological conditions and visibility. Organic carbon (OC) and elemental carbon (EC) are the two most important components of suspended dust. The continuously increasing road traffic intensity is highly correlated with increasing concentrations of both of these components in the air of urbanized areas all over the world. In spite of this, the amount of data on OC and EC concentrations in Poland is still insufficient, especially in the case of areas located close to busy roads.

The aim of this study was to determine the influence of vehicular traffic on ambient concentrations of PM-related OC and EC, and their mass size distribution in a typical urban area of the Upper Silesia.

PM samples were collected simultaneously at two sites located in the Katowice city. One of the selected measurement points was situated in the city centre and characterized so-called urban background. The second measurement point, located near the A4 motorway, was in the area directly exposed to the influence of traffic emission. Dust was sampled during two measurement periods (2–10 August and 15–22 September 2011) using thirteen-stage impactors – DEKATI Ltd. (DLPI, Dekati Low Pressure Impactor).

Analysis for the content of OC and EC in the collected dust samples was carried out by means of a thermo-optical method with the use of a Sunset Laboratory OC/EC carbon analyzer. During the entire measurement program strict adherence to the rigorous requirements for quality control of the obtained results was ensured.

Concentrations of PM₁-, PM_{2.5}- and PM₁₀-related OC and EC in Katowice, near the A4 motorway, were close to values obtained in other parts of the world in different measurement periods, at traffic sites of similar characteristics. Also values of the concentration ratio of OC bound to PM₁₀ and PM_{2.5} (or PM₁) were similar to quantities determined in different locations. In Katowice, due to municipal emission and poor quality of vehicles travelling the roads, also the coarse fraction of dust was enriched in EC. This situation is unusual in comparison to other regions.

The effect of emission from engines of the cars travelling the motorway manifested itself mainly by elevated EC concentrations compared to the urban background site. For TSP the EC concentration was higher, five times in the beginning of August and two times in the second half of September. The largest differences between EC concentrations in the location near the motorway and in the urban background area were observed for the $PM_{0.06-0.108}$, $PM_{0.108-0.17}$ and $PM_{0.17-0.26}$ fractions. In both measurement periods, at the traffic site in Katowice, the maxima of mass size distribution of EC were in the diameter range characteristic for soot emitted from Diesel engines (0.108–0.26 μ m). The fact that the influence of exhaust emission from vehicles travelling the motorway on EC concentrations was more pronounced in the second half of September than in the first half of August, was caused by larger EC emission from various sources in Katowice during the period following summer holidays.

Concentrations of organic carbon bound to TSP in both measurement periods in Katowice was only 10% higher in the urban traffic site than in the urban background site. The largest differences between OC concentrations near the motorway and in the urban background are observed in the ranges 0.06–0.17 and 1.0–2.5 μ m. Maxima of the mass size distribution of PM-related OC, both at the urban traffic site and at the background site, were similar in both measurement periods. It was inferred that the small differences between OC concentrations in the traffic and the background site are caused by the process of secondary aerosol formation, less intensive near the motorway than in the urban site.