

Krzysztof Skotak, Zdzisław Prządka, Anna Degórska

Wpływ warunków meteorologicznych na zanieczyszczenie powietrza wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi zawartymi w pyłe zawieszonym na terenie pozamiejskim

Związki należące do grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) powstają podczas niepełnego spalania lub rozkładu termicznego paliw kopalnych i biomasy. W atmosferze zanieczyszczenia te mogą znajdować się w postaci aerozolu i fazy gazowej, w wyniku emisji ze źródeł naturalnych (np. wybuchu wulkanów, pożarów lasów i łąk oraz torfowisk), antropogenicznych (procesów wytwarzania energii, transportu i przemysłu) oraz przemian chemicznych. WWA o dwóch lub trzech pierścieniach (naftalen, acenaften, antracen, fluoren, fenantren) są obecne w powietrzu głównie w fazie gazowej, te o czterech pierścieniach (fluoranten, piren, chryzen) występują zarówno w fazie gazowej jak i aerozolu, zaś mające pięć lub więcej pierścieni (benzo(a)piren, benzo(g,h,j)piren) występują głównie jako element pyłu zawieszonoego. Najbardziej istotnymi źródłami antropogenicznej emisji WWA w Polsce są spalanie paliw kopalnych oraz biomasy w gospodarstwach domowych, energetyka zawodowa, a także produkcja asfaltu, smoły i koksu, ropy naftowej oraz aluminium [1]. Blisko 20% WWA emitowanych do atmosfery na świecie pochodzi z komunikacji [2].

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne znajdujące się w powietrzu atmosferycznym przenoszone są na dalekie odległości, a ich znaczne ilości mogą być obserwowane nawet z dala od potencjalnych źródeł emisji [3]. Istotną rolę przy transporcie zanieczyszczeń odgrywają warunki atmosferyczne, przyczyniając się do rozpraszania lub kumulacji tych związków na danym obszarze oraz do ich usuwania z powietrza w wyniku suchej i mokrej deprecypacji. Czas przebywania WWA w atmosferze zależy od wielkości cząstek pyłu, na których są one zaabsorbowane (90÷95% WWA jest związanych z pyłem o średnicy mniejszej niż 3 μm) oraz od warunków atmosferycznych (meteorologicznych). Istotną rolę w zanieczyszczeniu powietrza wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi odgrywają także zachodzące w atmosferze reakcje chemiczne w obecności ich prekursorów [2].

Wyniki prowadzonego w Europie monitoringu jakości powietrza pokazują, że duże ilości pyłu zawieszonoego oraz związanego z nim benzo(a)pirenu (wskaźnika obecności WWA), obserwuje się często i na znacznym obszarze [4, 5]. Taka sytuacja dotyczy nie tylko miast, ale również i terenów podmiejskich i pozamiejskich [1, 6]. Szkodliwość

zdrowotna pyłu wynika nie tylko z jego właściwości fizyczno-chemicznych oraz zawartych w nim substancji szkodliwych (np. metali śladowych i WWA), ale również z długookresowej ekspozycji na względnie duże średnie ilości w skali roku (oceniane na podstawie średnich wartości rocznych) oraz krótkotrwałych i bardzo wysokich ilości występujących w trakcie epizodów smogowych (tzw. stężenia dobowe lub godzinowe) [5]. Pył zawieszony oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne są klasyfikowane jako zanieczyszczenia rakotwórcze i mutagenne, a ich szkodliwość zdrowotna została potwierdzona wieloma badaniami toksykologicznymi i epidemiologicznymi opisanymi m.in. w opracowaniach Światowej Organizacji Zdrowia [2, 7, 8] i Europejskiej Agencji Środowiska [9, 10]. Z tego powodu na całym świecie wprowadzono wartości dopuszczalne lub zalecane do dotrzymywania [7, 8, 11].

Ustalenie zależności między emisją pyłu i zawartymi w nim WWA, zawartością tych zanieczyszczeń w atmosferze oraz warunkami meteorologicznymi, jest jednym z podstawowych elementów oceny skuteczności podejmowanych działań w zakresie ochrony atmosfery i zdrowia publicznego. Choć istnieje bardzo bogata literatura związana z oceną jakości powietrza, tylko niewiele wyników zostało opublikowanych w zakresie oceny wpływu warunków meteorologicznych na zawartość WWA w powietrzu [12, 13]. Niemal wszystkie z nich dotyczą obszarów gęsto zaludnionych miast i aglomeracji, gdzie w miarę prosty sposób można zidentyfikować najważniejsze źródła zanieczyszczenia powietrza. Opublikowane wyniki badań pokazują, że wpływ warunków meteorologicznych na obserwowaną w powietrzu zawartość pyłu oraz WWA na ogół jest odmienny – podczas stabilnych warunków wyżowych w zimie, gdy spada temperatura i wzrasta natężenie promieniowania słonecznego, ilości pyłu zazwyczaj rosną, zaś WWA maleją. W przypadku niestabilnych warunków niżowych (spadek ciśnienia i wzrost wilgotności) jest natomiast odwrotnie [13]. Pomimo nielicznych publikacji na ten temat, niemal wszystkie opublikowane wyniki pokazują ścisły związek między warunkami meteorologicznymi (zarówno w ujęciu rocznym, jak i sezonowym), rodzajem źródeł emisji oraz zawartością WWA w powietrzu. W większości badań wykazano, że dominującą rolę w obserwowanych poziomach obecności wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w powietrzu odgrywają przede wszystkim emisja zanieczyszczeń i ich prekursorów (źródło), lokalne warunki rozpraszania (warunki meteorologiczne) oraz napływ mas powietrza z określonych kierunków (przenoszenie transgraniczne).

Istotne zależności między ilością wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych a warunkami meteorologicznymi zaobserwowano w przypadku obszarów, na których ruch pojazdów był głównym źródłem tych zanieczyszczeń. Najwyższą zawartość WWA obserwowano przede wszystkim zimą, przy niskich temperaturach i małych prędkościach wiatru oraz dużym zachmurzeniu [14–18]. Wzrostowi ilości WWA na danym obszarze miejskim sprzyja ponadto wzrost wilgotności względnej oraz silny wiatr wiejący z kierunków, gdzie zlokalizowane są trasy komunikacyjne o znacznej intensywności ruchu pojazdów [12, 16, 17, 19, 20]. Niektóre badania wskazały również na ścisły związek ilości WWA z inwersją temperatury [21]. Długie okresy bezopadowe, szczególnie zimą, miały również istotny wpływ na jakość powietrza w miastach [14, 20].

Istotny wpływ kierunku wiatru na wzrost zanieczyszczenia powietrza WWA na danym obszarze zauważono w przypadku analizy wpływu dużych źródeł emisji (takich jak przemysł czy energetyka) [17, 22]. Podobnie jak w przypadku komunikacji, ze względu jednak na znaczną emisję zanieczyszczeń z tego typu źródeł, wpływ kierunku wiatru był silniej skorelowany z zawartością zanieczyszczeń przy znacznej prędkości wiatru i stopniowo malał wraz z jej spadkiem [19]. Dlatego w rejonach miast, gdzie nie ma znaczących źródeł emisji (zakład przemysłowy, spalarnia odpadów, elektrownia, elektrociepłownia), większość opublikowanych wyników potwierdziło, że prędkość i kierunek wiatru często nie mają znaczącego wpływu na stan zanieczyszczenia powietrza. Pomimo niewielkiej liczby publikacji, badania prowadzone na obszarach pozamiejskich i podmiejskich pokazują, że dzięki analizie warunków wietrznych można przeprowadzić skuteczną identyfikację potencjalnych źródeł emisji na jakość powietrza, a także ocenić możliwość przenoszenia zanieczyszczeń na dalekie odległości [23, 24].

Obserwowana zmienność zawartości WWA w powietrzu miast europejskich pokazała, że często głównym źródłem zanieczyszczenia powietrza wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi występującymi w fazie gazowej jest komunikacja [25], pomimo niższej emisji niż ze źródeł przemysłowych [14, 22]. Przeprowadzone analizy pokazały, że największe dobowe wahania ilości WWA w powietrzu zazwyczaj występują w porze dziennej, potwierdzając tym samym dominujący udział zanieczyszczeń emitowanych z pojazdów w ogólnym stanie jakości powietrza w miastach. Szczególnie jest to widoczne podczas porannych i popołudniowych szczytów komunikacyjnych, wykazując wyraźną dodatnią korelację zawartości WWA z prędkością wiatru i temperaturą otoczenia oraz korelację ujemną z wilgotnością względną [14, 26–28]. Emisja zanieczyszczeń powstających w wyniku spalania paliw kopalnych w celu produkcji energii cieplnej (podgrzanie wody oraz ogrzewanie indywidualne) ma wyraźny wpływ na wartości obserwowane w porze nocnej, bez względu na porę roku [14, 15, 29]. Badania prowadzone w obszarach miejskich wykazały istotne zależności pomiędzy zawartością WWA w fazie gazowej (wyższe w lecie) i aerozolu (wyższe w okresie chłodnym) a warunkami meteorologicznymi [14]. Co więcej, w przypadku obszarów charakteryzujących się wysokim tłem zawartości pyłu w powietrzu (szczególnie w lecie), zazwyczaj występują znacznie wyższe wartości współczynników korelacji sezonowych ilości WWA i warunków meteorologicznych. Pokazuje to, że WWA mogą być zdecydowanie lepszym wskaźnikiem jakości powietrza niż pył zawieszony [17, 20, 30–32].

Jak pokazują wyniki badań prowadzone w miastach, uwzględnienie w ocenie jakości powietrza wpływu warunków meteorologicznych (przede wszystkim, temperatury, prędkości i kierunku wiatru, opadów atmosferycznych oraz natężenia promieniowania lub usłonecznienia), przy obserwowanym podobnym poziomie zawartości WWA w pyłe bardzo drobnym PM_{2,5} (o średnicy aerodynamicznej ziaren poniżej 2,5 μm), umożliwia z dużym prawdopodobieństwem identyfikację rodzaju i typu źródła emisji mającego istotny wpływ na jakość powietrza [29, 33–35]. W badaniach prowadzonych na obszarach pozamiejskich i podmiejskich, ze względu na odmienne niż w miastach warunki klimatyczne oraz ilości zanieczyszczeń (nawet kilkukrotnie niższe), uwzględnienie warunków meteorologicznych może mieć podstawowe znaczenie w poprawnej ocenie jakości powietrza [12, 28]. Wyniki pokazują, że na tego typu obszarach istotną rolę w obserwowanej zawartości WWA w powietrzu, poza temperaturą odgrywają również usłonecznienie, promieniowanie, opady oraz wilgotność względna, sprzyjając zachodzącym reakcjom chemicznym w atmosferze i przyczyniając się do zmniejszenia stopnia zanieczyszczenia powietrza [20, 28, 32, 34]. Mimo iż z reguły korelacja zawartości WWA w powietrzu z kierunkiem wiatru jest najniższa [19, 20], to jednak istotną rolę w rozkładzie zanieczyszczeń powietrza na obszarze pozamiejskim może odgrywać napływ mas powietrza z zanieczyszczonych obszarów, zawierających prekursora pyłu i WWA (w tym tlenki azotu, tlenki siarki czy ozon). W większości przypadków korelacja ilości WWA obserwowanych w powietrzu atmosferycznym z zawartością dwutlenku siarki i dwutlenku azotu jest istotna i dodatnia, zaś w przypadku ozonu umiarkowana i ujemna [20, 25, 32, 34]. Badania prowadzone w zakresie ustalenia i kwantyfikacji zależności między zawartością WWA w powietrzu i warunkami meteorologicznymi umożliwiły zastosowanie tych związków w procedurach i algorytmach matematycznego modelowania dyspersji zanieczyszczeń oraz prognozowania sytuacji smogowych [18, 35].

Celem pracy była analiza wyników pomiarów stanu zanieczyszczenia powietrza pyłem zawieszonym PM₁₀ (pył z separacją frakcji poniżej 10 μm) oraz związanymi z nim WWA na terenach pozamiejskich Polski północno-wschodniej, na obszarze niebędącym pod bezpośrednim wpływem lokalnych źródeł emisji. Wyniki pomiarów uzyskane w ostatnich pięciu latach pozwoliły na określenie relacji między stwierdzoną zawartością WWA (stężeniami) w powietrzu atmosferycznym a zmiennością warunków meteorologicznych na badanym obszarze.

Zakres i metody badań

Pomiary stanu zanieczyszczenia powietrza oraz parametrów meteorologicznych prowadzono na Stacji Kompleksowego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Puszcza Borecka (Stacja Puszcza Borecka), należącej do Instytutu Ochrony Środowiska – Państwowego Instytutu Badawczego (IOŚ-PIB) w Warszawie. Stacja zlokalizowana jest w województwie warmińsko-mazurskim, na zachodnim skraju Puszczy Boreckiej, w rejonie charakteryzującym się niską antropopresją (z dala od siedzib ludzkich, ośrodków przemysłowych i węzłów komunikacyjnych). Ze względu na lokalizację oraz charakter prowadzonych badań środowiskowych, Stacja Puszcza Borecka funkcjonuje jako element wielu krajowych i międzynarodowych programów badawczych związanych z oceną stanu zanieczyszczenia

atmosfery. Do najważniejszych zaliczyć należy koordynowany przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska Państwowy Monitoring Środowiska (PMS), Europejską Sieć Informacji i Obserwacji Środowiska (EIONET – Environment Information and Observation Network), program EMEP (European Monitoring and Evaluation Program) działający w ramach konwencji w sprawie transgranicznego zanieczyszczania powietrza na dalekie odległości (CLRTAP – Convention on Long-range Transboundary Air Pollution) oraz program GAW (Global Atmosphere Watch) Światowej Organizacji Meteorologicznej.

Pobór próbek pyłu odbywał się na filtry kwarcowe, w cyklu dobowym z wykorzystaniem wysokoobjętościowego pobornika pyłu DHA80 (strumień objętości powietrza $720 \pm 20 \text{ m}^3/\text{d}$) z głowicą separacji pyłu PM10. Ilość pyłu zawieszonego PM10 oraz zawartość w nim siedmiu WWA (benzo(a)piren – b(a)p), benzo(a)antracen – b(a)a, benzo(b,j,k)fluoranten – b(b)f, b(j)f i b(k)f), dibenzo(a,h)antracen – d(a,h)a i indeno(1,2,3-cd)piren – i(1,2,3-cd)p) określano w akredytowanym Laboratorium IOŚ-PIB, odpowiednio metodą wagową – w przypadku PM10 i za pomocą wysokosprawnej chromatografii cieczowej (HPLC) – w przypadku WWA. Oznaczenia wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych prowadzono w zbiorczych próbkach tygodniowych (łączonych z próbek dobowych).

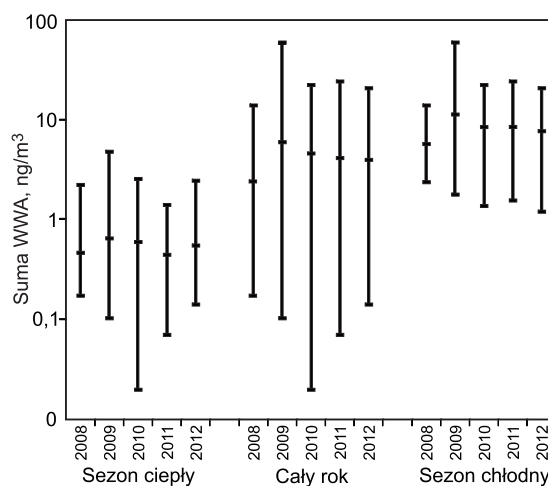
Pomiary parametrów meteorologicznych prowadzono za pomocą automatycznego systemu pomiarowego Milos 500. Pomiary te obejmowały temperaturę powietrza (T), wilgotność względną powietrza (RH), ciśnienie atmosferyczne (PA), wysokość (PR) oraz czas trwania (DPR) opadów, prędkość wiatru (WS), natężenie całkowitego promieniowania słonecznego (SR) i osłonecznienie (SD). Wykonywano również pomiary parowania (EVA) za pomocą umieszczonego w klatce meteorologicznej ewaporometru Wilda typu EWA-992. W celu uzupełnienia analiz dodatkowo obliczono natężenie opadu (PI) jako iloraz PR i DPR. Parowanie oraz natężenie opadu można potraktować jako wskaźniki. Pierwszy z nich odzwierciedla wpływ charakterystyki opadu na wysokość obserwowanych stężeń w powietrzu. Drugi, integrując wiele parametrów meteorologicznych, takich jak niedosyt wilgotności, prędkość wiatru, ciśnienie atmosferyczne, wilgotność względną powietrza oraz temperaturę i ilość docierającej energii [36], umożliwia zintegrowaną ocenę wpływu warunków meteorologicznych na wielkość tworzonych w powietrzu cząstek pyłu i reakcje zachodzące na jego powierzchni [18, 37, 38] oraz wtórnego pylenia (szczególnie w lecie), a także uwalniania się WWA w fazie gazowej z powierzchni ziemi [39, 40].

Ocenę stopnia zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego pyłem PM10 i oznaczonymi w nim WWA oraz wpływu warunków atmosferycznych na zawartość tych zanieczyszczeń w powietrzu wykonano na podstawie wyników tygodniowych (wartości wszystkich analizowanych parametrów odniesiono do jednego czasu uśredniania). Analizę danych przeprowadzono w ujęciu rocznym i sezonowym, tj. w przypadku półrocza chłodnego (od października do grudnia) i ciepłego (od kwietnia do września) w latach 2008–2012 (przy czym w 2008 r. uwzględniono wyniki od maja). Wszystkie prezentowane wyniki badań uzyskano w ramach prac realizowanych przez IOŚ-PIB na podstawie umowy z Głównym Inspektoratem Ochrony Środowiska na prowadzenie monitoringu jakości powietrza, finansowanej ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Zależności pomiędzy ilością pyłu PM10 i zawartymi w nim WWA oraz parametrami meteorologicznymi przedstawiono w postaci wartości współczynników korelacji liniowej Pearsona. Dodatkowo, w celu łącznej oceny uwzględniającej wszystkie analizowane WWA, wyniki przedstawiono również w odniesieniu do sumy WWA (obliczonej na podstawie zawartości siedmiu WWA podanych analizie). Współczynniki korelacji obliczono odrębnie w przypadku każdego roku oraz poszczególnych półroczy, a ponadto także łączne za lata 2008–2012 oraz sezony ciepłe i chłodne.

Dyskusja wyników badań

Analiza wyników monitoringu stopnia zanieczyszczenia powietrza pyłem zawieszonym PM10 oraz związanymi z nim WWA na Stacji Puszcza Borecka tła regionalnego (charakteryzującego się niskimi i bardzo niskimi wartościami) wykazała wyraźną zmienność sezonową. W przypadku zawartości pyłu PM10 różnice pomiędzy wartościami dobowymi obserwowanymi w lecie i zimie wynosiły w tym rejonie około $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (w przedziale $3 \pm 45 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Największe wahania tygodniowe zawartości WWA w skali roku zaobserwowano w przypadku b(j)f (nawet o 6 rzędów wielkości, głównie ze względu na bardzo niskie wartości w lecie), zaś najniższe w przypadku i(1,2,3-cd)p i b(a)p (maks. 3 rzędy wielkości). W objętym pomiarami pełnym 4-leciu (2009–2012), pomimo wzrostu zawartości pyłu PM10 w 2012 r., zaobserwowano trend malejący zawartości sumy WWA. Największą w skali roku rozpiętość wartości tygodniowych sumy WWA zaobserwowano w 2009 r. (od $0,1 \text{ ng}/\text{m}^3$ do blisko $60 \text{ ng}/\text{m}^3$), głównie ze względu na wysokie wartości w sezonie zimowym. W sezonie ciepłym od 2009 r. stwierdzono wzrost minimalnych wartości, co – przy braku bezpośredniego wpływu źródeł emisji – może świadczyć o istotnym wpływie warunków meteorologicznych na obserwowany poziom zanieczyszczeń w tym rejonie (rys. 1).



Rys. 1. Zmienność zawartości sumy WWA w powietrzu w latach 2008–2012

Fig. 1. Total PAH concentration variability in the air in the period 2008–2012

Uśrednione wartości z wielolecia 2008–2012, potwierdzają istotne różnice pomiędzy sezonami, nawet o dwa rzędy wielkości (rys. 2, tab. 1). Najwyższe wartości podanych analizie WWA w skali roku wystąpiły w przypadku b(b)f, i(1,2,3-cd)p oraz b(a)p, zaś najniższe w przypadku d(a,h)a. Zmienność średnich rocznych oraz sezonowych

Tabela 1. Średnia roczna i sezonowa zawartość pyłu PM10 i WWA w powietrzu w latach 2008-2012
 Table 1. Annual and seasonal average of PM10 and PAH air concentrations in the period 2008–2012

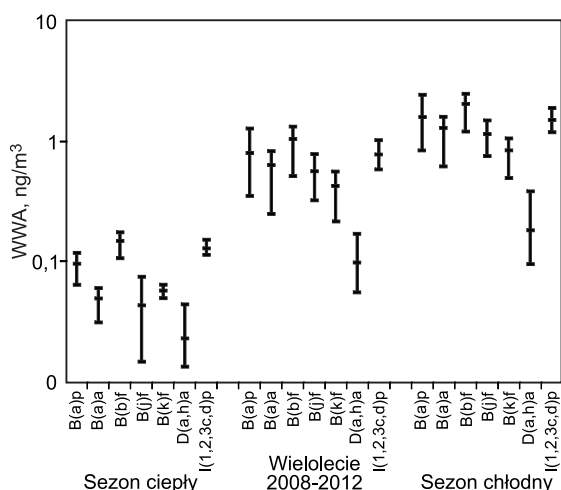
Rok	PM10 µg/m ³	B(a)p	B(a)a	B(b)f	B(j)f	B(k)f	D(a,h)a	I(1,2,3-cd)p
		ng/m ³						
cały rok								
2008*	14,0	0,355	0,252	0,519	0,326	0,218	0,172	0,589
2009	16,3	1,288	0,836	1,337	0,790	0,566	0,160	1,031
2010	18,8	0,763	0,819	1,226	0,629	0,452	0,069	0,670
2011	17,3	0,699	0,556	1,008	0,642	0,417	0,060	0,782
2012	15,8	0,778	0,605	1,001	0,373	0,427	0,056	0,786
2008–2012	16,6	0,807	0,640	1,055	0,569	0,430	0,099	0,784
sezon ciepły								
2008*	12,5	0,065	0,032	0,108	0,041	0,051	0,045	0,129
2009	14,7	0,120	0,059	0,168	0,076	0,065	0,025	0,154
2010	15,6	0,098	0,061	0,177	0,068	0,059	0,019	0,120
2011	14,2	0,084	0,040	0,126	0,020	0,050	0,014	0,115
2012	12,7	0,115	0,056	0,167	0,015	0,064	0,017	0,133
2008–2012	14,0	0,097	0,050	0,150	0,044	0,058	0,023	0,130
sezon chłodny								
2008*	16,5	0,847	0,624	1,215	0,809	0,500	0,388	1,368
2009	17,9	2,457	1,613	2,505	1,505	1,066	0,294	1,909
2010	21,9	1,403	1,549	2,236	1,169	0,830	0,118	1,200
2011	21,0	1,420	1,160	2,043	1,373	0,848	0,114	1,566
2012	19,1	1,497	1,200	1,871	0,761	0,821	0,096	1,494
2008–2012	19,6	1,605	1,304	2,064	1,160	0,848	0,184	1,519

*wyniki z miesięcy V–XII

Tabela 2. Wartości parametrów meteorologicznych w latach 2008–2012
 Table 2. Meteorological parameter values in the period 2008–2012

Rok	Średnia					Suma			
	T, °C	RH, %	Pa, hPa	WS, m/s	PI, mm/h	PR, mm	SR, W/m ²	SD, h	EVA, mm
cały rok									
2008*	10,7	82,5	996,7	2,4	1,0	507,0	134,0	1351,7	408,8
2009	7,0	83,3	996,0	2,3	0,7	670,5	116,2	1755,9	414,0
2010	6,2	85,1	994,3	2,5	0,9	706,0	111,0	1582,8	579,0
2011	7,7	81,1	997,5	2,0	0,8	611,2	116,8	1620,2	729,2
2012	6,9	81,5	995,8	2,6	0,9	797,4	119,4	1668,2	562,2
2008–2012	7,5	82,6	996,0	2,4	0,8	3292,0	118,4	7979,0	2206,7
sezon ciepły									
2008*	14,6	77,2	996,8	2,2	1,3	339,3	195,3	1220,0	359,5
2009	13,7	75,5	998,3	2,3	1,0	382,8	195,8	1513,1	341,3
2010	14,6	82,8	995,3	2,5	1,3	489,2	179,7	1177,1	456,5
2011	14,3	75,5	996,3	1,9	1,0	453,0	180,4	1177,1	600,9
2012	14,0	77,3	994,8	2,3	1,2	523,3	187,4	1293,8	448,7
2008–2012	14,2	77,2	996,3	2,2	1,2	2187,6	187,4	6381,1	2206,7
sezon chłodny									
2008*	4,0	91,3	996,5	2,8	0,5	167,7	30,2	131,7	49,3
2009	0,4	91,1	993,7	2,3	0,5	287,7	36,5	242,8	72,7
2010	-1,8	86,4	993,3	2,6	0,4	216,8	44,8	405,6	122,5
2011	0,5	87,2	998,8	2,1	0,5	158,2	48,2	443,1	128,4
2012	-0,1	85,7	996,9	2,9	0,6	274,1	48,7	374,5	113,6
2008–2012	0,2	88,0	995,7	2,5	0,5	1104,5	42,9	1597,7	486,5

*wyniki z miesięcy V–XII



Rys. 2. Zmienność zawartości poszczególnych WWA w powietrzu w latach 2008–2012

Fig. 2. Individual PAH concentration variability in the air in the period 2008–2012

zawartości WWA w poszczególnych latach w stosunku do uśrednionej wartości z wielolecia wykazała, że największe wahania wystąpiły w przypadku b(a)p i b(b)f, szczególnie w okresie chłodnym, zaś najniższe w przypadku d(a,h)a. Może to świadczyć o przenoszeniu zanieczyszczonych mas powietrza ze źródeł emisji b(a)p i b(j)f zlokalizowanych z dala od badanego terenu w okresie grzewczym i istotnym wpływie warunków meteorologicznych na kształtowanie się ilości tych zanieczyszczeń w powietrzu w tym miejscu.

Analiza parametrów meteorologicznych (tab. 2) w ocenianym czasie czterech lat (2009–2012) wykazała, że najwyższą temperaturę średnią roczną zanotowano w 2011 r., głównie ze względu na wystąpienie wysokich temperatur w sezonie chłodnym. Największe wahania tego parametru pomiędzy sezonami zaobserwowano w 2010 r. (różnica średniej temperatury między sezonami wyniosła 16,5°C i była wyższa niż w pozostałych latach przeciętnie o 2°C). W 2010 r., ze względu na bardzo wysokie wartości w lecie, zanotowano również najwyższą średnią wartość wilgotności względnej. Rok ten charakteryzował się również dość wysokimi (jak na ten rejon) opadami, szczególnie w lecie. Najwyższe opady w analizowanym okresie wystąpiły w 2012 r., głównie latem. Najmniejsze różnice w wysokości opadów między sezonami zanotowano w 2009 r. (niepełna 100 mm), zaś największe w 2011 r. (blisko 300 mm), głównie z powodu niewielkich opadów zimą. Wyniki pomiarów wykazały, że na badanym obszarze średni czas usłonecznienia w okresie chłodnym wahał się w granicach 1÷3 godzin w ciągu doby, natomiast w lecie 6÷8 godzin w ciągu doby. Największe różnice w usłonecznieniu między sezonami zanotowano w 2009 r. i były one o 30÷40% większe niż w pozostałych latach. Taki stan potwierdziły wyniki badań natężenia promieniowania. W przypadku uśrednionych wartości prędkości wiatru oraz ciśnienia atmosferycznego na badanym obszarze nie stwierdzono istotnego zróżnicowania między latami. Na uwagę zasługuje jednak rosnąca tendencja wzrostową różnic średniej prędkości wiatru między sezonami (od braku w 2009 r., poprzez 0,1 m/s w 2010 r., 0,2 m/s w 2010 r. do 0,6 m/s

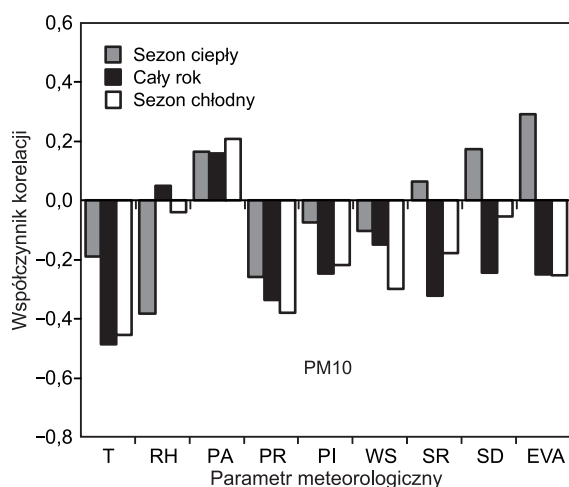
Tabela 3. Współczynniki korelacji zawartości WWA w powietrzu i parametrów meteorologicznych w latach 2008-2012
Table 3. Correlation coefficients between PAH air concentration and meteorological parameters in the period 2008-2012

WWA	T	RH	PA	PR	PI	WS	SR	SD	EVA
cały rok									
B(a)p	-0,676	0,341	-0,020	-0,264	-0,325	-0,052	-0,560	-0,519	-0,532
B(a)a	-0,689	0,329	-0,034	-0,252	-0,297	-0,060	-0,546	-0,510	-0,521
B(b)f	-0,733	0,391	-0,049	-0,291	-0,358	-0,036	-0,628	-0,586	-0,584
B(j)f	-0,638	0,381	-0,032	-0,244	-0,313	-0,095	-0,565	-0,526	-0,530
B(k)f	-0,722	0,385	-0,040	-0,282	-0,351	-0,030	-0,616	-0,573	-0,576
D(a,h)a	-0,542	0,381	-0,009	-0,188	-0,285	-0,068	-0,530	-0,482	-0,493
I(1,2,3-cd)p	-0,702	0,431	-0,009	-0,285	-0,367	-0,047	-0,646	-0,598	-0,597
sezon ciepły									
B(a)p	-0,614	-0,197	0,036	-0,269	-0,328	0,092	-0,281	-0,155	-0,091
B(a)a	-0,674	-0,232	-0,018	-0,278	-0,341	0,150	-0,288	-0,159	-0,092
B(b)f	-0,678	-0,238	0,047	-0,315	-0,370	0,129	-0,288	-0,159	-0,073
B(j)f	-0,469	-0,029	0,143	-0,266	-0,313	0,029	-0,308	-0,182	-0,207
B(k)f	-0,670	-0,211	0,030	-0,300	-0,356	0,111	-0,308	-0,165	-0,101
D(a,h)a	-0,462	0,067	0,120	-0,274	-0,322	-0,040	-0,403	-0,218	-0,222
I(1,2,3-cd)p	-0,687	-0,137	0,095	-0,340	-0,427	0,081	-0,397	-0,226	-0,178
sezon chłodny									
B(a)p	-0,534	0,094	0,028	-0,256	-0,207	-0,254	-0,338	-0,254	-0,442
B(a)a	-0,625	0,090	0,008	-0,255	-0,166	-0,251	-0,383	-0,291	-0,475
B(b)f	-0,571	0,151	-0,008	-0,285	-0,197	-0,271	-0,424	-0,330	-0,494
B(j)f	-0,469	0,193	0,003	-0,207	-0,175	-0,304	-0,411	-0,308	-0,458
B(k)f	-0,568	0,140	0,005	-0,271	-0,213	-0,250	-0,410	-0,313	-0,488
D(a,h)a	-0,267	0,220	0,044	-0,060	-0,086	-0,213	-0,312	-0,220	-0,328
I(1,2,3-cd)p	-0,449	0,216	0,050	-0,245	-0,171	-0,294	-0,425	-0,316	-0,472

w 2012 r.). Zauważalne było również odwrócenie tendencji ciśnienia atmosferycznego w latach 2011–2012 (wyższe zimą) w stosunku do lat 2009–2010 pomiędzy sezonami (wyższe latem). Analiza zmienności parowania wykazała, że w latach 2009–2011 zaobserwowano wyraźną tendencję wzrostową tego wskaźnika, zaś w 2012 r. zanotowano jego spadek (ze względu na dużo niższe niż w 2011 r. wartości obserwowane w okresie ciepłym). Wpływ na to mógł mieć wyraźny spadek ciśnienia atmosferycznego oraz wzrost wysokości opadów i prędkości wiatru.

Wpływ warunków meteorologicznych na stan zanieczyszczenia powietrza

Ocenę wpływu warunków meteorologicznych na zawartość pyłu PM₁₀ i oznaczanych w nim WWA przeprowadzono na podstawie obliczonych wartości współczynników korelacji liniowej Pearsona w przypadku wartości tygodniowych w latach 2008–2012 (z wyłączeniem miesięcy I–V 2008). Wyniki przeprowadzonych obliczeń zebrano w tabeli 3. Pył zawieszony jest zanieczyszczeniem pierwotnym (emitowanym głównie w okresie chłodnym) oraz wtórnym (tworzącym się w atmosferze w wyniku reakcji i przemian chemicznych przy udziale jego prekursorów). Ze względu na swoje rozmiary cząsteczki pyłu mogą być przenoszone na dalekie odległości, mając istotny wpływ na ich zawartość obserwowaną na obszarach znacznie oddalonych od źródeł emisji. Wpływ transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń z uwzględnieniem kierunków napływu mas powietrza oraz identyfikacja udziału określonych rodzajów źródeł zanieczyszczeń i warunków meteorologicznych na obserwowany poziom zanieczyszczenia powietrza jest jednym z głównych celów badań prowadzonych na Stacji Puszcza Borecka. Przeprowadzone analizy w zakresie korelacji wyników parametrów meteorologicznych i zanieczyszczeń w całym przedziale lat 2008–2012 oraz dodatkowo łącznie w sezonie ciepłym i chłodnym wykazały, że w przypadku pyłu zawieszonego PM₁₀ istotne statystycznie zależności uzyskano w przypadku temperatury (współczynnik korelacji na poziomie $-0,5$). Poza temperaturą zaobserwowano również słabszą korelację z wysokością opadów i natężeniem całkowitego promieniowania słonecznego ($-0,3$). W sezonie chłodnym wpływ opadów oraz prędkości wiatru był znacznie wyższy niż latem (rys. 3).



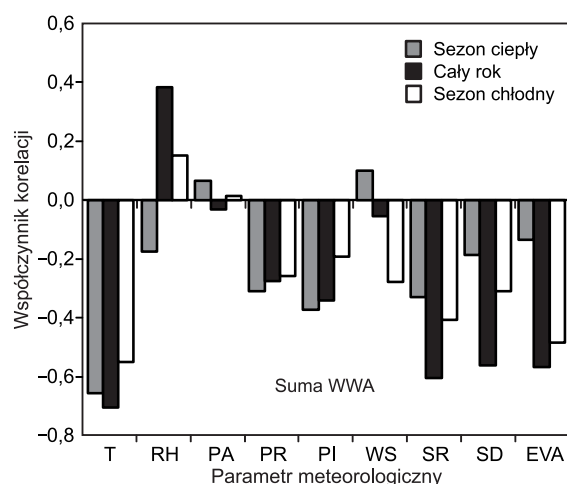
Rys. 3. Współczynniki korelacji zawartości pyłu PM₁₀ w powietrzu i parametrów meteorologicznych w latach 2008–2012

Fig. 3. Correlation coefficients between PM₁₀ air concentration and meteorological parameters in the period 2008–2012

W chłodnym półroczu, przy zmniejszonym dopływie promieniowania słonecznego do powierzchni ziemi oraz niskiej temperaturze, znacznie wzrasta zapotrzebowanie na energię cieplną. W tym czasie ponad połowa emitowanego do atmosfery pyłu w Polsce pochodzi ze spalania paliw w sektorze komunalnym. W ciągu całego roku znacznym udziałem w emisji charakteryzuje się również transport drogowy oraz procesy spalania w sektorze produkcji energii (największego źródła emisji prekursorów pyłu) [41].

Przy znacznej ilości pyłu antropogenicznego w powietrzu, nawet niewielki opad przyczynia się, poprzez wymywanie, do ograniczenia tego zanieczyszczenia w powietrzu, co potwierdzają wyniki uzyskane na Stacji Puszcza Borecka. Widoczną ujemną korelację, w stosunku do innych parametrów meteorologicznych, zauważono w przypadku prędkości wiatru, kiedy to polepszeniu ulegają warunki dyspersji zanieczyszczeń. W prowadzonych ocenach jakości powietrza na obszarach pozamiejskich, oprócz emisji antropogenicznej należy również wziąć pod uwagę wpływ źródeł naturalnych, w przypadku których oszacowanie wartości emisji i określenie wkładu ilościowego do zawartości pyłu w danym punkcie jest bardzo trudne i obciążone znaczną niepewnością. Ten rodzaj źródeł pyłu ma istotny wpływ na kształtowanie się poziomu zanieczyszczenia powietrza szczególnie w okresie ciepłym. Znaczne ilości pyłu na analizowanym obszarze wprowadzane są do powietrza także w procesie resuspensji, czyli ponownego porywania cząstek pyłu, które wcześniej osiadły na powierzchni. Wpływ tego typu źródła emisji na stan zanieczyszczenia powietrza obserwowany na Stacji Puszcza Borecka, głównie poprzez warunki meteorologiczne i rodzaj podłoża oraz jego pokrycie roślinnością lub pokrywą śnieżną, jest widoczny przez cały rok. Zdecydowanie wyższe wartości współczynników korelacji z parametrami meteorologicznymi niż w przypadku pyłu PM₁₀ uzyskano z WWA, w tym z sumą WWA. Istotne statystycznie wyniki w skali roku otrzymano w przypadku temperatury ($-0,7$), natężenia całkowitego promieniowania słonecznego (ponad $-0,6$) oraz usłonecznienia i parowania (blisko $-0,6$). Zarysował się również, chociaż znacznie słabszy (na poziomie $-0,3$), wpływ opadów atmosferycznych na zawartość sumy WWA w ciepłym półroczu (rys. 4).

Mimo że różnice były niewielkie, to w przypadku temperatury i wysokości opadów nieco większe wartości współczynnika korelacji z zawartością WWA uzyskano

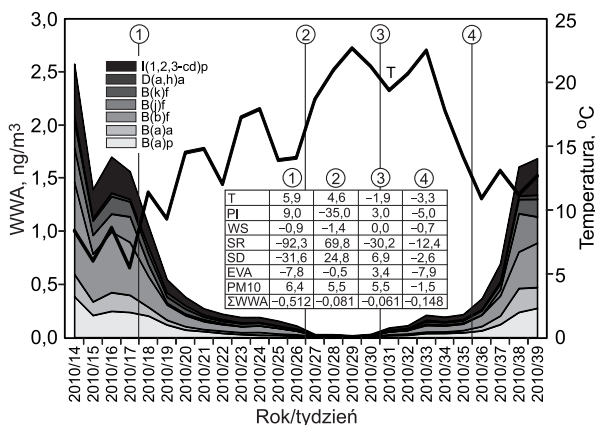


Rys. 4. Współczynniki korelacji zawartości sumy WWA w powietrzu i parametrów meteorologicznych w latach 2008–2012

Fig. 4. Correlation coefficients between total PAH air concentration and meteorological parameters in the period 2008–2012

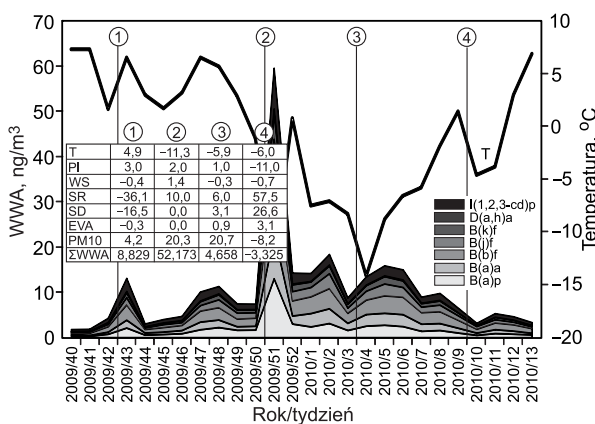
w sezonie ciepłym, zaś w przypadku natężenia promieniowania, usłonecznienia i parowania – w chłodnym. Wpływ na uzyskane wyniki miała m.in. duża roczna zmienność zawartości WWA, szczególnie widoczna w okresie chłodnym i praktycznie niezauważalna w lecie. Analiza emisji WWA do atmosfery (oszacowana na podstawie czterech wskaźnikowych związków – b(a)p, b(b)f, b(k)f i i(1,2,3-cd)p) wykazała, że ich dominującym źródłem były procesy spalania paliw kopalnych oraz biomasy w sektorze komunalnym (blisko 86% krajowej emisji) oraz procesy produkcyjne (11%) [41], co uzasadnia znaczne wahania zawartości WWA w powietrzu zimą. Najslabsze korelacje z parametrami meteorologicznymi uzyskano w przypadku d(a,h)a i b(j)f zaś najsilniejsze dla i(1,2,3-cd)p (tab. 3). Przeprowadzone badania w czasie czterech pełnych półroczy ciepłych i chłodnych (2008–2012) wykazały, że ciśnienie atmosferyczne oraz wilgotność względna powietrza w praktyce mają znikomy wpływ na stan zanieczyszczenia powietrza WWA na badanym obszarze pozamiejskim (korelacja bardzo słaba i statystycznie nieistotna).

Wyraźny wpływ warunków meteorologicznych na zawartość WWA w pyłe PM10 można zauważyć analizując wyniki pomiarów uśrednione w poszczególnych tygodniach. Na rysunkach 5 i 6 przedstawiono zmienność sezonową tygodniowej zawartości WWA w wybranym chłodnym i ciepłym półroczu. W tabelach umieszczonych na tych rysunkach przedstawiono (w wybranych i charakterystycznych czterech okresach) zmiany wartości



Rys. 5. Zmienność zawartości poszczególnych WWA w powietrzu i temperatury w sezonie ciepłym w 2010 r.

Fig. 5. Individual PAH content in the air and temperature variability in the warm season in 2010



Rys. 6. Zmienności zawartości poszczególnych WWA w powietrzu i temperatury w sezonie chłodnym na przełomie lat 2009/2010

Fig. 6. Individual PAH content in the air and temperature variability in the cool season at the turn of 2009/2010

wybranych parametrów meteorologicznych oraz zawartości pyłu PM10 i sumy WWA w powietrzu.

Wpływ warunków meteorologicznych na jakość powietrza na analizowanym obszarze pozamiejskim był szczególnie widoczny w miesiącach znacznego obniżenia lub wzrostu emisji pyłu do atmosfery, czyli na początku i końcu sezonu grzewczego (rys. 5). W tym czasie względnie niewielki wzrost temperatury lub jej spadek, przy zmienionych warunkach usłonecznienia i natężenia promieniowania oraz spadku parowania, może doprowadzić do znacznego obniżenia (rys. 5, p. 1) lub wzrostu (rys. 5, p. 4) ilości WWA w powietrzu. To właśnie w tych przedziałach czasu znaczący wpływ na zawartość WWA mogła mieć wtórna emisja pyłu (np. z powierzchni gleby, zazwyczaj pozabawionej w tym czasie pokrywy śnieżnej lub roślinnej). W ciepłej połowie roku, znaczące zmiany pogodowe (np. zmiany mas powietrza, wzrost lub spadek zachmurzenia czy wystąpienie opadów) miały wpływ na wahania stopnia zanieczyszczenia powietrza WWA (rys. 5, p. 2 i 3).

W sezonie chłodnym, gdy emisja pyłu pochodząca z sektora produkcji i transformacji energii jest względnie stała, na wielu obszarach o zanieczyszczeniu powietrza (poza warunkami meteorologicznymi) decyduje głównie emisja ze źródeł komunalnych. Widoczne jest to przede wszystkim podczas sytuacji wyżowych (charakteryzujących się dużym spadkiem temperatury, niską prędkością wiatru oraz wzrostem usłonecznienia), kiedy bardzo szybko rośnie emisja zanieczyszczeń do atmosfery w wyniku spalania paliw – głównego źródła WWA. Ze względu na duże rozproszenie źródeł emisji sektora komunalnego, ich wysokość i liczbę, znaczny i krótkotrwały wzrost zawartości pyłu i WWA w powietrzu może być obserwowany na bardzo dużym obszarze. W przypadku, gdy warunki wyżowe utrzymują się dość długo, ilość pyłu pozostaje na wysokim poziomie, natomiast zawartość WWA, głównie za sprawą wzrostu usłonecznienia, szybko maleje (rys. 6, p. 2 i 3). W sezonie chłodnym, głównie ze względu na znaczną emisję oraz transport zanieczyszczeń na duże odległości, reakcja środowiska na zmieniające się warunki atmosferyczne może być przesunięta w czasie w stosunku do obserwowanych zmian parametrów meteorologicznych (rys. 6, p. 1 i 4).

Wnioski

♦ Obserwowane na stacji pozamiejskiej Puszcza Borecka ilości pyłu PM10 w powietrzu i oznaczonych w nim WWA wykazywały wyraźną zmienność sezonową. Różnice między zawartością dobową pyłu PM10 latem i zimą wynosiły nawet $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Największe wahania sezonowe zawartości WWA w powietrzu w skali roku zaobserwowano w przypadku b(j)f (nawet o 6 rzędów wielkości) i d(a,h)a, zaś najniższe w przypadku i(1,2,3-cd)p i b(a)p (maksymalnie 3 rzędy wielkości).

♦ Analiza wpływu warunków meteorologicznych na zawartość WWA w powietrzu atmosferycznym, wykonana na podstawie wartości współczynników korelacji liniowej Pearsona w latach 2008–2012 wykazała, że istotne statystycznie wyniki otrzymano w przypadku temperatury, natężenia całkowitego promieniowania słonecznego oraz usłonecznienia i parowania. W ciepłym półroczu większy wpływ na zawartość WWA oznaczonych w pyłe PM10 zauważono w przypadku temperatury i opadów, zaś w chłodnym w przypadku natężenia promieniowania, usłonecznienia i parowania.

♦ Wpływ warunków meteorologicznych na jakość powietrza atmosferycznego w analizowanym obszarze pozamiejskim był szczególnie widoczny w czasie rozpoczęcia lub zakończenia sezonu grzewczego, kiedy niewielkie wahania temperatury, przy zmiennych warunkach usłonecznienia i natężenia promieniowania, mogły skutkować znaczną zmianą ilości WWA w powietrzu. Znaczący wpływ na taki stan w tym czasie mogła mieć wtórna emisja pyłu. Ciepła pora roku w stosunku do chłodnej, głównie ze względu na małą zawartość WWA w powietrzu i jej niewielką zmienność, charakteryzowała się znacznie niższymi współczynnikami korelacji wskaźników zanieczyszczenia powietrza z parametrami meteorologicznymi.

♦ W sezonie chłodnym, gdy emisja pyłu w wyniku spalania paliw w sektorze komunalnym ma istotny wpływ na zawartość WWA w powietrzu, znaczącą rolę na terenach pozamiejskich mogą odgrywać warunki pogodowe (szczególnie podczas sytuacji wyżowych charakteryzujących się dużymi spadkami temperatury i zmniejszeniem prędkości wiatru oraz wzrostem usłonecznienia).

♦ Wyższe wartości współczynników korelacji warunków meteorologicznych z ilością WWA niż pyłu zawieszonego PM10 w powietrzu wskazują, że szczególnie na obszarach pozamiejskich WWA mogą stanowić zdecydowanie lepszy wskaźnik do oceny jakości powietrza, lepiej odzwierciedlający wpływ emisji z różnego typu źródeł, w szczególności związanych z produkcją energii.

LITERATURA

- Praca zbiorowa: Ocena zanieczyszczenia powietrza metalami ciężkimi i WWA oraz ocena składu pyłu PM_{2,5} na stacjach tła regionalnego w Polsce w latach 2010–2011. IOŚ, Warszawa 2012 (<http://powietrze.gios.gov.pl>, dostęp 01-08-2013).
- Health Risks of Persistent Organic Pollutants from Long-range Transboundary Air Pollution. World Health Organization, Copenhagen 2003.
- A. DEGÓRSKA, J. BARTNICKI: Udział Polski w atmosferycznym transporcie zanieczyszczeń powietrza na obszarze Europy. IOŚ-PIB, Warszawa 2011.
- Środowisko Europy 2010 – Stan i Prognozy. Synteza. Europejska Agencja Środowiska, Kopenhaga 2010.
- Raport o stanie środowiska w Polsce 2008. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2010.
- Monitoring tła zanieczyszczenia atmosfery w Polsce dla potrzeb EMEP, GAW/WMO i Komisji Europejskiej. Raport syntetyczny 2011. GIOŚ, Warszawa 2012 (<http://powietrze.gios.gov.pl>, dostęp 01-08-2013).
- Air Quality Guidelines for Europe. 2^{ed}. WHO Regional Publications, European Series, No. 91, Copenhagen 2000
- Air Quality Guidelines. Global Update 2005. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen 2006.
- Air Quality in Europe – 2012 report. EEA Technical Report No. 4/2012. European Environment Agency, 2012.
- Environment and Human Health. Joint EEA-JRC report. EEA Report No. 5/2013. European Environment Agency, 2013.
- Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 Relating to Arsenic, Cadmium, Mercury, Nickel and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Ambient Air. Official Journal of the European Union. L 23/3, 26-01-2005.
- K. RAVINDRA, L. BENCS, E. WAUTERS, J. DE HOOG, F. DEUTSCH, E. ROEKENS, N. BLEUX, P. BERGHMANS, R. van GRIEKEN: Seasonal and site-specific variation in vapour and aerosol phase PAHs over Flanders (Belgium) and their relation with anthropogenic activities. *Atmospheric Environment* 2006, Vol. 40, pp. 771–785.
- K. BURKART, I. NEHLS, T. WIN, W. ENDLICHER: The carcinogenic risk and variability of particulate-bound polycyclic aromatic hydrocarbons with consideration of meteorological conditions. *Air Quality, Atmosphere and Health* 2013, Vol. 6, pp. 27–38.
- J. LI, G. ZHANG, X.D. LI, S.H. QI, G.Q. LIU, X.Z. PENG: Source seasonality of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a subtropical city, Guangzhou, South China. *Science of the Total Environment* 2006, Vol. 355, pp. 145–155.
- M. SKLORZ, J. SCHNELLE-KREIS, Y. LIU, J. ORASCHE, R. ZIMMERMANN: Daytime resolved analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban aerosol samples – impact of sources and meteorological conditions. *Chemosphere* 2007, Vol. 67, pp. 934–943.
- A.B. LOBSCHIED, T.E. MCKONE, D.A. VALLEROC: Exploring relationships between outdoor air particulate associated polycyclic aromatic hydrocarbon and PM_{2.5}: A case study of benzo(a)pyrene in California metropolitan regions. *Atmospheric Environment* 2007, Vol. 41, pp. 5659–5672.
- M. AMODIO, M. CASELLI, G. GENNARO, M. TUTINO: Particulate PAHs in two urban areas of Southern Italy: Impact of the sources, meteorological and background conditions on air quality. *Environmental Research* 2009, Vol. 109, pp. 812–820.
- M.S. CALLÉN, J.M. LÓPEZ, A.M. MASTRAL: Seasonal variation of benzo(a)pyrene in the Spanish airborne PM₁₀. Multivariate linear regression model applied to estimate BaP concentrations. *Journal of Hazardous Materials* 2010, Vol. 80, pp. 648–655.
- J.H. TAN, X.H. BI, J.C. DUAN, K.A. RAHN, G.Y. SHENG, J.M. FU: Seasonal variation of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons associated with PM₁₀ in Guangzhou, China. *Atmospheric Research* 2006, Vol. 80, pp. 250–262.
- Y.W.F. THAM, K. TAKEDA, H. SAKUGAWA: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) associated with atmospheric particles in Higashi Hiroshima, Japan: Influence of meteorological conditions and seasonal variations. *Atmospheric Research* 2008, Vol. 88, pp. 224–233.
- F. REISEN, J. AREY: Atmospheric reactions influence seasonal PAH and nitro-PAH concentrations in the Los Angeles basin. *Environmental Science & Technology* 2005, Vol. 39, No. 1, pp. 64–73.
- J. MANTIS, A. CHALOULAKOU, C. SAMARA: PM₁₀-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Greater Area of Athens, Greece. *Chemosphere* 2005, Vol. 59, pp. 593–604.
- J. DACHS, T.R. GLENN, C.L. GIGLIOTTI, P. BRUNCIK, L.A. TOTTON, E.D. NELSON, T.P. FRANZ, S.J. EISENREICH: Processes driving the short-term variability of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Baltimore and northern Chesapeake Bay atmosphere, USA. *Atmospheric Environment* 2002, Vol. 36, pp. 2281–2295.
- A. MOTELAY-MASSEIA, D. OLLIVON, B. GARBAN, M. CHEVREUIL: Polycyclic aromatic hydrocarbons in bulk deposition at a suburban site: assessment by principal component analysis of the influence of meteorological parameters. *Atmospheric Environment* 2003, Vol. 37, pp. 3135–3146.
- M. TSAPAKIS, S.G. STEPHANOU: Occurrence of gaseous and particulate polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: Study of sources and ambient temperature effect on the gas/particle concentration and distribution. *Environmental Pollution* 2005, Vol. 133, pp. 147–156.
- D. GUZMAN-TORRES, A. EIGUREN-FERNANDEZ, P. CECERO-FERNANDEZ, M. MAUBERT-FRANCO, A. RETAMA-HERNANDEZ, R.R. VILLEGAS, A.H. MIGUEL: Effects of meteorology on diurnal and nocturnal levels of priority polycyclic aromatic hydrocarbons and elemental and organic carbon in PM₁₀ at a source and a receptor area in Mexico City. *Atmospheric Environment* 2009, Vol. 43, pp. 2693–2699.
- Z. GU, J. FENG, W. HAN, L. LI, M. WU, J. FU, G. SHENG: Diurnal variations of polycyclic aromatic hydrocarbons associated with PM_{2.5} in Shanghai, China. *Journal of Environmental Sciences* 2010, Vol. 22, No. 3, pp. 389–396.

28. J. RINGUET, A. ALBINET, E. LEOZ-GARZIANDIA, H. BUDZINSKI, E. VILLENAVE: Diurnal/nocturnal concentrations and sources of particulate-bound PAHs, OPAHs and NPAHs at traffic and suburban sites in the region of Paris (France). *Science of the Total Environment* 2012, Vol. 437, pp. 297–305.
29. B.L. van DROOGE, P. PÉREZ BALLESTA. Seasonal and daily source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in PM10 in a Semirural European area. *Environmental Science & Technology* 2009, Vol. 43, pp. 7310–7316.
30. K. PREVEDOUROSA, E. BRORSTROM-LUNDE, C.J. HALSALLA, K.C. JONESA, R.G.M. LEEA, A.J. SWEETMANA: Seasonal and long-term trends in atmospheric PAH concentrations: evidence and implication. *Environmental Pollution* 2004, Vol. 128, pp. 17–27.
31. I.C. LAI, C.L. LEE, K.Y. ZENG, H.C. HUANG: Seasonal variation of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons along the Kaohsiung coast. *Journal of Environmental Management* 2011, Vol. 92, pp. 2029–2037.
32. A.I. BARRADO, S. GARCÍA, E. BARRADO, R.M. PÉREZ: PM2.5-bound PAHs and hydroxy-PAHs in atmospheric aerosol samples: Correlations with season and with physical and chemical factors. *Atmospheric Environment* 2012, Vol. 49, pp. 224–232.
33. S.P. WU, S. TAO, W.X. LIU: Particle size distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in rural and urban atmosphere of Tianjin, China. *Chemosphere* 2006, Vol. 62, pp. 357–367.
34. Y. YANG, P. GUO, Q. ZHANG, D. LI, L. ZHAO, D. MU: Seasonal variation, sources and gas/particle partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons in Guangzhou, China. *Science of the Total Environment* 2010, Vol. 408, pp. 2492–2500.
35. I.C. LAI, Y.C. CHANG, C.L. LEE, G.Y. CHIOU, H.C. HUANG: Source identification and characterization of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons along the southwestern coastal area of Taiwan – with a GMDH approach. *Journal of Environmental Management* 2013, Vol. 115, pp. 60–68.
36. S. BAC, M. ROJEK: Meteorologia i klimatologia w inżynierii środowiska. Wydawnictwo Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Wrocław 1999.
37. C. VENKATARAMAN, S.K. FRIEDLANDER: Size distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons and elemental carbon. 2. Ambient measurements and effects of atmospheric processes. *Environmental Science & Technology* 1994, Vol. 28, pp. 563–572.
38. J.O. ALLEN, N.M. DOOKERAN, K.A. SMITH, A.F. SAROFIM, K. TAGHIZADEH, A.L. LAFLEUR: Measurement of polycyclic aromatic hydrocarbons associated with size-segregated atmospheric aerosols in Massachusetts. *Environmental Science & Technology* 1996, Vol. 30, pp. 1023–1031.
39. R.G.M. LEE, K.C. JONES. The influence of meteorology and air masses on daily atmospheric PCB and PAH concentrations at a UK location. *Environmental Science & Technology* 1999, Vol. 33, pp. 705–12.
40. M. DIMASHKI, L.H. LIM, R.M. HARRISON, S. HARRAD: Temporal trends, temperature dependence, and relative reactivity of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Science & Technology* 2001, Vol. 35, pp. 2264–2267.
41. Krajowy bilans emisji SO₂, NO_x, CO, NH₃, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2010–2011 w układzie klasyfikacji SNAP. Raport syntetyczny. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, IOŚ-PIB, Warszawa 2013.

Skotak, K., Prządka, Z., Degorska, A. Impact of Meteorological Conditions on Air Pollution with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Associated with Rural Aerosol Particles. *Ochrona Środowiska* 2014, Vol. 36, No. 3, pp. 55–63.

Abstract: In Poland, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are emitted into the atmosphere mainly from the non-industrial fossil fuel combustion and energy production sector, transport and industry. PAHs in ambient air are transported over long distances and their concentration in a given area depends primarily on the emission size and local meteorological conditions. Our study assessed the level of air pollution with particle-associated PAHs in rural area

in North-Eastern Poland (Puszcza Borecka). Impact of weather conditions on PAH concentrations in ambient air in the period from 2008 to 2012 was analyzed on annual and seasonal basis. Statistically significant correlation results between PAH concentrations and meteorological parameters were achieved for temperature, total solar radiation intensity, sunshine duration and evaporation. It was established that the temperature and precipitation level had stronger influence on PAH air content in the warm half year, while radiation intensity, sunshine duration and evaporation – in the cool half-year period.

Keywords: Air quality, air pollutant emission, pollutant dispersion, seasonal variability.