

Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska nr 65, 2014: 290–303
(Prz. Nauk. Inż. Kszt. Środ. 65, 2014)
Scientific Review – Engineering and Environmental Sciences No 65, 2014: 290–303
(Sci. Rev. Eng. Env. Sci. 65, 2014)

**Wioletta ROGULA-KOZŁOWSKA¹, Patrycja ROGULA-KOPIEC¹,
Grzegorz MAJEWSKI²**

¹Institut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN w Zabrze
Institute of Environmental Engineering in Zabrze, PAS

²Zakład Meteorologii i Klimatologii, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
Division of Meteorology and Climatology, Warsaw University of Life Sciences – SGGW

Udokumentowane skutki oddziaływania aerozolu atmosferycznego na środowisko* Proven effects of ambient aerosols on the environment

Słowa kluczowe: aerozol atmosferyczny, skutki zdrowotne, toksyczność, dawka, klimat
Key words: ambient aerosol, health effects, toxicity, dose, climate

Wprowadzenie

Aerozol atmosferyczny¹ (dalej pył zawieszony lub PM) jest składnikiem środowiska naturalnego, w którym zmieniająca się w czasie ilość cząsteczek zmieniających w czasie również swoje własności, znajduje się stale w powietrzu. Można przyjąć, że aerozol atmosferyczny ma najszerszy zakres oddziaływania na środowisko pośród wszystkich zanie-

czyszczeń powietrza: ma wpływ na zdrowie ludzkie, klimat, warunki ekologiczne i widzialność (Maricq, 2007). Podane w tabeli 1, bardzo przybliżone ilości cząstek uwalnianych do powietrza atmosferycznego w ciągu roku to miliardy ton. Przy równomiernym w czasie rozkładzie tych cząstek w ciągu roku w danym dniu w atmosferze znajdują się miliony ton cząstek różnego pochodzenia, różnej wielkości i o różnym składzie chemicznym i budowie. Rozkład cząstek aerozolu atmosferycznego zarówno w czasie, jak i przestrzeni nie jest jednak równomierny – w pewnych okresach lub miejscach cząstek zawieszonych w powietrzu jest mniej, w innych więcej. Zarówno sama

*Praca była finansowana ze środków Narodowego Centrum Badań w ramach projektów badawczych N N523 564038 i 2012/07/D/ST10/02895.

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

TABELA 1. Źródła i szacunkowe wielkości emisji cząstek do atmosfery (SMIC, 1971, Andrae, 1995)
 TABLE 1. Sources and estimated quantities of particle emissions into the atmosphere (SMIC 1971, Andrae, 1995)

Wyszczególnienie/ /Specification	Zakres/Range	Najlepsze oszacowanie/ /Best estimation
	Tg/rok / Tg/year	
Naturalne/Natural		
Gleba/Soil	1 000–3 000	~ 1 500
Sól morską/Sea salt	1 000–10 000	~ 1 300
Szczałki botaniczne/Plant Remains	26–80	~ 50
Pył wulkaniczny/Volcanic ash	4–10 000	~ 30
Požary lasów/Forests fires	3–150	~ 20
Przemiany gazu w cząstki ¹ / /Gas-to-particle conversions ¹	100–260	~ 180
Przemiany fotochemiczne ² / /Photochemical transformations	40–200	~ 60
Całkowita emisja naturalna/ /Total natural emissions	2 200–24 000	~ 3 100
Antropogeniczne/Anthropogenic		
Emisja bezpośrednia/Direct emissions	50–160	~ 120
Przemiany gazu w cząstki ³ / /Gas-to-particle conversions	260–460	~ 330
Przemiany fotochemiczne ⁴ / /Photochemical transformations	5–25	~ 10
Całkowita emisja antropogeniczna/ /Total anthropogenic emissions	320	~ 460

¹Obejmuje siarczany z SO₂ i H₂S, sole amonowe z NH₃, azotany z NO_x/Including sulphates with SO₂ and H₂S, quaternary ammonium salts with NH₃ and nitrates with NO_x.

²Początkowe fotochemiczne formowanie cząstek z oparów izoprenu i mono-terpenów z drzew/Initial photochemical formation of particles from isoprene vapours and monoterpenes from trees.

³Obejmuje siarczany z SO₂ i azotany z NO_x/ Including sulphates with SO₂ and nitrates with NO_x.

⁴Początkowe fotochemiczne formowanie cząstek z antropogenicznych lotnych związków organicznych/Initial photochemical formation of particles from anthropogenic volatile organic compounds.

obecność aerozolu atmosferycznego, jak i fluktuacje czasowo-przestrzenne jego własności, mają wpływ na środowisko. Globalne oddziaływanie aerozolu atmosferycznego polega na wpływie na klimat czy widzialność; lokalne – na wpływie na ekosystemy i ludzi.

Wpływ pyłu zawieszonego na środowisko

Wpływ na klimat

Aerozol atmosferyczny wpływa na dynamikę globalnego ocieplenia i zanik warstwy ozonowej, a także ma związek z występowaniem kwaśnych deszczy.

W wyniku wybuchu wulkanu stężenie stratosferycznego aerozolu może wzrosnąć dwukrotnie. Czas jego polowicznego zaniku wynosi rok. Rozprasza on promieniowanie słoneczne i odbija z powrotem w przestrzeń kosmiczną; nie zatrzymuje długofalowego promieniowania ziemi, co w rezultacie daje efekt ochłodzenia troposfery i powierzchni ziemi (Hinds, 1998). Wybuch wulkanu Pinatubo w czerwcu 1991 roku osłabił promieniowanie słoneczne docierające do powierzchni ziemi o $38,88 \text{ J/h}\cdot\text{m}^2$ w okresie od czerwca do września (Pushel, 1996). Innym mechanizmem powodującym odbijanie światła słonecznego z powrotem w przestrzeń kosmiczną, a tym samym ochładzania powierzchni ziemi, jest zwiększenie zdolności odbijania przez chmury, która z kolei spowodowana jest zwiększeniem liczby ośrodków kondensacji kropelek chmur. Szacuje się, że ten efekt ochładzania kompensuje efekt cieplarniany w 20–100% (Schwartz, 1996).

Cząstki stratosferyczne biorą udział w niszczeniu ziemskiej warstwy ozonowej. W stratosferze, nad biegunami w zimie kwas azotowy i kropelki wody kondensują, formując polarne chmury stratosferyczne. Powierzchnia cząstek tych chmur jest miejscem katalitycznych przemian stratosferycznych związków chloru do chloru cząsteczkowego (Cl_2) i kwasu podchlorawego (HClO). W czasie wiosny polarnej następuje fotodysocjacja tych związków do atomowego chloru (Cl), który reaguje z ozonem (O_3), dając w wyniku tlen (O_2) i tlenek chloru (ClO). Tlenek chloru, na drodze fotolizy, daje znowu Cl i cykl się powtarza. Wybuchy wulkanów intensyfikują ten pro-

ces, zwiększając liczbę cząstek stratosferycznych (Seinfeld i Pandis, 1998).

Dwutlenek siarki i dwutlenek azotu z pieców hutniczych i elektrowni opalanych paliwami kopalnymi są prekursorami cząstek siarczanów i azotanów, które z parą wodną tworzą kwasy siarkowy i azotowy. Zanieczyszczenia te mogą być przenoszone na duże odległości i są wymywane przez opady lub wprost osiadają na budynkach, roślinach, jeziorach (Munn i Maarouf, 1997). Zjawisko kwaśnych opadów (depozycji) jest dobrze udokumentowane i szeroko studiowane (Kmieć i inni, 1995, Putaud i inni, 1995).

Wpływ na widzialność

Widzialność określa się jako maksymalną odległość, z której czarny obiekt odpowiednich rozmiarów, umieszczony blisko gruntu, może być zidentyfikowany na tle jasnego tła; określa się ją w metrach. Widzialność może być stosowana jako czynnik (index, air quality index – AQI) charakteryzujący jakość powietrza atmosferycznego (Tsai i Cheng, 1997).

Cząstki $\text{PM}_{2,5}$ mają średnice aerodynamiczne rzędu długości fal światła widzialnego. Mają więc wpływ na własności optyczne atmosfery. Istnieje cała gama zjawisk atmosferycznych, za które odpowiedzialna jest obecność aerozolu atmosferycznego (tęcza, halo wokół księżyca lub słońca). Cząstki fazy rozproszonej aerozolu atmosferycznego rozpraszają lub pochłaniają światło. Obniżają w ten sposób natężenie światła słonecznego na drodze przez atmosferę w kierunku powierzchni ziemi. Relację między natężeniem równoległej do tworzącej walca (prostego) wiązki światła padającego i opuszczającego ten walec

wyraża prawo Lamberta i Beera (Hinds, 1998).

Cząstki o średnicach 0,1–2,5 μm najbardziej rozpraszają światło, wpływając na widzialność. Aerosol atmosferyczny absorbuje światło i najefektywniej robią to cząstki węgla elementarnego (Cyrus, 2003, Pastuszka i inni, 2003). Korelacja między absorpcją światła i ilością węgla w powietrzu może być duża, nawet 0,96 (Molnar i inni, 1999). Sezonowe zmiany pochłaniania światła przez powietrze atmosferyczne na Śląsku zgodne są ze zmianami stężenia $\text{PM}_{2,5}$, który w lecie w powierzchniowej warstwie zawiera 80% atomów, a w zimie 70% atomów węgla (Pastuszka i inni, 2003).

Aerosol atmosferyczny może wpływać na widzialność w różny sposób zależnie od warunków, przede wszystkim meteorologicznych. Widzialność może być związana ze zmianami w stężeniu PM_{10} (Tsai i inni, 2003, Majewski i inni, 2014), na które z kolei wpływają różne czynniki – najbardziej – meteorologiczne. W pracy Lee i Chenga (1996) wykazano, że w północnym Tajwanie widzialność jest odwrotnie proporcjonalna do 0,7 potęgi współczynnika rozpraszania (światło rozpraszane na jednostkowej drodze w powietrzu; jednostka: 1/m).

Związek między industrializacją i wzrostem stężeń PM w atmosferze jest dosyć oczywisty. Prace Tsai'a i współpracowników (2003, 2005) są interesujące ze względu na rozważany okres objęty pomiarami – od 1961 do 1998 roku w Kaohsiung zarejestrowano 291 743 obserwacji (Tsai i inni, 2003), od czerwca 1961 do 2003 roku, zarejestrowano 186 252 obserwacji w Tainanie, w południowym Tajwanie (Tsai, 2005) – i za-

leżności między widocznością a różnego rodzaju czynnikami. Prace te unaocniają związek między wzrostem stężenia aerozolu atmosferycznego (na przykładzie gwałtownie rozwijających przemysł krajów południowo-wschodniej Azji w ostatnich pięciu dekadach) i spadkiem widoczności. W obu miejscach we wczesnych latach 60. XX wieku widoczność była większa niż 20 km, podczas gdy w Tainanie między 2002 i 2003 rokiem była około 6–7 km, a w Kaohsiung w okresie 1994–1998 była 5–10 km. W Tainanie średnia widoczność z lat 1961–1970 była $18,6 \pm 2,3$ km, podczas gdy średnia z lat 1997–2003 była $8,1 \pm 1,4$ km; w Kaohsiung średnia widoczność z lat 1961–1971 była 20,4 km, podczas gdy średnia z lat 1997–2003 była 6,6 km. Widoczność malała (ujemne korelacje między średnimi miesięcznymi) ze wzrostem ciśnienia atmosferycznego, wilgotności względnej (w Tainanie), stężeń SO_2 , CO, O_3 , PM_{10} , NO, NO_2 . W obu miejscach bardzo silny ujemny wpływ na widoczność miał PM_{10} – korelacja między średnimi miesięcznymi widoczności i stężenia PM_{10} była $-0,95$ w Tainanie i $-0,96$ w Kaohsiung. Widoczność rosła (dodatnie korelacje między średnimi miesięcznymi) ze wzrostem temperatury, prędkości wiatru wilgotności względnej (w Kaohsiung). Średnia roczna widoczność w weekendy ($9,64 \pm 5,8$ km) była wyższa niż w dni powszednie ($9,32 \pm 5,16$ km) w ciągu całego okresu 1961–2003. Na rozproszenie i stężenia zanieczyszczeń w atmosferze miała wpływ wysokość warstwy mieszania. Zaobserwowano, że największe zmiany w widoczności zachodzą po godzinie od zmiany wysokości warstwy mieszania (pozytywna korelacja). Bar-

dzo duża ujemna korelacja między średnimi miesięcznymi widoczności i stężeń PM_{10} sugeruje PM_{10} jako powód długo-okresowych zmian w widoczności.

Wpływ na zdrowie

Narażenie człowieka na oddziaływanie aerozolu atmosferycznego występuje, gdy wchodzi on w kontakt z zapylnym powietrzem. Szacuje się, że np. w Anglii pył zawieszony jest powodem 10 000 przypadków przedwczesnej śmierci rocznie (UK Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Devolved Administrations, 2003).

Ilość pochłoniętego przez człowieka zanieczyszczenia w określonym czasie nazywamy dawką (Ott, 1982, 1990). Dla pyłu zawieszonego w powietrzu atmosferycznym nie ma progę stężenia, poniżej którego jego oddziaływanie na zdrowie ludzkie byłoby pomijalne (Monn, 2001, WHO, 2005). Związki między cząstkami zawieszonymi a efektami zdrowotnymi, ze śmiertelnością włącznie, ustalane są dla coraz niższych poziomów stężeń (Vedal i inni, 2003, Bell i inni, 2004). Chociaż nie jest jasne, czy decydującym czynnikiem jest stężenie (masowe, liczbowe) pyłu, czy jego biologiczny² lub chemiczny skład³ (Wilson i inni, 2005) albo własności fizyczne⁴, sam ładunek masowy, liczba cząstek, powierzchnia całkowita, czy własności elektrostatyczne (Monn, 2001), to ujemne efekty zdro-

wotne występowania pyłu zawieszonego zawsze się pojawiają w narażonej populacji. Najsilniejsze związki między zjawiskami zdrowotnymi w populacji i zanieczyszczeniem powietrza obserwowane są przy pomiarach wielkości związanych z masą PM_{10} i $PM_{2,5}$ (Monn, 2001). Zjawiska zdrowotne wywoływane przez cząstki drobne o średnicach aerodynamicznych pomiędzy 0,1 i 2,5 μm i ultradrobne, o średnicach pomiędzy 0,01 i 0,1 μm , dla cząstek ultradrobnych związane bardziej z liczbą niż masą, omawiane są między innymi w pracy Petersa i współpracowników (1997).

Największe znaczenie dla organizmu ludzkiego ma oddziaływanie aerozolu poprzez układ oddechowy. Stopień zagrożenia ze strony wdychanych cząstek zależy od ich składu chemicznego i miejsca depozycji w układzie oddechowym⁵. Pomiędzy czynnikami decydującymi o depozycji w górnej części układu oddechowego jest wielkość cząstek, prędkość strumienia powietrza, a także sposób oddychania: ustami lub nosem. W przypadku oddychania ustami, przy prędkości strumienia 1,8 m^3/h , około 20% cząstek o średnicy aerodynamicznej 5 μm i około 70% cząstek o średnicy aerodynamicznej 10 μm jest zatrzymywanych nim osiągnie krtani. Przy lekkim wysiłku i oddychaniu przez nos 80% cząstek 5-mikronowych i 95% cząstek 10-mikronowych jest zatrzymywanych

²Skład biologiczny: alergeny (pyłki roślin, zarodniki grzybów, glukany), bakterie i struktury bakteryjne (endotoksyny).

³Skład chemiczny: związki jonowe (azotany, siarczany, odczyn), metale przejściowe (Fe, V, Cr itp.), związki węgla (wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, węgiel atomowy).

⁴Własności fizyczne: wielkość cząstek (frakcja), liczba cząstek (stężenie liczbowe), masa (stężenie masowe), hydrofobiczność/hydrofilność, własności elektrostatyczne.

⁵Układ oddechowy człowieka można podzielić na trzy główne części: górne drogi oddechowe (nosa-gardziel, usta), region tchawiczno-oskrzelowy, region pęcherzyków.

w nosie. W znacznym stopniu w górnej części dróg oddechowych zatrzymywane są cząstki o średnicy aerodynamicznej mniejszej niż $0,01\ \mu\text{m}$ dzięki dużemu współczynnikowi dyfuzji. Depozycja cząstek o średnicach $0,5\text{--}3\ \mu\text{m}$ w części tchawiczo-oskrzelowej jest mała. W warunkach lekkiego wysiłku cząstki o średnicach 5 i $10\ \mu\text{m}$, które osiągną tą część układu oddechowego, zatrzymywane są tutaj w 35 i 95% , odpowiednio. Cząstki o średnicy aerodynamicznej mniejszej niż $0,01\ \mu\text{m}$ są tutaj zatrzymywane w większej ilości na skutek gwałtownych ruchów Browna.

Depozycja cząstek pyłu w regionie pęcherzyków płucnych zależy od wielkości cząstek, częstości oddechu, objętości wdechu. W warunkach oddychania przez usta w pęcherzykach płucnych zatrzymywane są cząstki o średnicy aerodynamicznej mniejszej od $1\ \mu\text{m}$. Około $10\text{--}20\%$ cząstek o średnicy aerodynamicznej $0,1\text{--}1\ \mu\text{m}$ jest zatrzymywanych w tym regionie.

Większe cząstki wdychane przez nos osadzają się pod wpływem inercji lub grawitacji, mniejsze na skutek dyfuzji lub siły elektrostatycznej. Cząstki osadzone w przedniej części nosogardła mogą być usunięte poprzez wydmuchanie, osadzone w tylnej części przenoszone są przez rzęski do nagłośni i mogą być połykane. Podobnie dla cząstek wdychanych poprzez usta. Cząstki połknięte dostają się do przewodu pokarmowego, skąd są absorbowane lub wydalane. Usunięcie cząstki przez ten mechanizm jest kwestią godzin.

Cząstki, które nie osadzą się w górnej części układu oddechowego, przechodzą przez gardło i docierają do tchawicy, oskrzeli i płuc. Nierozpuszczalne,

najdrobniejsze cząstki osadzone głębiej usuwane są bardzo wolno, trwa to miesiącami, nawet rok (Hinds, 1998).

Ogólnie pył zawieszony może powodować u ludzi: pogłębienie symptomów astmy, wzmożenie kaszlu, trudności w oddychaniu, chroniczne zapalenie oskrzeli, obniżenie wydolności płuc, przedwczesną śmierć. Wdychany lub połykany pył może powodować zaniżenie wydolności płuc, kaszel, zapieranie oddechu, zadyszki, ataki astmy, chroniczne choroby płuc, choroby układu krążenia i raka (jeśli zawiera substancje kancerogenne).

Trzeba jednak pamiętać, że objawy te nie występują pod wpływem działania samego pyłu zawieszzonego. Zazwyczaj pył zawieszony oddziałuje na organizm człowieka wraz z innymi czynnikami, których działanie może pogłębiać lub które mogą pogłębiać jego działanie. Studia epidemiologiczne wykazują związki między stężeniami pyłu zawieszzonego w atmosferze i interwencjami lekarskimi związanymi z nagłymi przypadkami pogłębienia się objawów chorób płuc i układu krążenia. Najpoważniejsze objawy obserwowano u pacjentów z chronicznymi chorobami serca, płuc, zapaleniem płuc, co mogłoby sugerować występowanie tych chorób jako czynnik zwiększający ryzyko przy wyższych stężeniach pyłu zawieszzonego (Watkinson, 1998). Niemniej, eksperymenty przeprowadzone na szczurach wykazały powstawanie u nich chorób układu krążenia pod wpływem działania pyłu (Watkinson, 1998).

Spornym problemem jest także wywoływanie raka przez spaliny silników dieslowskich. Niektóre wyniki studiów kohortowych potwierdzają wzrost

ryzyka występowania raka u ludzi narażonych na długotrwałe (powyżej 20 lat) oddziaływanie spalin dieslowskich, inne nie wykazują istnienia takiej zależności (Muscat i Wynder, 1995).

W tabeli 2 zestawiono informacje dotyczące ryzyka związanego ze wzrostem stężenia PM_{10} o $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ i liczba prac, które donoszą o wzroście zachoro-

wań ze wzrostem stężenia PM_{10} (Spurny, 1996).

Biologiczne składniki aerozolu atmosferycznego mogą powodować reakcje alergiczne u człowieka. Mogą je wywoływać, oddziałując poprzez drogi oddechowe, ale także poprzez skórę, oczy. Najczęściej spotykane, wywoływane pyleniem roślin, alergię powodowane

TABELA 2. Wzrost ryzyka wystąpienia efektu zdrowotnego przy wzroście dobowego stężenia PM_{10} i liczba najważniejszych opracowań, w których jest szacowane (Spurny, 1996)

TABLE 2. Health effect risk escalation at an increase in the daily concentration of PM_{10} and the number of major studies where it has been estimated (Spurny, 1996)

Jednostka chorobowa/Nosological unit	Liczba opracowań/ Number of studies	Wzrost ryzyka przy wzroście stężenia PM_{10} o $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ /Risk escalation at an increase in PM_{10} by $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
Przedwczesna śmierć/Premature death		
Śmierć ogółem/Death total	8	1,0% (0,7–1,4%)
Śmierć z powodu chorób płuc/Death due to lung diseases	4	3,3% (1,5–5,0%)
Śmierć z powodu chorób układu krążenia/Death due to cardiovascular diseases	4	1,4% (0,7–2,0%)
Hospitalizacja z powodu chorób płuc/Hospital admissions for lung diseases		
Leczenie/Treatment	4	1,5% (0,2–2,8%)
Interwencje pogotowia/Emergency ambulance service	3	1,8% (0,0–3,6%)
Zaostrzenie astmy/Asthma aggravation		
Ataki astmy/Asthma fits	3	4,4% (–2,0–11,0%)
Skurcz oskrzeli/Bronchial constriction	3	7,0% (0,6–13,0%)
Wizyty w pogotowiu/Emergency outpatient visits	1	3,4% (0,9–6,9%)
Leczenia szpitalne/ Hospital treatment	3	1,9% (0,8–3,1%)
Obniżenie wydolności płuc ^a /Impaired lung function		
FEV ₁ ^b	3	0,2% (0,02–0,38%)
PEF ^c	7	0,12% (0,05–0,19%)

^aU dzieci szkolnych/In school children.

^bForced Expiratory Volume in 1 Second – ilość powietrza wydychanego gwałtownie w ciągu jednej sekundy, mierzona w litrach/Forced Expiratory Volume in 1 Second – volume of air exhaled in one second of a forced exhalation, measured in litres.

^cPeak Expiratory Flow – prędkość powietrza wydychanego na początku wydechu, mierzona w litrach na sekundę/Peak Expiratory Flow – speed of exhaled air at the beginning of exhalation, measured in litres per second.

są przez pyłki traw (*Poacea*, *Phleum*, *Lolium*), ambrosję (*Ambrosia*), brzozę (*Betula*), pomurnik (*Parietaria*), bylicę (*Artemisia*). Są to gatunki wiatropylne. Zarodniki grzybów (najczęściej spotykane *Alternaria*, *Cladosporium*) oprócz alergenów mogą zawierać mykotoksyny. Składniki ścian ich komórek (np. D-glukany) mają działanie drażniące. Bakterie obecne w powietrzu mogą oddziaływać na człowieka w bardzo złożony sposób, między innymi, lipopolisacharydy obecne w błonie komórkowej bakterii Gram-ujemnych mogą powodować zapalenia, skurcz (zacieśnienie) dróg oddechowych, gorączkę, biegunkę (Monn, 2001).

Emisja lateksu z opon samochodowych jest zanieczyszczeniem komunikacyjnym (Miguel i inni, 1996). Alergeny występujące w lateksie mogą wywoływać ujemne skutki zdrowotne populacji zamieszkującej okolice dróg. W miejscach składowania produktów lateksowych (przemysł farmaceutyczny), siana, słomy, produktów rolnych, ziarna zbóż, występują zwiększone stężenia cząstek organicznych w powietrzu atmosferycznym. W środowisku pomieszczeń zamkniętych zamieszkiwanych przez ludzi w powietrzu mogą znajdować się alergeny pochodzenia zwierzęcego (roztocza, owady, psy, koty, ptaki itp.).

Poszczególne związki wchodzące w skład cząstek pyłów zawieszonych w powietrzu były intensywnie badane pod kątem ich szkodliwości (Schlesinger, 1995). Wykazano, między innymi,

że związki organiczne, szczególnie występujące w spalinach silników dieslowskich, powodują nowotwory u szczurów (Klingenberg i Winnek, 1990, Mauderly, 1992), kwas siarkowy obniża zdolność oczyszczania płuc (Schlesinger, 1990). Z kolei pewne metale ciężkie mogą osłabić system immunologiczny człowieka (Goyer, 1986). Dobrze jest znany także wpływ ołowiu na zdrowie ludzkie (Chow, 1996). Metale w różnych stanach walencyjnych (żelazo, chrom) mają wielorakie właściwości toksyczne⁶ (Bates, 1995). Poza metalami, inne substancje zawarte w pyłach zawieszonych także mogą wzmacniać negatywny wpływ pyłu na zdrowie (Sawyer i inni, 2000).

Krótkoterminowe intensywne narażenie na działanie pyłu zawieszonych może powodować zapalenie dolnych dróg oddechowych oraz wzrost stężenia fibrynogenu we krwi (<http://enhs.umn.edu/5103/>). Pył osadzony w płucach może stymulować tworzenie aktywnych związków tlenu, takich jak anionowe rodniki hydroksylowe i nadtlenowe. Mogą one uszkadzać lipidy, białka i DNA błony komórkowej, co może prowadzić do śmierci komórki (de Kok i inni, 2006). Największą zdolność tworzenia aktywnych związków tlenowych mają frakcje najdrobniejszych cząstek pyłu: PM₁ i PM_{2,5} (Shi i inni, 2003a, de Kok i inni, 2005).

Cząstki submikronowe (o średnicy aerodynamicznej mniejszej niż 1 μm) powodują znacznie ostrzejsze stany zapalne niż cząstki większe o tym samym składzie chemicznym i aplikowane

⁶Toksyczność jest cechą związków chemicznych polegającą na bezpośrednim zatruciu ludzi lub zwierząt, które dany związek wchłonęły, zjadając go, wdychając lub absorbując przez skórę. Toksyczność to działanie niepożądane wynikające z reakcji chemicznych, fizykochemicznych pomiędzy związkiem chemicznym, który wniknął do ustroju, a układem biologicznym (DNA, enzymy).

w tej samej dawce masowej. U zwierząt doświadczalnych wywołują większy stres oksydacyjny (<http://enhs.umn.edu/5103/>).

Niektóre WWA i inne związki organiczne mają działanie mutagenne⁷ (Zwoździak i inni, 2001), przy czym niekiedy efekt mutageny występuje po określonym procesie aktywacji ze strony organizmu. Na ogół, mutagenność pyłu jest wyższa przy aktywacji metabolicznej (de Kok i inni, 2006). Różnorodność stosowanych metod ekstrakcji pyłu, rozpuszczalników (roztworów) ekstrakcyjnych, szczepów bakteryjnych (*Salmonella typhimurium*), sposobu aktywacji powoduje niekompatybilność wyników dotyczących mutagenności badanych związków (de Kok i inni, 2006). Różne metody ekstrakcji stosowane do tych samych próbek mogą dać różne mutagenne ekstrakty (Buschini i inni, 2001).

W pewnych warunkach pył zawieszony wykazuje również działanie cytotoksyczne⁸. Zwiększanie dawki pyłu powoduje wzmocnienie efektu – krzywe testów dawka-reakcja są pozytywne/rośnące (Hsiao i inni, 2000, de Kok i inni, 2005). W niektórych badaniach PM_{2,5} wykazywał największą cytotoksyczność

(Hsiao i inni, 2000, Tong i inni, 2002), w innych – PM_{0,49} (Massolo i inni, 2002). Wszystkie te badania świadczą o większej cytotoksyczności frakcji cząstek mniejszych. Istnieją badania wskazujące pozytywną korelację między zawartością WWA w pyłe i cytotoksycznością tego pyłu (Massolo i inni, 2002); w innych takiej korelacji nie obserwowano (Hsiao i inni, 2000). Udowodniona jest natomiast pozytywna korelacja między zawartością metali przejściowych (chromu, manganu, żelaza) a cytotoksycznością (Tong i inni, 2002).

Istnieje także pozytywna zależność dawka-odpowiedź między dawką i reaktywnością DNA, przy czym drobniejszy pył powoduje wyższą reaktywność DNA (Hsiao i inni, 2000, de Kok i inni, 2005). Dla scharakteryzowania genotoksyczności pyłu rozważane są dwa typy reaktywności DNA: zdolność tworzenia adduktów⁹ z DNA lub uszkodzenia DNA powodowane oksydacją (de Kok i inni, 2006). Istnieją pozytywne korelacje pomiędzy genotoksycznością (powstawianiem adduktów z udziałem DNA i oksydacją DNA) a zawartością WWA w pyłe, zawartością całkowitą metali przejściowych oraz zdolnością tworze-

⁷Mutagenność jest właściwością czynników chemicznych i fizycznych związaną z wywoływaniem takich zmian w materiale genetycznym, które mogą być przekazywane podczas podziału komórki. Mierzona i wyrażana jest w rewertantach na miligram (rev/mg). Rewertant to osobnik lub szczep dzikiego typu powstały w wyniku mutacji, która nastąpiła w genomie mutanta i doprowadziła do ponownego pojawienia się pierwotnej sekwencji danego genu (tzw. mutacji powrotnej, czyli rewersji). Jeżeli fenotyp mutanta powraca w wyniku mutacji do typu dzikiego, natomiast sekwencja nukleotydowa jest w dalszym ciągu różna od sekwencji dzikiego typu, to taki organizm określa się mianem pseudorewertanta.

⁸Cytotoksyczność oznacza szeroko pojętą toksyczność różnych substancji i różnego rodzaju komórek względem komórek w danym organizmie. Cytotoksyczność może być bardziej precyzyjnie określona przez podanie w nazwie typu komórek, na który działa dany czynnik. Przykładowo, nefrotoksyczność oznacza toksyczne oddziaływanie danej substancji (zwykle leku) na komórki nerek, a neurotoksyczność na komórki nerwowe.

⁹Addukt to produkt addycji, twór chemiczny powstały z dwóch składników, które po bezpośrednim połączeniu nie zmieniają kolejności łączenia atomów w obrębie każdego pojedynczego składnika.

nia rodników przez różne frakcje pyłu zawieszonego. Została także stwierdzona pozytywna korelacja między zdolnością do tworzenia przez różne frakcje pyłu zawieszonego rodników a reaktywnością DNA (tworzenie adduktów i rozpad).

Prace na temat efektów toksykologicznych pyłu zawieszonego są zgodne w jednym: bardziej toksyczne są frakcje pyłu drobnego. Toksyczność związana z zawartością WWA (Hsiao i inni, 2000) i metali przejściowych (Tong i inni, 2002) jest większa dla $PM_{2,5}$ niż dla $PM_{2,5-10}$. Także wyższa jest korelacja między zawartością WWA a cytotoxycznością i mutagennością dla $PM_{0,95}$ niż dla frakcji pyłu większego (Massolo i inni, 2002). Frakcja $PM_{2,5}$ i frakcje pyłu drobniejszego wywołują większą reaktywność DNA niż frakcje pyłu grubszego (Hsiao i inni, 2000, de Kok i inni, 2005), aczkolwiek są pewne sprzeczne doniesienia: w pracy Shi i innych (2003b) wykazano, że $PM_{2,5-10}$ wywołuje więcej uszkodzeń DNA związanych z oksydacją niż $PM_{2,5}$.

Podsumowanie

Z analizy przedstawionych dotąd faktów nasuwa się kilka wniosków. Zapylenie powietrza atmosferycznego stanowi jeden z najważniejszych problemów zdrowotnych we wszystkich krajach uprzemysłowionych (Putaud i inni, 2004, Van Dingenen i inni, 2004). Badania naukowe i studia epidemiologiczne pozwoliły stwierdzić, że powoduje on wiele groźnych skutków zdrowotnych, takich jak: przedwczesna śmierć, nasilenie astmy, ostre reakcje układu oddechowego (kaszel, trudności

z oddychaniem lub bolesne oddychanie), osłabienie czynności płuc, objawiające się między innymi skróceniem oddechu (US EPA, 2009) oraz innych negatywnych skutków w środowisku.

Stopień zagrożenia dla zdrowia ze strony wdychanych cząstek oraz siła oddziaływania tych cząstek na środowisko (klimat, widzialność) oprócz ich stężenia w powietrzu zależą także od wielkości cząstek (Englert, 2004). Liczba cząstek o określonych wielkościach na określonym obszarze zależy od bardzo wielu czynników, ale głównie od pochodzenia pyłu zawieszonego (Friedlander, 1970, 1971). Zatem także skład chemiczny cząstek zależy od pochodzenia pyłu na danym obszarze.

Przeważającą część drobnego pyłu w obszarach zurbanizowanych stanowi frakcja PM_1 . Chociaż informacje o PM_{10} i po części również $PM_{2,5}$ są generalnie dostępne, w tym również dla Europy, baza danych dotycząca stężenia masowego PM_1 i jego składu chemicznego, zwłaszcza jeśli chodzi o pomiary o dłuższym czasie trwania, jest nadal uboga. Tymczasem skład chemiczny pyłu podobnie, jak rozmiary jego cząstek mogą zmieniać się w bardzo szerokich granicach, w zależności od lokalnej charakterystyki emisji oraz od przeważających kierunków napływu mas powietrza.

Naukowcy z Europy zajmujący się pyłem zawieszonym, a także Europejska Agencja Ochrony Środowiska sygnalizują w swych pracach wysokie stężenia pyłu w Polsce. Sugerują konieczność podjęcia badań, których wyniki pozwolą w pierwszej kolejności na ustalenie pochodzenia pyłu drobnego, a następnie na redukcję emisji z głównych jego źródeł.

Literatura

- Andrae, M.O. (1995). Climatic effects of changing atmospheric aerosol levels. W.A. Henderson-Sellers (red.), *Future Climates of the World: A Modelling Perspective, Vol. 16*. (strongly 341-392). Amsterdam: Elsevier.
- Bates, D.V. (1995). Summary of the Colloquium, *Proceedings of the colloquium on particulate air pollution and human mortality and morbidity. Inhal. Tox.* 7(1), 9-13.
- Bell, M.L., Samet, J.M. i Dominici, F. (2004). Time-series studies of particulate matter. *Annu. Rev. Public Health.* 25, 247-280.
- Buschini, A.M., Cassoni, F., Anceschi, E., Paisini, L., Poli, P. i Rossi, C. (2001). Urban airborne particulate: genotoxicity evaluation of different size fractions by mutagenesis tests on microorganisms and comet assay. *Chemosphere*, 44, 1723-1736.
- Chow, J.C., Watson J.G., Lowenthal, D.H. i Countess, R.J. (1996). Sources and chemistry of PM-10 aerosol in Santa Barbara county. CA, *Atmos. Environ.*, 30, 1489-1499.
- Cyrys, J., Heinrich, J., Hoek, G., Meliefste, K., Lewne, M., Gehring, U., ... Brunekreef, B. (2003). Comparison between different traffic-related particle indicators: Elemental carbon (EC), PM2.5 mass, and absorbance. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 13, 134-143.
- De Kok, T.M.C.M., Driecce, H.A.L., Hogervorst, J.G.F. i Briedé, J.J. (2006). Toxicological assessment of ambient and traffic-related particulate matter. *Rev. Rec. Stud. Mutat. Res.*, 613, 103-122.
- De Kok, T.M.C.M., Hogervorst, J.G.F., Briedé, J.J., .. E.J., ... Kleinjans, J.C. (2005). Genotoxicity and physicochemical characteristics of traffic-related ambient particulate matter. *Environ. Mol. Mutagen.*, 46, 71-80.
- Englert, N. (2004). Fine particles and human health – a review of epidemiological studies. *Toxicol Lett.*, 149 (1-3), 235-242.
- Friedlander, S.K. (1970). The characterization of aerosols distributed with respect to size and chemical composition. *Journal Aerosol Science*, 1, 295-307.
- Friedlander, S.K. (1971). The characterization of aerosols distributed with respect to size and chemical composition. II. Classification and design of aerosol measuring devices. *Journal Aerosol Sci.* 2, 331-340.
- Goyer, R.A. (1986). Toxic effects of metals. W.C.D., Klaassen, M.O., Amdur i J., Doull (red.), *Cassarett and Doull's Toxicology. The basic science of poisons*. 3rd ed. New York: McGraw-Hill.
- Hinds, W.C. (1998). *Aerosol technology. Properties, behavior, and measurement of airborne particles, Second Edition*. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Hsiao, W.L., Mo, Z.Y., Fang, M., Shi, X.M. i Wang, F. (2000). Cytotoxicity of PM(2.5) and PM(2.5–10) ambient air pollutants assessed by the MTT and the comet assays. *Mutat. Res.* 471, 45-55.
- Klingenberg, H. i Winneke, H. (1990). Studies on health effects of automotive exhaust emissions. How dangerous are diesel emissions? *Sci. Tot. Environ.* 93, 95-105.
- Kmieć, G., Kacperczyk, K., Zwoździak, A. i Zwoździak, J. (1995). Acid pollutants in the air and precipitation/deposition et the Sudeten Mountains, Poland. Acid Reign '95? – Conference summary statement. *Water Air Soil Pollut.*, 85, 2131-2136.
- Lee, C.T. i Cheng, J.P. (1996). The effect of aerosol species and meteorological factors on visibility in the Taipei metropolitan area. *Journal of the Chinese Institute of Environmental Engineering*, 6, 21-30.
- Majewski, G., Czechowski, P.O., Badyda, A. i Brandyk, A. (2014). Effect of Air Pollution on Visibility in Urban Conditions – Warsaw Case Study. *Environment Protection Engineering*, 40, 47-64.
- Maricq, M.M. (2007). Chemical characterization of particulate emission from diesel engines. *Rev. Aerosol Sci.*, 38, 1079-1118.
- Massolo, L., Muller, A., Tueros, M., Rehwagen, M., Franck, U., Ronco, A. i Herbath, O. (2002). Assessment of mutagenicity and toxicity of different-size fractions of air particulates from La Plata, Argentina, and Leipzig, Germany. *Environ. Toxicol.*, 17, 219-231.
- Mauderly, I.L. (1992). Diesel exhaust. W.M. Lippmann (red.), *Environmental Toxicants - Human Exposures and Their Health Effects*. (strongly 119-162). New York: Van Nostrand-Reinhold.

- Miguel, A.G., Cass, G.R., Weiss, J. i Glovsky, M.M. (1996). Latex allergens in tire dust and airborne particles. *Environ. Health Persp.* 104(11), 1180-1185.
- Molnar, A., Meszaros, E. i Ogren, J.A. (1999). On the possible role of carbonaceous particles in the control of optical properties of fine atmospheric aerosol. *Journal Aerosol Sci.* 30(1), 859-860.
- Monn, C. (2001). Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen, dioxide and ozone. *Atmos. Environ.*, 35, 1-32.
- Munn, R.E. i Maarouf, A.R. (1997). Atmospheric issues in Canada. *Sci. Tot. Environ.*, 203, 1-11.
- Muscat, J.E. i Wynder, E.L. (1995). Diesel engine exhaust and lung cancer: an unproved association. *Environ. Health Persp.*, 103, 812-818.
- Ott, W.R. (1982). Concepts of human exposure to air pollution. *Environ. International*, 7, 179-196.
- Ott, W.R. (1990). Total human exposure: basic concepts, EPA field studies and future research needs. *Journal Air Waste Manage Assoc.*, 40(7), 966-975.
- Pastuszka, J.S., Wawroś, A., Talik, E. i Paw, U.K.T. (2003). Optical and chemical characteristics of the atmospheric aerosol in four towns in southern Poland. *Sci. Tot. Environ.*, 309, 237-251.
- Peters, A., Wichman, H.E., Tuch, T., Heinrich, J. i Heyder, J. (1997). Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 155, 1376-1383.
- Pueshel, R.F. (1996). Stratospheric Aerosols: Formation, properties, effect. *Journal Aerosol Sci.*, 27, 359-382.
- Putaud, J.P., Raes, F., Van Dingen R., Brüggemann, R., Facchini, M.-C., Decesari, S., ... Johansson, K. (1995). Acid Reigen '95? – Conference summary statement. *Water Air Soil Pollut.*, 85, 1-14.
- Putaud, J.P., Raes, R., Van Dingenen, E., Brüggemann, M.-C., Facchini, S., Decesari, S., ... Wiedensohler, A. (2004). A European aerosol phenomenology - 2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment*, 38, 2579-2595.
- Sawyer, R.F., Harley, R.A., Cadle, S.H., Norbeck, J.M., Slott, R. i Bravo H.A. (2000). Mobile sources critical review: 1998 NARSTO Assessment. *Atmos. Environ.* 34, 2161-2181.
- Schlesinger, R.B. (1990). The Interaction of inhaled toxicants with respiratory tract clearance mechanisms. *Crit. Rev. Toxicol.*, 20, 257-286.
- Schlesinger, R.B. (1995). Toxicological evidence for health effects from inhaled particulate pollution: does it support the human experience? *Inhal. Toxicol.*, 7, 99-110.
- Schwartz, S.E. (1996). The Whitehouse effect – shortwave radiative forcing of climate by the anthropogenic aerosols: an overview. *Journal Aerosol Sci.*, 27, 359-382.
- Seinfeld, J.H. i Pandis, S.N. (1998). *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Shi, T., Knaapen, A.M., Begerow, J., Birmili, W., Borm, P.J. i Schins, R.P. (2003a). Temporal variations of hydroxyl radical generation and 8-hydroxy-2'-deoxyguanosine formation by coarse and fine particulate matter. *Occupational and Environmental Medicine*, 60, 315-322.
- Shi, T., Schins, R.P., Knaapen, A.M., Kuhlbusch, T., Pitz, M., Heinrich, J. i Borm, P.J. (2003b). Hydroxyl radical generation by electron paramagnetic resonance as a new method to monitor ambient particulate matter composition. *Journal Environ. Monitor.*, 5, 550-556.
- SMIC (1971). *Inadvertent climate modification. Report of the study of man's impact on climate*. Cambridge: MIT Press.
- Spurny, K.R. (1996). Chemical mixtures in atmospheric aerosols and their correlation to lung diseases and lung cancer occurrence in the general population. *Toxicol. Lett.* 88, 271-277.
- Tong, Y., Ni, X., Zhang, Y., Chen, F., Zhang, G. i Ye, S. (2002). Study of the toxicological mechanism of acidified aerosols. *Biological Trace Element Research*, 85, 149-156.
- Tsai, Y.I. (2005). Atmospheric visibility trends in urban area in Taiwan 1961-2003. *Atmos. Environ.*, 39, 5555-5567.

- Tsai, Y.I. i Cheng, M.T. (1997). Relationship between visibility, meteorological factors, and air pollutants in the Taichung urban area. *Journal of the Chinese Institute of Environmental Engineering*, 7, 297-307.
- Tsai, Y.I., Lin, Y.H., i Lee, S.Z. (2003). Visibility variation with air qualities in the metropolitan area in southern Taiwan. *Water Air Soil Pollut.*, 144, 19-40.
- UK Department for Environment, Food and Rural Affairs and Devolved Administrations (2003). Pobrano z lokalizacji: <https://www.gov.uk/government/publications>.
- US EPA (2009). Pobrano z lokalizacji: <http://www.epa.gov/air/airtrends/aqtrnd04/pm.html>.
- Van Dingenen, R., Raes, F., Putaud, J.P., Baltensperger, U., Charon, A., Facchini, M.C. ... Wahlin, P. (2004). A European aerosol phenomenology-1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmos. Environ.*, 38, 2561-2577.
- Vedal, S., Brauer, M., White, R. i Petkau, J. (2003). Air pollution and daily mortality in a city with low levels of pollution. *Environ. Health Persp.*, 111, 45-51.
- Watkinson, W.P., Campen, M.J. i Costa, D.L. (1998). Cardiac arrhythmia induction after exposure to residual oil fly ash particles in a rodent model of pulmonary hypertension. *Toxicol. Sci.*, 41, 209-216.
- Wilson, J.G., Kingham, S., Pearce, J. i Sturman, A.P. (2005). A review of interurban variations in particulate air pollution: implications for epidemiological research. *Atmos. Environ.*, 39, 6444-6462.
- WHO (2005). *Air quality guidelines – global update 2005*, Geneva. Pobrano z lokalizacji: http://www.who.int/phe/health_topics/en/.
- Zwoździak, J., Jadczyk, P. i Kucharczyk, J. (2001). Seasonal variability of the mutagenicity of airborne particles in the town centre. *Journal Aerosol Sci.*, 32, 409-432.

Streszczenie

Udokumentowane skutki oddziaływania aerozolu atmosferycznego na środowisko. W pracy dokonano przeglądu

do dostępnych/opublikowanych prac dotyczących skutków oddziaływania aerozolu atmosferycznego na środowisko. Zapylenie powietrza atmosferycznego stanowi jeden z najważniejszych problemów zdrowotnych we wszystkich krajach uprzemysłowionych. Badania naukowe i studia epidemiologiczne pozwoliły stwierdzić, że powoduje on wiele groźnych skutków zdrowotnych, takich jak: przedwczesna śmierć, nasilenie astmy, ostre reakcje układu oddechowego (kaszel, trudności z oddychaniem lub bolesne oddychanie), osłabienie czynności płuc, objawiające się między innymi skróceniem oddechu i innych negatywnych skutków w środowisku. Stopień zagrożenia dla zdrowia ze strony wdychanych cząstek oraz siła oddziaływania tych cząstek na środowisko (klimat, widzialność) oprócz ich stężenia w powietrzu zależą także od wielkości cząstek. Liczba cząstek o określonych wielkościach w danym miejscu zależy od bardzo wielu czynników, ale głównie od pochodzenia pyłu zawieszonego w tym miejscu. Zatem także skład chemiczny cząstek zależy od pochodzenia pyłu w danym obszarze. Niezbędne wydaje się podjęcie badań, których wyniki pozwolą na ustalenie pochodzenia pyłu drobnego w większej liczbie obszarów miejskich i tłowych.

Summary

Proven effects of ambient aerosols on the environment. This study provides a review of available published works concerning effects of ambient aerosols on the environment. Pollution of atmospheric air is one of the most important health issues in all industrialised countries. Scientific research and epidemiological studies have demonstrated that it causes a number of serious health effects, such as: premature death, aggravation of asthma symptoms, acute reactions of the respiratory system, impaired function of the lungs (manifested e.g. through shallow breathing) and other negative impacts on the

environment. The degree of health hazard caused by inhaled particles and the extent of their influence on the environment (climate and visibility), besides their concentration in the air, depends on the size of the particles. The quantity of specific size particles in a given place depends on a number of factors, the main of them being the origin of the airborne dust in the particular area. It seems requisite to undertake research whose results will enable determination of the origin of fine dust in a larger number of urban and reference areas.

Authors' addresses:

Wioletta Rogula-Kozłowska
Patrycja Rogula-Kopiec
Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN
ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze
Poland
e-mail: wioletta.rogula-kozłowska@ipis.zabrze.pl
patrycja.rogula-kopiec@ipis.zabrze.pl

Grzegorz Majewski
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska
SGGW
Zakład Meteorologii i Klimatologii
ul. Nowoursynowska 166, 02-776 Warszawa
Poland
e-mail: grzegorz_majewski@sggw.pl