

Prof. Zdzisław Chłopek

Instytut Transportu Samochodowego w Warszawie

03–301 Warszawa, ul. Jagiellońska 80

E–mail: zdzislaw.chlopek@its.waw.pl

Badania zagrożenia środowiska cząstkami stałymi podczas eksploatacji pojazdów samochodowych

Słowa kluczowe: pyły, cząstki stałe, PM10, PM2.5, PM1, pojazdy samochodowe

Streszczenie. W pracy przedstawiono wyniki badań emisji frakcji pyłów PM10, PM2.5 i PM1. Do modelowania emisji frakcji cząstek stałych PM2.5 i PM1 wykorzystano wyniki badań empirycznych, przeprowadzonych na stacjach nadzorowania jakości powietrza w aglomeracji czeskiego miasta Brna. Wyniki modelowania emisji frakcji cząstek stałych PM2.5 i PM1 nie umożliwiły sformułowania jednoznacznych wniosków, co dowodzi konieczności statystycznego potraktowania badanego problemu. Stwierdzono jednak istotną zależność modeli emisji frakcji cząstek stałych od źródeł emisji pyłów i warunków ich rozprzestrzenia.

1. Wstęp

Zagrożenie środowiska przez pyły jest powszechnie znane. Szkodliwość pyłów dla zdrowia ludzi jest tematem wielu prac, dotyczących zarówno aspektów zdrowotnych [1, 10, 16, 18, 28, 31, 34, 35], jak i oceniających czynniki, mające wpływ na emisję pyłów [2, 3, 5–9, 11–15, 17, 19, 21, 22, 24, 27, 29]. Źródłami emisji pyłów są zarówno zjawiska naturalne, jak i działania cywilizacyjne. Do najważniejszych naturalnych źródeł emisji pyłów zalicza się przede wszystkim: wybuchy wulkanów, materiały osadowe, aerozole morskie, roślinne i zwierzęce, a także pożary lasów. W skali globalnej naturalne źródła emisji pyłów są dominujące, jednak w obszarach o szczególnie intensywnej działalności ludzi największy wpływ na zanieczyszczenie środowiska pyłami mają ich źródła antropogenne. Antropogennymi źródłami pyłów są właściwie wszystkie procesy produkcyjne i procesy spalania paliw. Istotną rolę w zagrożeniu środowiska pyłami, szczególnie w centrach wielkich aglomeracji miejskich, odgrywa motoryzacja.

Szkodliwość pyłów dla zdrowia ludzi jest zależna od składu chemicznego i mineralogicznego oraz budowy fizycznej cząstek pyłu, a także od wymiarów cząstek pyłów [2, 3, 6, 7, 17, 21, 22, 35]. W zależności od umownych wymiarów cząstek pyłu wyróżnia się [2, 3, 6, 7, 17, 21, 22, 35]:

- pył całkowity TSP (total suspended particles) – mieszaninę małych cząstek stałych o umownych wymiarach mniejszych niż 300 μm , zawieszonych w powietrzu (faza rozproszona układu dwufazowego ciało stałe – gaz),
- pył zawieszony PM10 – o umownych wymiarach mniejszych od 10 μm ,
- pył drobny PM2.5 – o umownych wymiarach mniejszych od 2,5 μm ,
- tzw. nanocząstki PM1 – o umownych wymiarach mniejszych od 1 μm , stanowiące pył praktycznie niewidzialny [24, 29].

Cząstki stałe o umownych średnicach większych niż 10 μm są zatrzymywane głównie w górnych drogach oddechowych, skąd są w znacznej części wydalane, cząstki PM10 (z wykluczeniem cząstek PM2.5) przenikają nawet do płuc i choć w płucach się nie kumulują, to gromadzą się w górnych drogach oddechowych. Cząstki stałe PM2.5 przenikają do najgłębszych partii płuc, gdzie są kumulowane. Cząstki stałe PM1 przenikają nawet do układu krwionośnego. Do szczególnie toksycznych cząstek stałych zalicza się pyły, zawierające

związki metali ciężkich oraz wielopierścieniowe związki organiczne – wiele z tych związków ma właściwości rakotwórcze [31, 35]

Oprócz negatywnego oddziaływania pyłów na zdrowie ludzi i zwierząt stwierdza się również szkodliwe wpływanie pyłów na rośliny oraz na glebę i wody. Wspólnie z dwutlenkiem siarki, tlenkiem węgla i innymi związkami pyły przyczyniają się do powstawania zjawiska smogu londyńskiego [2, 11]. Pyły mają również wpływ osłabiający na zjawisko cieplarniane w atmosferze [2, 11]. Należy także zwrócić uwagę na fakt, że pyły ograniczają widoczność, co ma wpływ na bezpieczeństwo ruchu drogowego.

Szkodliwość zanieczyszczeń powietrza ocenia się na podstawie emisji zanieczyszczeń – stężenia zanieczyszczeń rozproszonych w powietrzu, mierzonego na wysokości 1,5 m nad powierzchnią podłoża [26]. Przekroczenia dopuszczalnych emisji cząstek stałych PM10 są w państwach rozwiniętych gospodarczo jednymi z najczęściej występujących powodów podejmowania przez władze działań naprawczych, dotyczących jakości środowiska. Od 2009 r. w Unii Europejskiej obowiązuje również limitowanie emisji cząstek stałych PM2.5. W przyszłości planuje się także objęcie kontrolą emisji cząstek stałych PM1.

Ocena poszczególnych źródeł emisji pyłów ze względu na szkodliwość dla środowiska jest bardzo trudna, jako że badania jakości powietrza w poszczególnych miejscach obejmują wpływ wszystkich występujących źródeł. Ponadto na jakość powietrza mają wpływ również warunki rozprzestrzeniania zanieczyszczeń. Z tego powodu jest celowe prowadzenie badań porównawczych w miejscach, charakteryzujących się różnym udziałem źródeł emisji zanieczyszczeń i ich rozprzestrzeniania. Na podstawie analiz wyników takich badań istnieje możliwość wnioskowania o wpływie poszczególnych źródeł emisji zanieczyszczeń na stan jakości powietrza. Podstawową trudnością w tego rodzaju badaniach jest stosunkowo uboga sieć stacji nadzorowania jakości powietrza, prowadzących ciągle pomiary emisji kompletnej frakcji cząstek stałych, czyli – zgodnie z obecnym stanem – PM10, PM2.5 oraz PM1. W celu oceny wpływu poszczególnych źródeł emisji pyłów na emisję frakcji cząstek stałych jest dodatkowo konieczne wykonywanie pomiarów z częstotliwością, umożliwiającą identyfikację właściwości dynamicznych procesów opisujących zjawiska, będące przyczyną emisji pyłów, np. ruchu pojazdów samochodowych. Ocenia się, że do takich celów jest konieczne wykonywanie pomiarów z odstępem czasu co najwyżej 1 h. Również wymagania są stawiane czasowi badań, jest bowiem celowe uwzględnianie zmienności procesów determinujących emisję antropogenną pyłów, związanej z cyklem tygodniowym, a także zmienności wynikającej z pór roku. Dodatkowo badania długoterminowe mogą skutecznie przyczynić się do zmniejszenia wpływu na wyniki badań zakłóceń, związanych z czynnikami przypadkowymi, do których można zaliczyć warunki pogodowe. Jak wiadomo, fluktuacje czynników pogodowych mają w danym obszarze charakter normalny, w związku z czym ich wartość oczekiwana dąży do zera wraz z wydłużaniem się czasu obserwacji. W związku z tym jest celowe, aby pomiary były prowadzone w czasie co najmniej jednego roku.

Spośród licznych stacji nadzorowania jakości powietrza, jakie znajdują się w Europie, istnieją takie aglomeracje miejskie, w których znajduje się kilka stacji, umieszczonych w miejscach o zróżnicowanym charakterze źródeł emisji i rozprzestrzeniania zanieczyszczeń. Dodatkowo na stacjach tych jest prowadzone badanie kompletnej frakcji cząstek stałych oraz zanieczyszczeń, takich jak tlenki azotu i tlenek węgla, których emisję postuluje się jako związaną z emisją frakcji cząstek stałych [5–9, 12]. Taki zbiór stacji nadzorowania jakości powietrza znajduje się m.in. w aglomeracji czeskiego miasta Brna. W niniejszej pracy są wykorzystywane do analiz emisji frakcji cząstek stałych wyniki z trzech stacji nadzorowania jakości powietrza w Brnie.

Brno jest miastem na Morawach w Republice Czeskiej. Jest położone w południowo-wschodniej równinnej części kraju u zbiegu rzek Svratki i Svitavy. Liczba mieszkańców Brna wynosi ponad 400000 (2008 r.). Brno zajmuje powierzchnię o polu 230 km².

Stacje nadzorowania jakości powietrza są własnością Wydziału Ochrony Środowiska Magistratu miasta Brna. W badaniach wykorzystano wyniki pomiarów ze stacji: Svatoplukova, Zvonařka i Lány. Stacje te różnią się charakterem obszaru, na którym się znajdują. Stacje Svatoplukova i Zvonařka znajdują się przy dużych arteriach komunikacyjnych, szczególnie stacja Zvonařka, położona bezpośrednio przy ulicy. Stacja Lány jest położona w miejscu odległym od ruchliwych ulic. Na stacjach tych są dokonywane pomiary emisji m.in. cząstek stałych PM₁₀, PM_{2.5} i PM₁ oraz tlenków azotu i tlenku węgla co 1 h. W niniejszym opracowaniu nie są wykorzystywane wyniki badań emisji tlenków azotu i tlenku węgla, stosowane do opracowywania behawiorystycznych [4] modeli emisji cząstek stałych PM₁₀ [6–9], przekraczałyby to bowiem możliwości objętościowe publikacji. Wybór stacji jednak celowo uwzględniał możliwość rejestracji emisji tlenków azotu i tlenku węgla, dzięki czemu można uzyskać kompletne materiały do modelowania emisji poszczególnych frakcji cząstek stałych.

2. Modelowanie emisji cząstek stałych PM_{2.5} i PM₁

Stan zagrożenia środowiska można oceniać albo na podstawie bezpośrednich pomiarów emisji zanieczyszczeń, jednak ocena dotyczy w takim wypadku jedynie miejsca i czasu dokonywania pomiarów, a uogólnianie wyników badań nie zawsze jest dostatecznie uprawnione. Często wyniki długotrwałych badań w miejscach o typowych warunkach emisji zanieczyszczeń i ich rozprzestrzeniania uprawniają jednak do uogólniania wniosków. W takich wypadkach podstawą oceny zanieczyszczenia środowiska są wyniki badań oraz modelowania emisji zanieczyszczeń. W innych wypadkach zagrożenie środowiska ocenia się na podstawie znajomości emisji zanieczyszczeń i modelowania ich rozprzestrzeniania. Znajomość emisji zanieczyszczeń jest możliwa dzięki wynikom pomiarów i w tym wypadku występują te same ograniczenia jak w wypadku pomiarów emisji. Zupełnie inna sytuacja jest dla mobilnych źródeł emisji, np. samochodów. W tym wypadku jest możliwe tylko modelowanie emisji zanieczyszczeń. Ponieważ modelowanie emisji zanieczyszczeń stanowi podstawowe narzędzie w ocenie zagrożenia stanu środowiska w miejscach najbardziej narażonych, tzn. w centrach miast, tradycyjnie wszystkie rodzaje modelowania, związanego z emisją zanieczyszczeń, nazywa się modelowaniem emisji zanieczyszczeń, choć w wielu wypadkach formalnie modelowanie dotyczy emisji. Takie uproszczenie znajduje uzasadnienie w możliwości zwięzłego formułowania sądów, mimo że formalnie jest nieściśle.

Modelowanie emisji cząstek stałych PM₁₀ nie jest tematem niniejszej pracy, jednak jest nierozdzielnie związane z modelowaniem emisji cząstek stałych PM_{2.5} i PM₁. Modelowanie emisji cząstek stałych PM₁₀ ma bogatą literaturę [6–9, 12–15, 21, 22, 27]. Stosowane są dwie metody badań:

- modelowanie emisji cząstek stałych PM₁₀ na podstawie wiedzy o ruchu i właściwościach pojazdów i dróg – modele tworzone na zasadzie podobieństwa strukturalnego [4],
- modelowanie emisji cząstek stałych PM₁₀ na podstawie emisji tlenków azotu i tlenku węgla – modele tworzone na zasadzie podobieństwa funkcjonalnego (behawiorystyczne) [4].

Modele tworzone na zasadzie podobieństwa strukturalnego uwzględniają następujące źródła emisji cząstek stałych PM₁₀ [6, 7, 13–15, 27]:

- samochody,
- nawierzchnia dróg,
- zanieczyszczenia stałe znajdujące się na drodze – w postaci wzniesienia pyłów. Źródłami pyłów, pochodzących z samochodu, są [2, 3, 5–9, 13–15, 27]:
- silnik spalinowy – cząstki stałe są zawarte w spalinach [11, 23, 29],
- pary trące – przede wszystkim w układzie hamulcowym [2, 3] oraz w sprzęgle,
- ogumienie kół jezdnych,

– inne części samochodu, ulegające zużyciu eksploatacyjnemu.

Modele behawiorystyczne nie uwzględniają w jawny sposób źródeł emisji cząstek stałych, zarówno tych, które są związane z motoryzacją, jak i pozostałych. W modelach behawiorystycznych wykorzystuje się istotną statystyczną zależność emisji cząstek stałych i emisji innych zanieczyszczeń, przy czym w teorii i praktyce techniki motoryzacyjnej istnieje – przynajmniej częściowo – uzasadnienie takiej zależności, jak np. jednoczesne zwiększanie się emisji cząstek stałych z silników spalinowych i innych źródeł samochodu oraz emisji tlenu węgla i tlenków azotu w miarę zwiększania się prędkości samochodu i – w związku z tym – obciążenia silnika.

W modelach behawiorystycznych postuluje się zazwyczaj liniową zależność emisji cząstek stałych i innych zanieczyszczeń.

W ogólności wyniki analizy modeli zbudowanych na zasadzie podobieństwa strukturalnego nie mogą być porównywane z wynikami analizy modeli zbudowanych na zasadzie podobieństwa funkcjonalnego, jako że w modelach strukturalnych nie uwzględnia się w jawny sposób innych źródeł emisji pyłów niż związanych z ruchem pojazdów samochodowych. W rzeczywistości duża skala dowolności przyjmowania współczynników modeli strukturalnych, trudnych zazwyczaj do identyfikacji, powoduje, że to jest istotny powód nieporównywalności wyników analizy modeli strukturalnych i funkcjonalnych.

Frację cząstek stałych PM_{2.5} można traktować jako podzbiór frakcji PM₁₀. W związku z tym postuluje się liniową zależność emisji cząstek stałych PM_{2,5} – $I_{PM_{2,5}}$ od emisji cząstek stałych PM₁₀ – $I_{PM_{10}}$:

$$I_{PM_{2,5}} = k_{2,5-10} \cdot I_{PM_{10}} \quad (1)$$

gdzie: $k_{PM_{2.5-10}}$ – współczynnik modelu emisji cząstek stałych PM_{2.5}; $k_{PM_{2.5-10}} \in \langle 0;1 \rangle$

Podobnie jak w wypadku modelowania emisji cząstek stałych PM_{2.5}, cząstki stałe PM₁ można potraktować jako podzbiór cząstek stałych PM₁₀ i cząstek stałych PM_{2.5}. Emisję cząstek stałych PM₁ – I_{PM_1} można zatem modelować jako liniowo zależną od emisji cząstek stałych PM₁₀:

$$I_{PM_1} = k_{PM_1-10} \cdot I_{PM_{10}} \quad (2)$$

gdzie: k_{PM_1-10} – współczynnik modelu emisji cząstek stałych PM₁; $k_{PM_1-10} \in \langle 0;1 \rangle$

oraz jako liniowo zależną od emisji cząstek stałych PM_{2.5}:

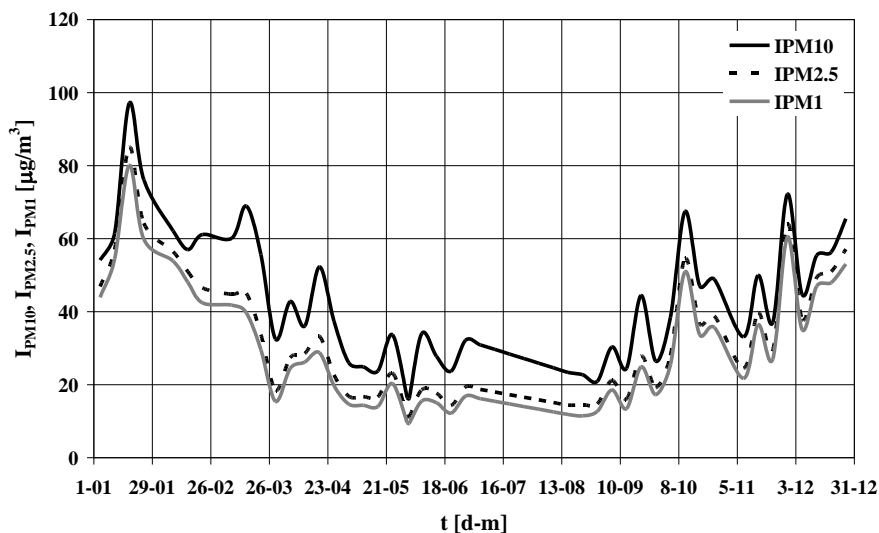
$$I_{PM_1} = k_{PM_1-2.5} \cdot I_{PM_{2.5}} \quad (3)$$

gdzie: $k_{PM_1-2.5}$ – współczynnik modelu emisji cząstek stałych PM₁; $k_{PM_1-2.5} \in \langle 0;1 \rangle$.

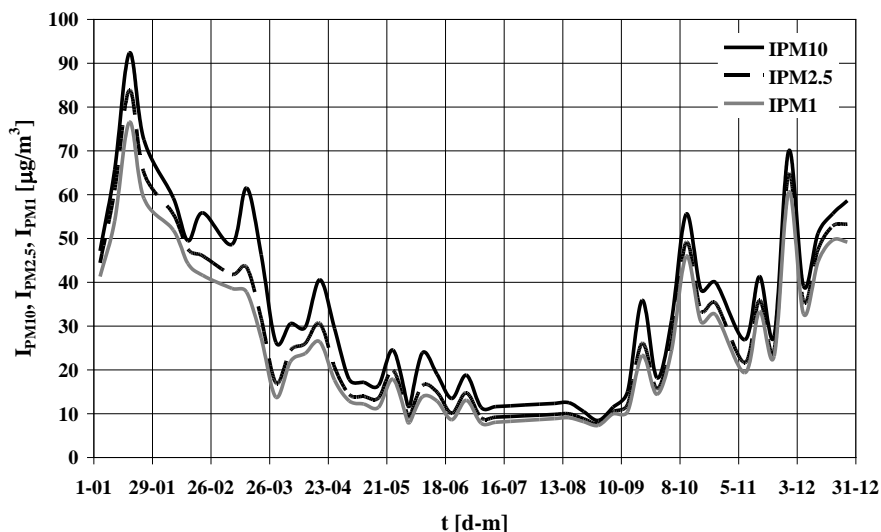
Identyfikacja modeli emisji cząstek stałych PM_{2.5} (1) i emisji cząstek stałych PM₁ (2 i 3) polega na wyznaczeniu współczynników modeli $k_{PM_{2.5-10}}$, k_{PM_1-10} i $k_{PM_1-2.5}$ na podstawie wyników badań empirycznych emisji frakcji cząstek stałych PM₁₀, PM_{2.5} i PM₁. Wyniki identyfikacji są w ogólności zależne od warunków emisji zanieczyszczeń i ich rozprzestrzeniania, a także od okresu dokonywania pomiarów.

3. Badania emisji cząstek stałych PM10, PM2.5 i PM1 na wybranych stacjach monitorowania jakości powietrza

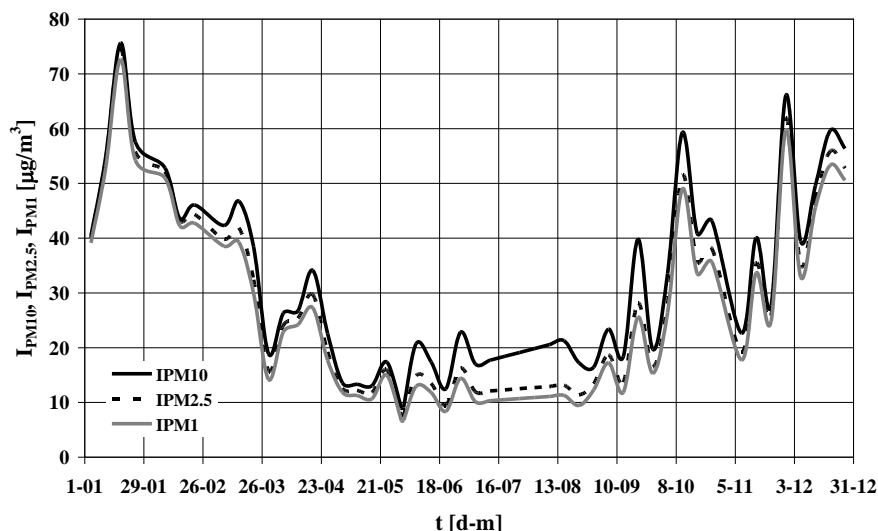
Badania na stacjach nadzorowania jakości powietrza w Brnie, wykorzystywane w niniejszej pracy, były dokonywane od 1 stycznia do 31 grudnia 2010 r. z odstępem próbkowania wynoszącym 1 h. Na wykresach 1–3 przedstawiono przebiegi emisji frakcji cząstek stałych dla wartości uśrednionych w okresie 1 tygodnia w dziedzinie czasu t , oznaczonego numerami dni – d i miesięcy – m.



Rys. 1. Przebieg emisji I cząstek stałych PM10, PM2.5 i PM1 na stacji nadzorowania jakości powietrza Brno–Svatoplukova



Rys. 2. Przebieg emisji I cząstek stałych PM10, PM2.5 i PM1 na stacji nadzorowania jakości powietrza Brno–Zvonařka

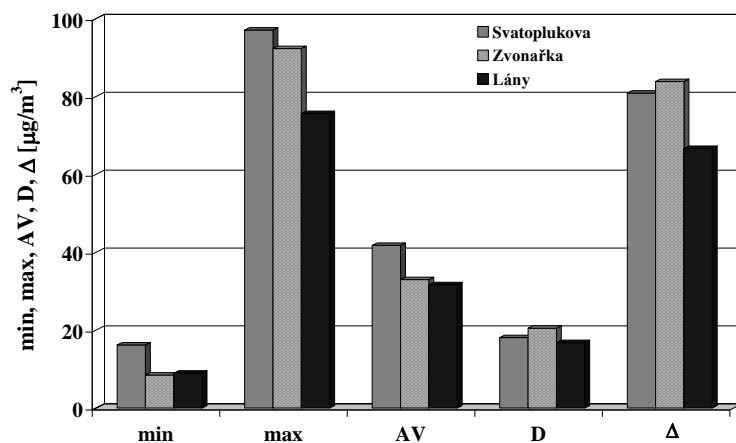


Rys. 3. Przebieg emisji i cząstek stałych PM10, PM2.5 i PM1 na stacji nadzorowania jakości powietrza Brno–Lány

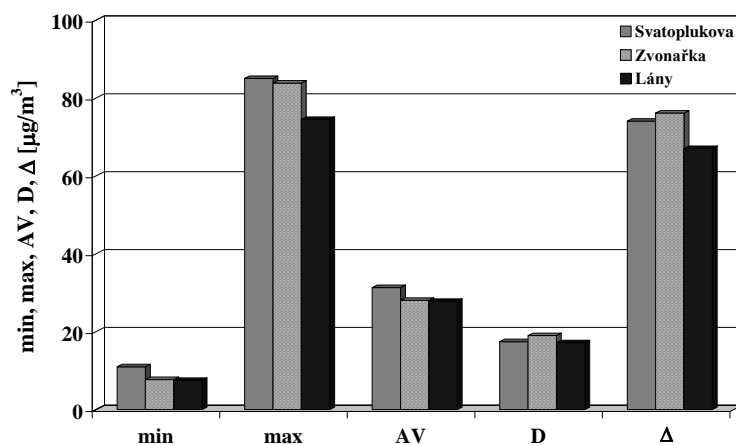
Przebiegi emisji frakcji cząstek stałych wskazują na silną zależność emisji od pór roku: znacznie większa jest emisja w zimnych porach roku. Również zauważa się zależności emisji frakcji cząstek stałych od dni tygodnia, co wskazuje na silny wpływ na tę emisję czynników cywilizacyjnych. Wyraźny jest wzajemny związek emisji poszczególnych frakcji, co uzasadnia przyjęcie modeli liniowych (1–3).

Na rysunkach 4–6 przedstawiono charakterystykę statystyczną badanych zbiorów emisji frakcji cząstek stałych¹: wartość minimalną, wartość maksymalną, wartość średnią, odchylenie standardowe i rozstęp.

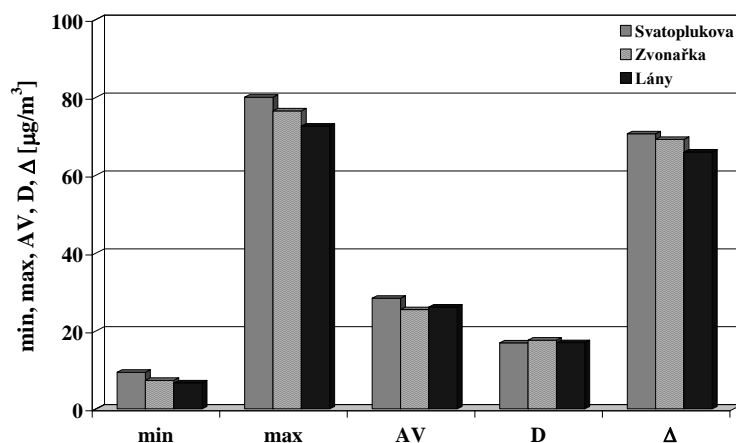
¹ W statystyce, szczególnie w komercyjnych zastosowaniach, stosuje się mało formalne nazewnictwo, nie zawsze będące w zgodzie ze sformalizowaną matematyką. W związku z tym określenia typu „wartość maksymalna” należy traktować jako „wartość największą”, a „wartość minimalna” jako „wartość najmniejszą”, nie są to bowiem wartości ekstremalne w sensie pojęć występujących w analizie matematycznej. Jednak ze względu na rozpowszechnienie tego typu nazw i możliwość uzyskania dzięki temu zwartości wypowiedzi w niniejszej pracy określenia te są w opisach używane.



Rys. 4. Charakterystyka statystyczna stężenia cząstek stałych PM10: min – wartość minimalna, max – wartość maksymalna, AV – wartość średnia; D – odchylenie standardowe, Δ – rozstęp



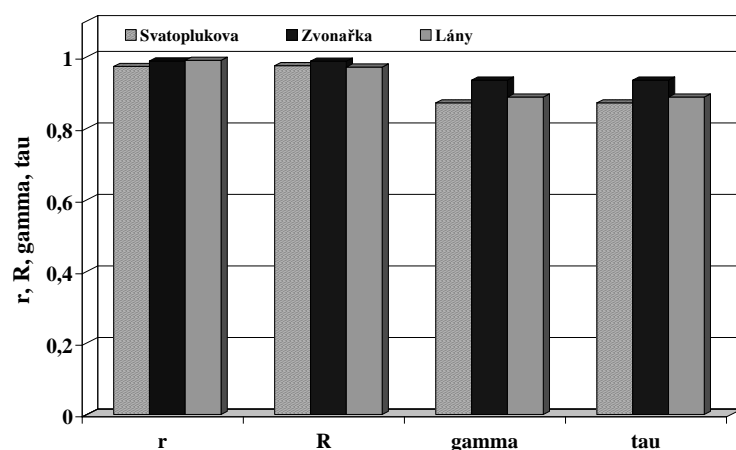
Rys. 5. Charakterystyka statystyczna stężenia cząstek stałych PM2.5: min – wartość minimalna, max – wartość maksymalna, AV – wartość średnia; D – odchylenie standardowe, Δ – rozstęp



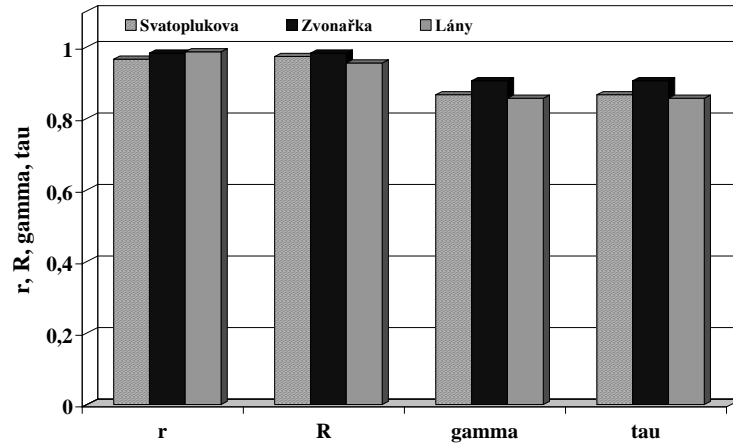
Rys. 6. Charakterystyka statystyczna stężenia cząstek stałych PM1: min – wartość minimalna, max – wartość maksymalna, AV – wartość średnia; D – odchylenie standardowe, Δ – rozstęp

Istnieją duże różnice ekstremalnych wartości emisji poszczególnych frakcji cząstek stałych. Najmniejsze wartości wielkości: wartości maksymalnej, średniej i minimalnej emisji poszczególnych frakcji są dla stacji Lány (oprócz wartości średniej emisji cząstek stałych PM1 i wartości minimalnej emisji cząstek stałych PM10, których wartości są bardzo zbliżone do wartości dla stacji Zvonařka). Interesującym wynikiem jest fakt, że największe wartości maksymalna i średnia emisji wszystkich frakcji występują na stacji Svatoplukova, położonej w obszarze o mniej intensywnym ruchu drogowym niż stacja Zvonařka.

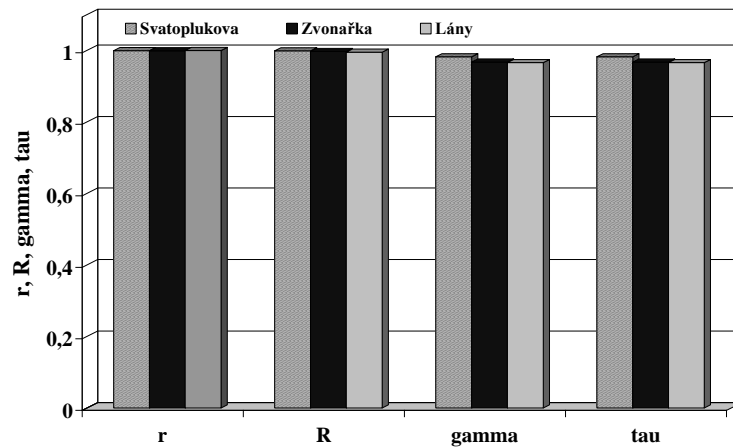
Z przebiegów emisji frakcji cząstek stałych wynika ich silna korelacja. Potwierdza to analiza korelacji. Analizę przeprowadzono z zastosowaniem teorii korelacji liniowej Pearsona [30] oraz metod nieparametrycznych [33]: korelacji rang Spearmana [32], korelacji tau Kendalla [20] i korelacji gamma Kruskala [25]. Na rysunkach 7–9 przedstawiono współczynniki korelacji Pearsona r , Spearmana R , Kendalla tau i Kruskala gamma między badanymi zbiorami.



Rys. 7. Współczynniki korelacji Pearsona r , Spearmana R , Kendalla tau i Kruskala gamma między zbiorami emisji cząstek stałych PM10 i PM2.5



Rys. 8. Współczynniki korelacji Pearsona r , Spearmana R , Kendalla τ i Kruskala γ między zbiorami imisji cząstek stałych PM_{10} i PM_1

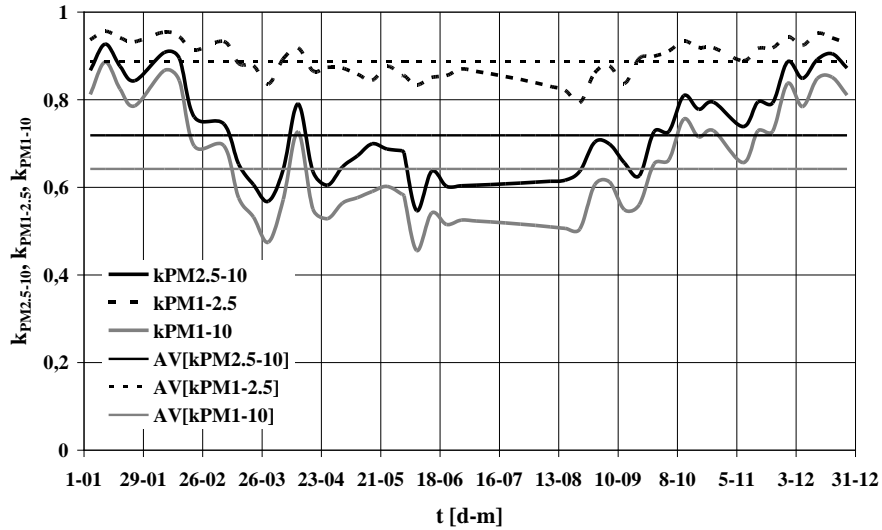


Rys. 9. Współczynniki korelacji Pearsona r , Spearmana R , Kendalla τ i Kruskala γ między zbiorami imisji cząstek stałych PM_1 i $PM_{2.5}$

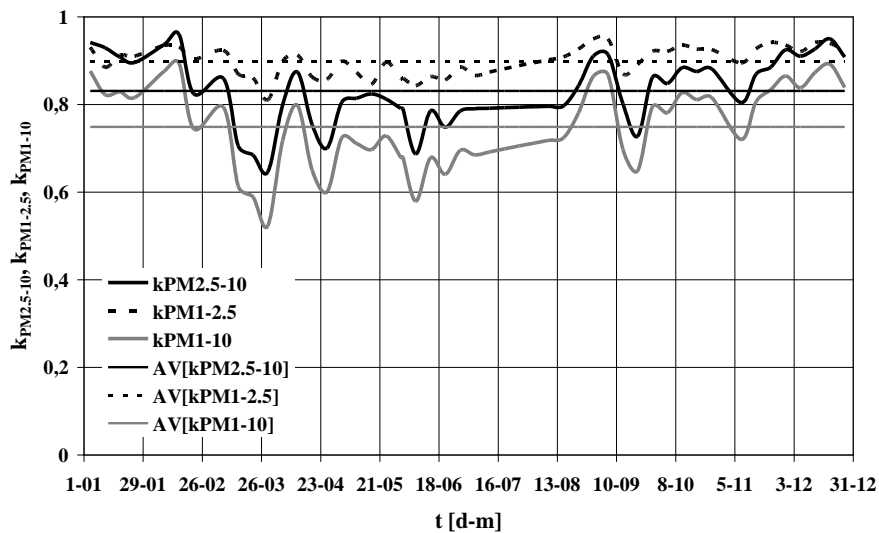
Prawdopodobieństwo nieodrzućenia hipotezy o braku korelacji między badanymi zbiorami jest we wszystkich wypadkach mniejsze od $1 \cdot 10^{-6}$. Wyniki analizy korelacji zbiorów imisji frakcji wymiarowych cząstek stałych w pełni uprawniają do formułowania sądu o silnej korelacji badanych zbiorów. Wartości współczynnika korelacji Pearsona dla poszczególnych zbiorów oraz prawdopodobieństwa nieodrzućenia hipotezy o braku korelacji wg Pearsona między badanymi zbiorami uzasadniają przyjęcie postulatu liniowych modeli imisji cząstek stałych $PM_{2.5}$ i PM_1 .

Na podstawie wyników badań empirycznych zidentyfikowano parametry modeli imisji cząstek stałych $PM_{2.5}$ i PM_1 .

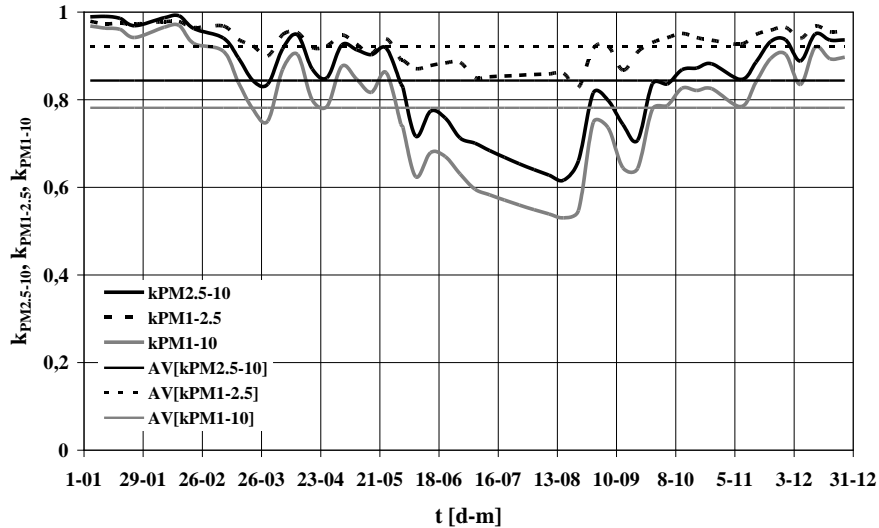
Na wykresach 10–12 przedstawiono przebiegi współczynnika modeli imisji cząstek stałych $PM_{2.5}$ i PM_1 oraz wartość średnią tych współczynników w okresie badań.



Rys. 10. Przebieg oraz wartość średnia AV współczynników k modeli emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1 na stacji nadzorowania jakości powietrza Brno–Svatoplukova



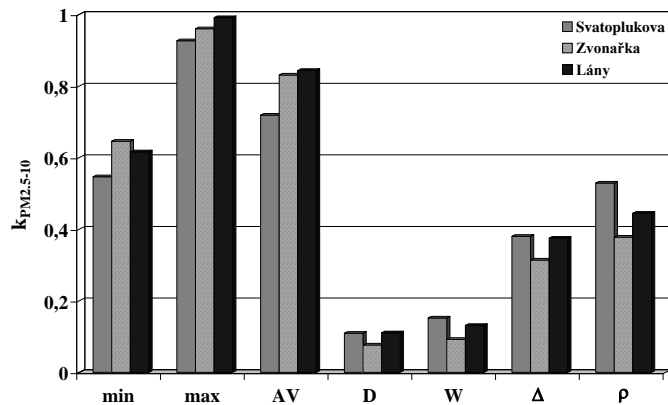
Rys. 11. Przebieg oraz wartość średnia AV współczynników k modeli emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1 na stacji nadzorowania jakości powietrza Brno–Zvonařka



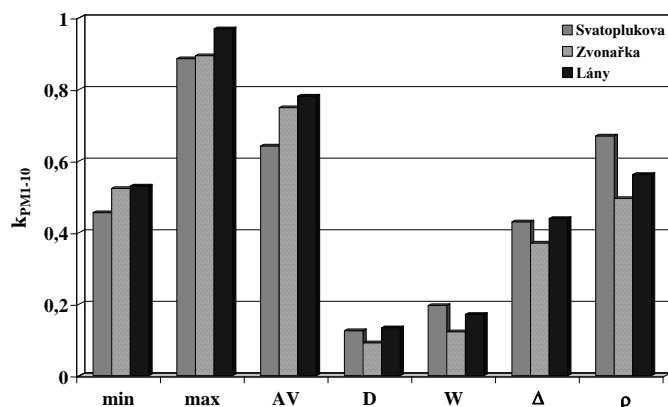
Rys. 12. Przebieg oraz wartość średnia AV współczynników k modeli emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1 na stacji nadzorowania jakości powietrza Brno–Lány

Istnieje wyraźna regularność polegająca na tym, że w miesiącach zimnych współczynniki modeli emisji frakcji cząstek stałych PM2.5 i PM1 są większe niż w miesiącach ciepłych, co oznacza większy udział cząstek drobnych w miesiącach zimnych.

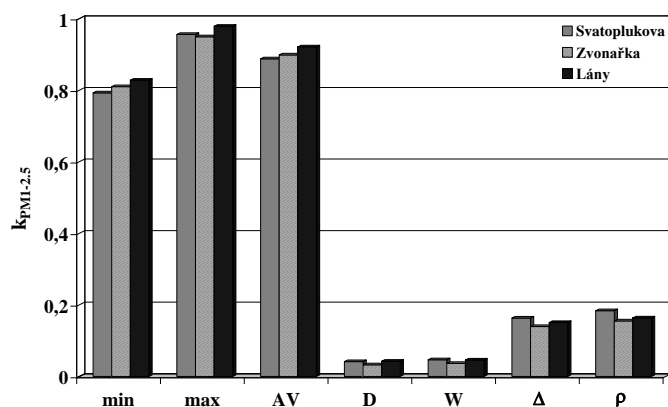
Na rysunkach 13–15 przedstawiono charakterystykę statystyczną parametrów modeli emisji frakcji cząstek stałych.



Rys. 13. Charakterystyka statystyczna współczynników modelu emisji cząstek stałych PM2.5: min – wartość minimalna, max – wartość maksymalna, AV – wartość średnia; D – odchylenie standardowe, W – współczynnik zmienności, Δ – rozstęp, ρ – stosunek rozstępu i wartości średniej



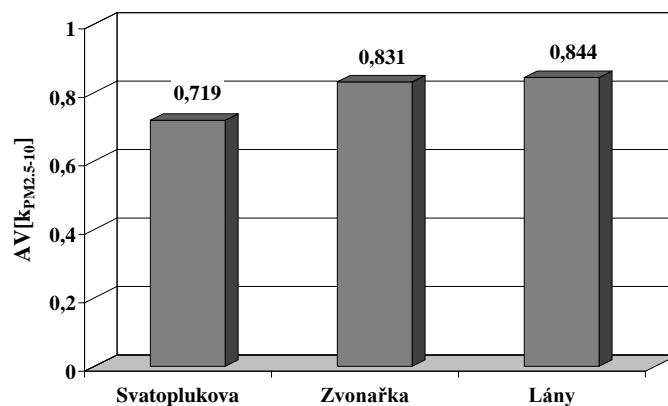
Rys. 14. Charakterystyka statystyczna współczynników modelu (2) emisji cząstek stałych PM1: min – wartość minimalna, max – wartość maksymalna, AV – wartość średnia; D – odchylenie standardowe, W – współczynnik zmienności, Δ – rozstęp, ρ – stosunek rozstępu i wartości średniej



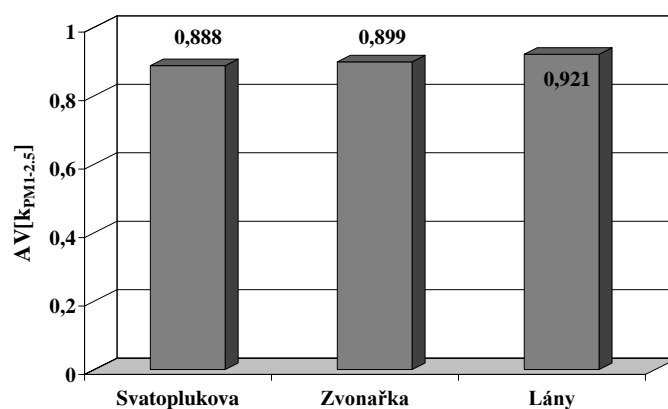
Rys. 15. Charakterystyka statystyczna współczynników modelu (3) emisji cząstek stałych PM1: min – wartość minimalna, max – wartość maksymalna, AV – wartość średnia; D – odchylenie standardowe, W – współczynnik zmienności, Δ – rozstęp, ρ – stosunek rozstępu i wartości średniej

Współczynnik zmienności oraz stosunek rozstępu i wartości średniej dla współczynników modeli jest znacznie mniejszy niż w wypadku zbiorów emisji. Współczynnik zmienności dla współczynników modeli jest rzędu (5 ÷ 20)%.

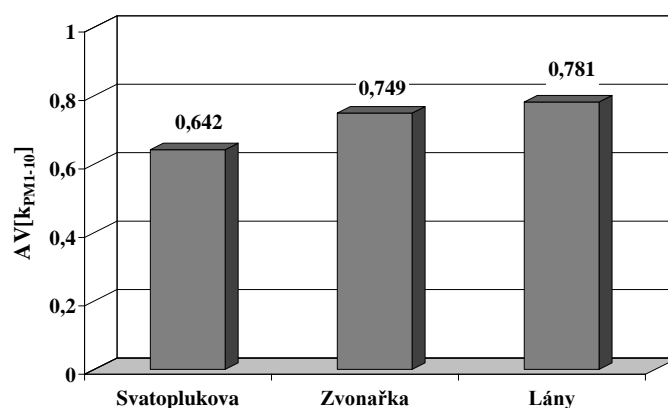
Porównano wartości średnie parametrów modeli emisji frakcji cząstek stałych – rysunki 16–18.



Rys. 16. Wartość średnia AV współczynników k modelu emisji cząstek stałych PM2.5



Rys. 17. Wartość średnia AV współczynników k modelu (2) emisji cząstek stałych PM1



Rys. 18. Wartość średnia AV współczynników k modelu (3) emisji cząstek stałych PM1

Wyznaczone wartości średnie współczynników modeli emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1 mieszczą się w granicach spotykanych w literaturze [21, 22].

Wyniki identyfikacji modeli emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1 nie mają jednoznacznej interpretacji, a można nawet powiedzieć, że są zastanawiające. Otóż wartości współczynników modeli dla stacji Zvonařka i Lány mają zbliżone wartości, szczególnie dla modeli emisji cząstek stałych PM2.5 oraz modelu (3) emisji cząstek stałych PM1. W wypadku

modelu (2) emisji cząstek stałych PM1 różnica współczynnika modelu dla stacji Lány i Svatoplukova jest większa niż dla stacji Zvonařka i Lány. Należało oczekiwać, że zbliżone wartości współczynników modeli powinny być dla stacji Zvonařka i Svatoplukova, albo dla stacji Svatoplukova i Lány, co wynika z warunków usytuowania tych stacji, szczególnie ze względu na ruch drogowy na ulicach położonych w pobliżu.

4. Podsumowanie

Pyły stanowią jedno z najpoważniejszych zagrożeń środowiska, szczególnie w centrach wielkich aglomeracji miejskich. Do oceny emisji poszczególnych frakcji pyłów wykorzystuje się wyniki badań empirycznych, prowadzonych na stacjach nadzorowania jakości powietrza, oraz wyniki modelowania emisji zanieczyszczeń. Do badania emisji poszczególnych frakcji pyłów wykorzystuje się modele emisji cząstek stałych PM10, zbudowane na zasadzie kryterium podobieństwa strukturalnego, i modele rozprzestrzeniania zanieczyszczeń oraz modele emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1, zbudowane na zasadzie podobieństwa funkcjonalnego.

Identyfikacja funkcjonalnych modeli emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1, wykonana na podstawie wyników pomiarów emisji frakcji cząstek stałych PM10, PM2.5 i PM1 w 2010 r. na trzech stacjach nadzorowania jakości powietrza w Brnie o zróżnicowanym charakterze źródeł emisji zanieczyszczeń i ich rozprzestrzeniania, umożliwiła sformułowanie następujących wniosków:

1. Zauważa się silną korelację między zbiorami emisji poszczególnych frakcji cząstek stałych na wszystkich stacjach.
2. Występuje silna zależność emisji frakcji cząstek stałych od pór roku: znacznie większa jest emisja w zimnych porach roku.
3. Również zauważa się zależności emisji frakcji cząstek stałych od dni tygodnia, co wskazuje na silny wpływ na tę emisję czynników cywilizacyjnych.
4. Wyraźny jest wzajemny związek emisji poszczególnych frakcji, co uzasadnia przyjęcie modeli liniowych emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1.
5. Istnieją duże różnice ekstremalnych wartości emisji poszczególnych frakcji cząstek stałych, co jest potwierdzone przez duże wartości współczynnika zmienności oraz stosunku rozstępu i wartości średniej.
6. Wyznaczone wartości średnie współczynników modeli emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1 mieszczą się w granicach spotykanych w literaturze [21, 22].
7. Istnieje wyraźna regularność polegająca na tym, że w miesiącach zimnych współczynniki modeli emisji frakcji cząstek stałych PM2.5 i PM1 są większe niż w miesiącach ciepłych, co oznacza większy udział cząstek drobnych w miesiącach zimnych.
8. Wyniki identyfikacji modeli emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1 nie mają jednoznacznej interpretacji. Nie uzyskano wyników jednoznacznie wskazujących na wpływ ruchu drogowego na skład frakcji wymiarowych cząstek stałych.

Niejednoznaczność uzyskanych wyników identyfikacji modeli emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1 wskazuje na konieczność szerszego potraktowania rozpatrywanego zagadnienia. Jest uzasadnione oczekiwanie, że na podstawie większego zbioru wyników badań empirycznych, obejmujących również wyniki ze stacji położonych w innych obszarach, istnieje możliwość sformułowania bardziej jednoznacznych i ogólnych wniosków. Mimo częściowo krytycznej oceny wyników badań modeli emisji cząstek stałych PM2.5 i PM1 można stwierdzić, że modelowanie frakcji wymiarowych cząstek stałych zgodnie z kryterium podobieństwa funkcjonalnego jest praktycznie jedyną skuteczną metodą badania zagrożenia środowiska przez pyły.

Piśmiennictwo

1. Canagaratna M.: Chase studies of particulate emissions from in-use New York City vehicles. *Aerosol Science and Technology* 2004; 38(6): 555–573.
2. Chłopek Z., Jakubowski A.: A study of the particulate matter emission from the braking systems of motor vehicles. *Eksplatacja i Niezawodność – Maintenance and Reliability* 2009; 4: 45–52.
3. Chłopek Z., Jakubowski A.: The examination of the reduction of particulate matter emission from motor vehicle braking systems. *Eksplatacja i Niezawodność – Maintenance and Reliability* 2010; 4: 29–36.
4. Chłopek Z., Piaseczny L.: Remarks about the modelling in science researches. *Eksplatacja i Niezawodność – Maintenance and Reliability* 2001; 4: 47–57.
5. Chłopek Z., Skibiński F.: Wprowadzenie do tematyki emisji cząstek stałych PM_{2,5} z transportu samochodowego. *Transport Samochodowy* 2010; 3: 73–87.
6. Chłopek Z., Żegota M.: Badania emisji cząstek stałych PM₁₀. Rozdział monografii „Edukacja ekologiczna. Podstawy działań naprawczych w środowisku”. Nałęczów: Polskie Towarzystwo Inżynierii Ekologicznej, 2004: 114–120.
7. Chłopek Z., Żegota M.: The emission of particulate matter PM₁₀ from vehicles. *Eksplatacja i Niezawodność – Maintenance and Reliability* 2004; 1: 3–13.
8. Chłopek Z.: Modele behawiorystyczne emisji cząstek stałych PM₁₀ ze źródeł transportu drogowego. *Zeszyty Naukowe Instytutu Pojazdów Politechniki Warszawskiej* 2011; 1: 111–118.
9. Chłopek Z.: Ocena stanu zagrożenia środowiska przez cząstki stałe PM_{2,5} ze źródeł transportu drogowego. *Zeszyty Naukowe Instytutu Pojazdów Politechniki Warszawskiej* 2011; 1: 101–110.
10. Christoforou C. S.: Trends in fine particle concentration and chemical composition in Southern California. *Journal of the Air & Waste Management Association* 2000; 50(1): 43–53.
11. Eastwood P.: *Particulate emissions from motor vehicles*. Chichester: John Wiley, 2008.
12. Environment Australia: *Emission estimation technique manual for aggregated emission from motor vehicles*. Version 1.0. Canberra, 2000.
13. EPA: Addendum to Emission Factor Documentation for AP-42, Section 11.2.5 and 11.2.6 (now 13.2.1). Paved Roads. Final Report. September 1997.
14. EPA: *Compilation of Air Pollutant Emission Factors AP-42, 5. Edition, Vol. I, Chapter 13, Section 13.2.1. Miscellaneous sources*. October 1997.
15. EPA: *Compilation of Air Pollution Emission Factors – AP 42, Emission Factor Documentation, Section 13.2.1, Paved Roads. Appendix C.1: Procedures for Sampling Surface Dust Loading and Appendix C.2: Procedures for Laboratory Analysis of Surface Loading Samples*. 1993.
16. Forsberg B. et al.: Comparative health impact assessment of local and regional particulate air pollutants in Scandinavia. *Journal of the Human Environment* 2005; 34(1): 11–19.
17. Harrison R. M., Jones A. M., Lawrence R. G.: Major component composition of PM₁₀ and PM_{2.5} from roadside and urban background sites. *Atmos. Environ* 2004; 38: 4531–4538.
18. Hoek G. et al.: Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 2002; 360:1203–1209.
19. Houthuijs D. et al.: PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations in central and eastern Europe: Results from the CESAR study. *Atmospheric Environment* 2001; 35: 2757–2771.
20. Kendall M.G.: A New measure of rank correlation. *Biometrika* 1938; 30: 81–89.

21. Keogh D. U., Ferreira L., Morawska L.: Development of a particle number and particle mass vehicle emissions inventory for an urban fleet. *Environmental Modelling & Software* 2009; Vol. 24, Issue 11: 2009 1323–1331.
22. Ketzel M. et al.: Estimation and validation of PM_{2.5}/PM₁₀ exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modeling. *Atmospheric Environment* 2007; Vol. 41, Issue 40: 9370–9385.
23. Kinney P.L. et al.: Airborne concentration of PM_{2.5} and diesel exhaust particles on Harlem sidewalks. A community – based pilot study. *Environmental Health Perspectives* 2000; 108: 213–218.
24. Kittelson D. B.: Engines and nanoparticles: A review. *J. Aerosol Sci.* 1998; Vol. 29, No. 5/6. Elsevier Science Ltd.: 575–588.
25. Kruskal H., Wallis W.A.: Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 1952; 47(260): 583–621.
26. Leksykon ekoinżynierii. Pod red. Gabriela Borowskiego. Warszawa: Polskie Towarzystwo Inżynierii Ekologicznej, 2010.
27. Lohmeyer A., Düring I.: Validierung von PM₁₀-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Staubbildung von Straßen, Lützner Straße in Leipzig. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Dresden über Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft. Radebeul: Februar 2001.
28. MacNee W., Donaldson K.: Exacerbations of COPD – environmental mechanism. *Chest* 2000; 117: 390–397.
29. Mayer A. et al.: Nanoparticle-emissions of EURO 4 and EURO 5 HDV compared to EURO 3 with and without DPF. *SAE Emissions Measurement and Testing* 2007: 335–43.
30. Pearson K.: On the theory of contingency and its relation to association and normal correlation. *Drapers' Company Research Memoirs. Biometric* 1904; Ser. I.
31. Schwartz J., Laden F., Zanobetti A.: The concentration–response relation between PM_{2.5} and daily deaths. *Environmental Health Perspectives* 2002; Vol. 110, No. 10: 1025–1029.
32. Spearman Ch.: The proof and measurement of association between two things. *Americal Journal of Psychology* 1904; 15: 72–101.
33. Wasserman L.: All of nonparametric statistics. Springer, 2007.
34. Wilkinson P. et al.: Case-control study of hospital admission with asthma in children aged 5–14 years: relation with road traffic in north west London. *Thorax* 1999; 54: 1070–1074.
35. Yuh-Shen Wu et al.: The measurements of ambient particulates (TSP, PM_{2.5}, PM_{2.5–10}), chemical component concentration variation, and mutagenicity study during 1998–2001 in central Taiwan. *Journal of Environmental Science and Health, Part C Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews* 2002; Vol. 20, Issue 1: 45–59.