

**mgr inż. Michalina Kamińska**

**System zdalnej oceny emisji związków szkodliwych  
spalin z pojazdów szynowych i drogowych**

*PRACA DOKTORSKA*

*Promotor:*  
dr hab. inż. Piotr Lijewski, prof. PP

Poznań 2023

## Streszczenie

W rozprawie doktorskiej przeprowadzono badania związków szkodliwych spalin w warunkach stacjonarnych oraz rzeczywistych. Pomiary przeprowadzono dla pojazdów osobowych wyposażonych w silniki zarówno o zapłonie iskrowym jak i samoczynnym oraz dla pojazdów szynowych. Badania obejmowały pomiary przy użyciu aparatury typu PEMS (*Portable Emission Measurement System*), w których wykorzystano cztery obiekty badawcze będące reprezentantami różnych grup maszyn. Wykorzystano dwa pojazdy osobowe, jeden wyposażony w silnik o zapłonie iskrowym, drugi o zapłonie samoczynnym oraz dwa pojazdy szynowe o silnikach zasilanych olejem napędowym. W pracy opisano zagadnienia dotyczące wpływu zanieczyszczeń powietrza na środowisko oraz na zdrowie oraz długość życia ludzi. W następnym etapie szczegółowo omówiono przepisy legislacyjne zarówno dla pojazdów osobowych jak i pojazdów szynowych obowiązujące w Europie. W dalszej części pracy przeprowadzono szczegółową analizę dotyczącą badań związków szkodliwych spalin z pojazdów różnych kategorii. W rozdziale tym zwrócono uwagę na konieczność realizacji pomiarów w warunkach rzeczywistych oraz wskazano problem jakim jest ograniczanie się do badań jedynie nowych pojazdów. Na tej podstawie sformułowano problemy badawcze, oraz postawiono cel pracy. Celem było przeprowadzenie badań na podstawie których następnie została wyznaczona procedura do rzetelnej i nieinwazyjnej oceny stężeń związków szkodliwych spalin z różnych typów pojazdów w ruchu, potwierdzonej badaniami zgodnymi rzeczywistymi warunkami eksploatacji (RDE – *Real Driving Emissions*). Pierwszy problem badawczy dotyczył tego, czy na podstawie analizy stężeń związków szkodliwych spalin z pojazdów, mierzonych przy użyciu aparatury typu PEMS można uzyskać silną korelację z wynikami uzyskanymi podczas pomiarów teledetekcyjnych. Drugi problem badawczy polegał natomiast na określeniu wartości dopuszczalnych stężeń związków szkodliwych spalin podczas badań przy użyciu bramy emisyjnej oraz zdefiniowaniu warunków, w których powinien odbyć się pomiar.

Badania dla pojazdów osobowych podzielono na cztery etapy pomiarowe. Pierwszym z nich były badania laboratoryjne przy wykorzystaniu aparatury typu PEMS, którą w następnym etapie zainstalowano na pojeździe i przeprowadzono badania w rzeczywistych warunkach eksploatacji. Kolejne dwa pomiary obejmowały badania przy wykorzystaniu bramy emisyjnej, czyli modułowego urządzenia do szybkiej oceny emisyjności pojazdów drogowych i szynowych. Trzeci etap przeprowadzony został w warunkach laboratoryjnych, na specjalnie zbudowanym stanowisku badawczym, natomiast ostatni etap obejmował pomiary w warunkach ruchu drogowego. W przypadku pojazdów szynowych, badania podzielono na dwa etapy przeprowadzone w warunkach rzeczywistych. Testy przeprowadzono zarówno przy wykorzystaniu aparatury typu PEMS jak i bramy emisyjnej. Pomiary zanieczyszczeń pojazdów osobowych przeprowadzono na specjalnie dobranej trasie badawczej obejmującej ściśle centrum miasta. Autobusy szynowe przebadano natomiast na trasach ich normalnej eksploatacji. Wszystkie badania obejmowały pomiar związków szkodliwych spalin takich jak – dwutlenek węgla, tlenek węgla, węglowodory, tlenek azotu oraz cząstki stałe.

Zgodnie ze strukturą pracy, w dalszej kolejności przeprowadzono różnego rodzaju analizy otrzymanych wyników pomiarów. Badania wstępne obejmowały pomiar stężeń związków

szkodliwych spalin z pojazdów osobowych i szynowych przy użyciu aparatury typu PEMS. Na tym etapie wykonano charakterystyki rozkładu stężeń związków szkodliwych spalin w funkcji prędkości i przyspieszenia badanych obiektów. Dla pojazdów osobowych przeprowadzono również analizy rozproszenia spalin za pojazdem zarówno w warunkach laboratoryjnych jak i dynamicznych. Wykonane pomiary potwierdzić miały możliwość wykonywania badań spalin rozproszonych, dzięki czemu można było potwierdzić lub zaprzeczyć słuszności wykorzystywania bramy emisyjnej do pomiarów teledetekcyjnych. Analizy przyczyniły się również do ustalenia warunków realizacji takowego pomiaru. W kolejnym etapie przeprowadzono pomiary stężeń związków szkodliwych spalin przy użyciu bramy emisyjnej. Badania w warunkach rzeczywistych obejmowały pomiary licznych grup pojazdów charakteryzujących się różnymi normami emisji spalin oraz różnym stopniem wyeksploatowania (pojazdy osobowe – około 70, pojazdy szynowe – około 100). Na podstawie otrzymanych wyników możliwe było statystyczne określenie wartości granicznej do wykrywania największych emiterów przy użyciu bramy emisyjnej. W przypadku pojazdów osobowych wykonano również badania w warunkach stacjonarnych na podstawie których możliwe było określenie korelacji między badaniami przy użyciu aparatury różnego typu. Każdy z rozdziałów zakończono podsumowaniem, gdzie zestawiono i porównano otrzymane wartości. W przedostatnim punkcie rozprawy doktorskiej przedstawiono propozycję autorskiej procedury badawczej pomiarów z wykorzystaniem bramy emisyjnej zarówno dla pojazdów osobowych jak i szynowych. Na podstawie wcześniej przedstawionych rozważań sformułowano wytyczne dotyczące warunków otoczenia, warunków pomiarów oraz wartości granicznych, które ustalono na podstawie rozkładu normalnego oraz wykorzystaniu reguły trzech sigm. W podsumowaniu zawarto wnioski ogólne, szczegółowe, metodyczne, utylitarne, a także zaproponowano kierunki dalszych działań.

## **Abstract**

In this doctoral dissertation, research on the compounds of harmful exhaust gases in stationary and real conditions was carried out. Measurements were carried out for passenger vehicles equipped with both spark-ignition and compression-ignition engines and for rail vehicles. The tests included measurements using PEMS (Portable Emission Measurement System) apparatus, in which four test objects representing various groups of machines were used. Two passenger vehicles were used, one equipped with a spark-ignition engine, the other with a self-ignition engine, and two rail vehicles with diesel engines. The paper describes issues related to the impact of air pollution on the environment and on human health and life expectancy. In the next stage, the legislative provisions for both passenger cars and rail vehicles applicable in Europe were discussed in detail. In the further part of the work, a detailed analysis of the study of harmful exhaust compounds from vehicles of various categories was carried out. This chapter draws attention to the need to carry out measurements in real conditions and indicates the problem of limiting testing to new vehicles only. On this basis, research problems were formulated and the aim of the work was set. The aim of the conducted research was to prepare a procedure for a reliable and non-invasive assessment of the concentrations of harmful exhaust compounds from various types of vehicles in motion, confirmed by tests consistent with real driving conditions. The first research problem concerned whether, based on the analysis of concentrations of harmful compounds in vehicle exhaust gases, measured using PEMS-type equipment, a strong correlation with the results obtained during remote sensing measurements can be obtained. The second research problem was to determine the permissible concentrations of harmful exhaust gas compounds during tests using an emission gate and to define the conditions under which the measurement should take place.

Tests for passenger vehicles were divided into four measurement blocks. The first of them were laboratory tests using PEMS equipment, which was then installed on the vehicle and tested in real operating conditions. The next two measurement blocks included tests using the emission gate. The third stage was carried out stationary on a specially built test stand, while the last block included measurements in road traffic conditions. In the case of rail vehicles, due to logistical and economic constraints, the tests were divided into two blocks, carried out in real conditions. The tests were carried out using both the PEMS type apparatus and the emission gate. Measurements of pollution of passenger vehicles were carried out on a specially selected research route covering the very center of the city. Rail buses, on the other hand, were tested on the routes of their normal operation. All tests included the measurement of harmful exhaust compounds such as carbon dioxide, carbon monoxide, hydrocarbons, nitrogen oxide and particulate matter.

According to the structure of the work, various types of analyzes of the obtained measurement results were then carried out. Preliminary research included the measurement of concentrations of harmful compounds in exhaust gases from passenger cars and rail vehicles using PEMS equipment. At this stage, the characteristics of the distribution of concentrations of harmful compounds in exhaust gases as a function of the velocity and acceleration of the tested objects were made. For passenger cars, exhaust gas dispersion analyzes were also carried out behind the vehicle, both in stationary and dynamic conditions. The measurements



performed were to confirm the possibility of conducting diffuse exhaust gas tests, thanks to which it was possible to confirm or deny the validity of using the emission gate for remote sensing measurements. The analyzes were also to contribute to the determination of the conditions for the implementation of such a measurement. In the next stage, concentrations of harmful exhaust gas compounds were measured using an emission gate. Tests in real conditions included measurements of numerous groups of vehicles characterized by different emission standards and various degrees of exploitation (passenger vehicles – about 70, rail vehicles – about 100). Based on the obtained results, it was possible to statistically determine the limit value for capturing the largest emitters using the emission gate. In the case of passenger vehicles, tests were also carried out in stationary conditions on the basis of which it was possible to determine the correlation between tests using various types of apparatus. Each chapter ended with a summary, where the obtained values were summarized and compared. In the penultimate section of the doctoral dissertation, a proposal for an original research procedure for remote sensing measurements using an emission gate for both passenger and rail vehicles was presented. Based on the previously presented considerations, guidelines were formulated regarding ambient conditions, measurement conditions and limit values, which were established on the basis of normal distribution and the use of the three-sigma rule. The summary contains general, detailed, methodological and utilitarian conclusions, as well as proposed directions for further actions.

## Spis treści

Streszczenie .....	2
Wykaz najważniejszych skrótów i oznaczeń .....	8
1. Wstęp.....	10
2. Europejskie regulacje prawne dotyczące emisji spalin .....	18
2.1. Przepisy dotyczące pojazdów osobowych .....	18
2.2. Przepisy dotyczące pojazdów szynowych .....	24
3. Analiza literatury dotyczącej badań związków szkodliwych spalin z pojazdów różnych kategorii.....	27
4. Cel i zakres pracy .....	33
5. Metodyka badań .....	36
5.1. Program badań .....	36
5.2. Obiekty badawcze .....	41
5.3. Aparatura pomiarowa.....	43
5.3.1. Aparatura typu PEMS .....	43
5.3.2. Brama emisyjna.....	48
5.4. Trasy badawcze.....	57
6. Badania stężeń związków szkodliwych spalin pojazdów osobowych i ich rozproszenia przy użyciu aparatury typu PEMS .....	58
6.1. Uwagi ogólne .....	58
6.2. Analiza rozproszenia spalin za pojazdem .....	58
6.3. Analiza stężeń związków szkodliwych spalin .....	62
6.4. Analiza rozkładu stężeń związków szkodliwych spalin w funkcji prędkości i przyspieszenia pojazdów.....	66
6.5. Porównanie analiz dotyczących wskaźników ekologicznych badanych obiektów .....	74
7. Badanie stężeń związków szkodliwych spalin pojazdów szynowych przy użyciu aparatury typu PEMS .....	84
7.1. Uwagi ogólne .....	84
7.2. Analiza rozkładu stężeń związków szkodliwych spalin w funkcji prędkości i przyspieszenia pojazdów.....	84
7.3. Podsumowanie analiz stężeń związków szkodliwych pojazdów szynowych .....	88
8. Badanie stężeń związków szkodliwych spalin pojazdów osobowych przy użyciu bramy emisyjnej.....	91
8.1. Uwagi ogólne .....	91
8.2. Analiza występujących korelacji między wynikami uzyskanymi przy użyciu bramy emisyjnej oraz aparatury typu PEMS .....	91
8.3. Analiza średnich wartości stężeń analizowanych związków szkodliwych spalin .....	97
8.4. Podsumowanie analiz dotyczących stężeń związków szkodliwych spalin badanych obiektów .....	98

9. Badanie stężeń związków szkodliwych spalin pojazdów szynowych przy użyciu bramy emisyjnej.....	100
9.1. Uwagi ogólne .....	100
9.1. Analiza średnich wartości stężeń analizowanych związków szkodliwych spalin ...	100
9.2. Podsumowanie analiz dotyczących wskaźników ekologicznych badanych obiektów .	101
10. Propozycja autorskiej procedury badawczej pomiarów teledetekcyjnych z wykorzystaniem bramy emisyjnej dla pojazdów osobowych i szynowych.....	103
10.1. Uwagi ogólne.....	103
10.2. Warunki otoczenia .....	103
10.3. Warunki pomiarów .....	105
10.4. Wartości graniczne .....	106
11. Podsumowanie i wnioski.....	113
12. Literatura .....	116

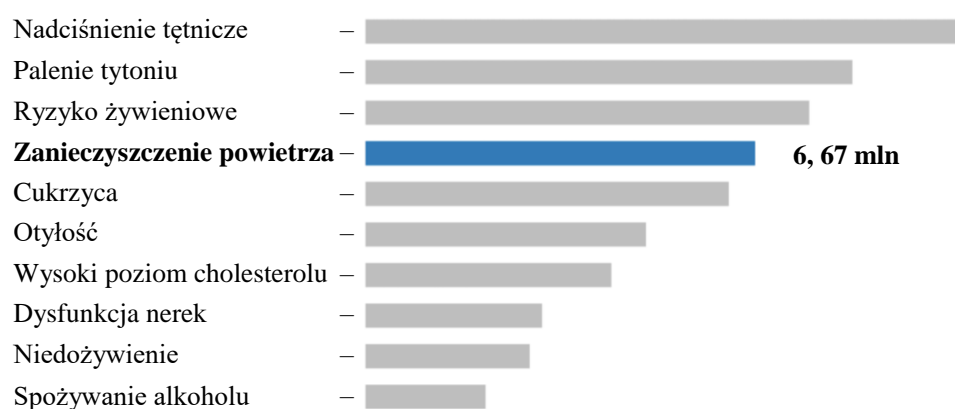
## Wykaz najważniejszych skrótów i oznaczeń

- a** – *acceleration* – przyspieszenie
- CAN** – *Controller Area Network* – szeregowa magistrala komunikacyjna
- CEPIK** – Centralna Ewidencja Pojazdów i Kierowców
- CF** – *Conformity Factor* – współczynnik zgodności emisji zanieczyszczeń
- CO** – *Carbon Monoxide* – tlenek węgla
- CO<sub>2</sub>** – *Carbon Dioxide* – dwutlenek węgla
- CVS** – *Constant Volume Sample* – układ rozcieńczający gazy wylotowe o stałym natężeniu przepływu
- DI** – *Direct Injection* – wtrysk bezpośredni
- DPF** – *Diesel Particulate Filter* – filtr cząstek stałych silników ZS
- EEA** – *European Environment Agency* – Europejska Agencja Środowiska
- EEPS** – *Engine Exhaust Particulate Sizer* – przyrząd do pomiaru cząstek stałych firmy TSI
- FID** – *Flame Ionization Detector* – analizator płomieniowo-jonizacyjny
- GBD** – *Global Burden of Disease Study* – Globalne Obciążenie Chorobami
- GPS** – *Global Positioning System* – globalny system pozycjonowania
- HC** – *Hydrocarbons* – węglowodory
- IARC** – *Agency for Research on Cancer* – Międzynarodowa Agencja Badań nad Rakiem
- ICCT** – *International Council on Clean Transportation* – Międzynarodowa Rada ds. Czystego Transportu
- LAN** – *Local Area Network* – lokalna sieć komputerowa
- MSS** – *Micro Soot Sensor* – przyrząd do pomiaru cząstek stałych firmy AVL
- n** – prędkość obrotowa wału korbowego
- NDIR** – *Non-Dispersive Infra Red* – niedyspersyjny na promienie podczerwone
- NDUV** – *Non-Dispersive Ultraviolet* – niedyspersyjny na promienie ultrafioletowe
- NO<sub>x</sub>** – *Nitrogen Oxides* – tlenki azotu
- NMHC** – *Non-Methane Hydrocarbons* – węglowodory niemietanowe
- NMHCE** – *Non-Methane Hydrocarbons Equivalent* – całkowity równoważnik węglowodorów niemietanowych
- NRE** – *Engines for Non-road Mobile Machinery* – silniki do maszyn mobilnych nieporuszających się po drogach

- NRS** – *Spark Ignition Engines for Non-road Mobile Machinery* – silniki do maszyn mobilnych nieporuszających się po drogach
- NRMM** – *Non-Road Mobile Machinery Emissions* – pozadrogowe maszyny mobilne
- NRSC** – *Non-Road Stationary Cycle* – stacjonarny cykl dla maszyn pozadrogowych dotyczący normy Stage I, II, III A, III B i IV
- NRTC** – *Non-Road Transient Cycle* – niestacjonarny cykl dla maszyn pozadrogowych dotyczący Stage IIIB i IV
- PEMS** – *Portable Emissions Measurement System* – mobilne urządzenie do pomiarów emisji spalin
- PM** – *Particulate Matter* – cząstki stałe
- PN** – *Particle Number* – liczba cząstek stałych
- RDE** – *Real Driving Emissions* - rzeczywista emisja spalin w warunkach drogowych
- RLL** – *Railway Locomotives* – lokomotywy kolejowe
- RLR** – *Railway Railcars* – wagony kolejowe
- SCR** – *Selective Catalytic Reduction* - selektywna redukcja katalityczna
- THC** – *Total Hydrocarbons* – suma węglowodorów niemetanowych i metanu
- V** – *velocity* – prędkość pojazdu
- WHO** – *World Health Organization* – Światowa Organizacja Zdrowia
- ZI** – zapłon iskrowy
- ZS** – zapłon samoczynny

## 1. Wstęp

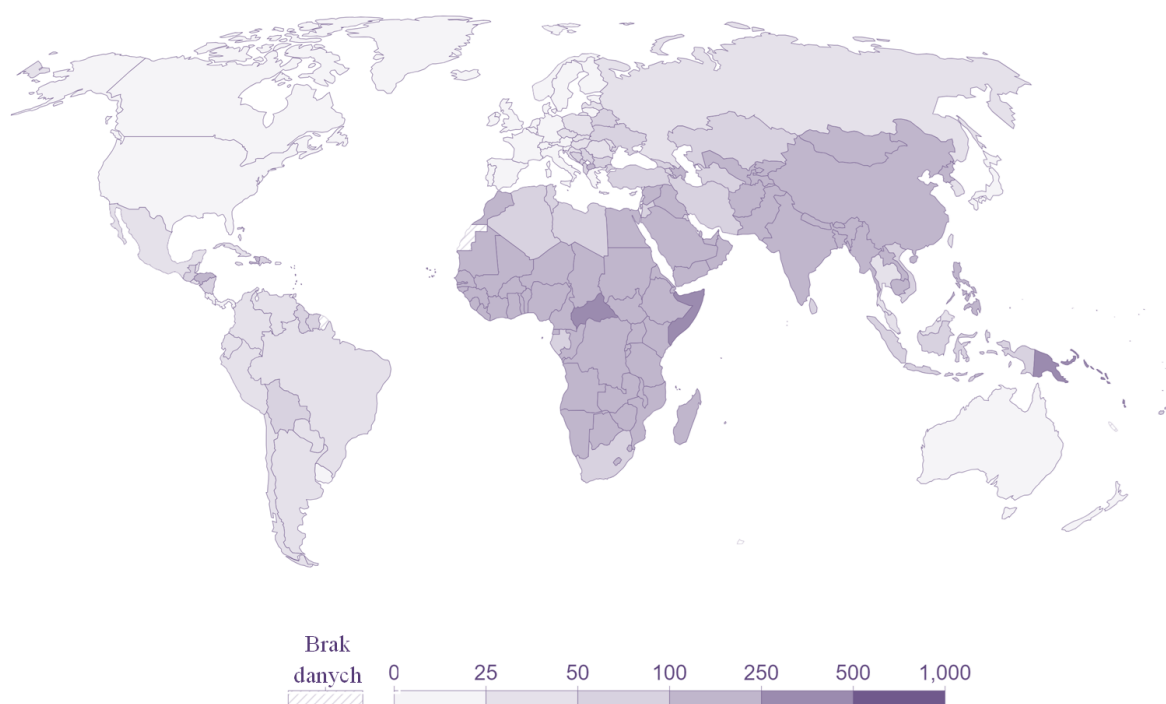
Raport o stanie globalnego powietrza „*State of Global Air*” opracowany przez amerykańskie organizacje badawcze – *Health Effects Institute* i *Institute for Health Metrics and Evaluation* zawiera informacje dotyczące jakości powietrza. Jest to zbiór danych i analiz dotyczących zanieczyszczeń powietrza i jego skutków zdrowotnych. Raport również prezentuje analizy dotyczące wpływu zanieczyszczeń powietrza na długość życia. W ostatnim z opublikowanych raportów w 2019 roku podaje się, że zanieczyszczenie powietrza było czwartym wiodącym czynnikiem ryzyka przedwczesnej śmierci na całym świecie. Szacuje się, że przyczyniło się ono do 6,67 mln zgonów w ciągu roku, co stanowi prawie 12% ich globalnej liczby (rys. 1.1). Jest to główny środowiskowy czynnik ryzyka przedwczesnej śmierci, a jego łączny wpływ przewyższa jedynie wysokie ciśnienie krwi (10,8 mln), palenie tytoniu (8,71 mln) oraz ryzyko żywieniowe (7,94 miliona). Każdego roku znacznie więcej ludzi na całym świecie umiera w wyniku narażenia na zanieczyszczenie powietrza niż w wyniku kolizji drogowych, których liczbę szacuje się na 1,28 miliona. Przyczynia się ono również do większej ilości zgonów niż takie czynniki jak niedożywienie, spożywanie alkoholu czy brak aktywności fizycznej [60, 61].



Rys. 1.1. Przyczyny ogólnej liczby zgonów na świecie w 2019 roku [61]

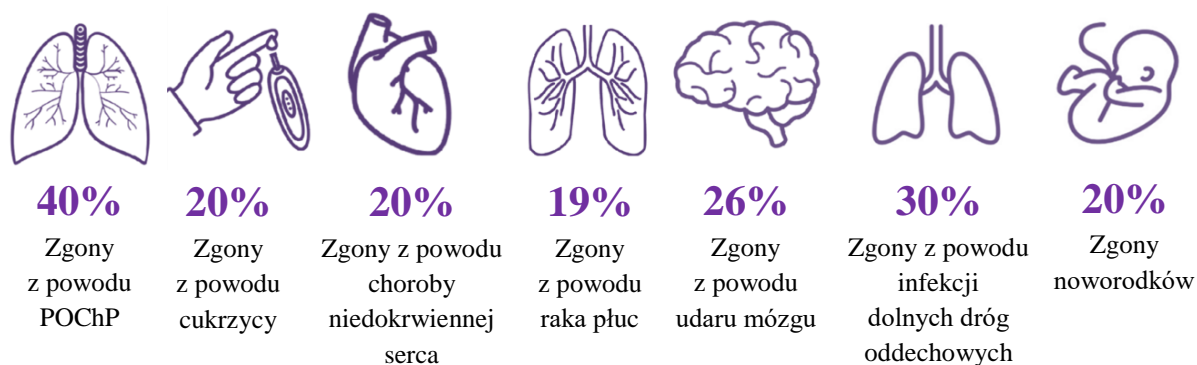
Zanieczyszczenie powietrza jest problemem zdrowotnym i środowiskowym we wszystkich krajach świata, różni się jedynie stopniem nasilenia (rys. 1.2). Najbardziej narażoną grupą ludzi na skutki złego stanu powietrza są dzieci, kobiety w ciąży, a także osoby starsze oraz osoby z chorobami serca lub płuc. Ponad 90% ludności nadal żyje na obszarach, w których stężenie  $PM_{2,5}$  przekracza normy WHO (*World Health Organization*) dotyczące czystości powietrza. Liczne obecnie dostępne badania [60, 61] wykazały niezaprzeczalnie, że zarówno krótkoterminowe jak i długoterminowe narażenie na zanieczyszczone powietrze może przyczynić się do poważnych skutków zdrowotnych. Mogą to być choroby tymczasowe lub przewlekłe, łagodne lub wyniszczające a także śmiertelne. Krótkotrwałe narażenie trwające od kilku godzin do kilku dni może przyczynić się do podrażnienia uszu, nosa i gardła. Objawy ustępują zwykle wraz ze zmniejszeniem poziomu zanieczyszczenia powietrza. Może ono również prowadzić do pogorszenia stanu dolnych dróg oddechowych, a także powodować choroby przewlekłe, takie jak alergie, astma czy przewlekła obturacyjna choroba płuc (POChP) i zapalenie oskrzeli. U osób z chorobami serca krótkotrwałe narażenie na  $PM_{2,5}$  może prowadzić do arytmii,

zawałów, a nawet śmierci. Jeśli chodzi natomiast o długotrwałą ekspozycję na zanieczyszczenia powietrza, trwającą od kilku miesięcy do kilku lat, to zwiększa ona ryzyko przedwczesnej śmierci z powodu przewlekłych chorób serca, chorób układu oddechowego, infekcji płuc, raka płuc, cukrzycy oraz innych problemów zdrowotnych. Dodatkowo, należy wspomnieć o tym, że coraz więcej dowodów naukowych wskazuje, że przebywanie kobiet w ciąży w warunkach zanieczyszczonego powietrza może przyczynić się do przedwczesnych porodów, co naraża noworodki na wysokie ryzyko innych poważnych chorób i śmiertelności. Liczne badania sugerują również, że zanieczyszczenie powietrza może mieć skutki neurologiczne u dzieci oraz powodować choroby neurodegeneracyjne w wieku dorosłym. Biorąc pod uwagę te skutki, ekspozycja na zanieczyszczenia powietrza może znacznie skrócić oczekiwaną długość życia [60, 61, 181].



Rys. 1.2. Śmiertelność z powodu zanieczyszczenia powietrza w 2019 roku [181]

Raporty dotyczące stanu globalnego powietrza donoszą również o skutkach zanieczyszczeń, na których koncentrują się badania Globalnego Obciążenia Chorobami (GBD – *Global Burden of Disease Study*). Analiza GBD szacuje obciążenie społeczeństwa pod względem wpływu na lata przeżyte z chorobą oraz liczbę zgonów wynikających w większości przypadków z długotrwałego narażenia na zanieczyszczenia powietrza. Badania dotyczą głównie śmiertelności spowodowanej pięcioma przewlekłymi chorobami niezakaźnymi, na które istnieją obecnie najsilniejsze dowody naukowe — cukrzycą, udarem, przewlekłą obturacyjną chorobą płuc, rakiem płuc i chorobą niedokrwienną serca oraz jedną chorobą zakaźną, czyli infekcją dolnych dróg oddechowych. Dodatkowo szacunki wpływu przede wszystkim pyłu zawieszonego obejmują również śmiertelność niemowląt z powodu komplikacji związanych z przedwczesnym urodzeniem. Obciążenie chorobami związanymi z zanieczyszczeniem powietrza jest znaczne, co przyczynia się do dużego odsetka zgonów na całym świecie (rys. 1.3) [62].



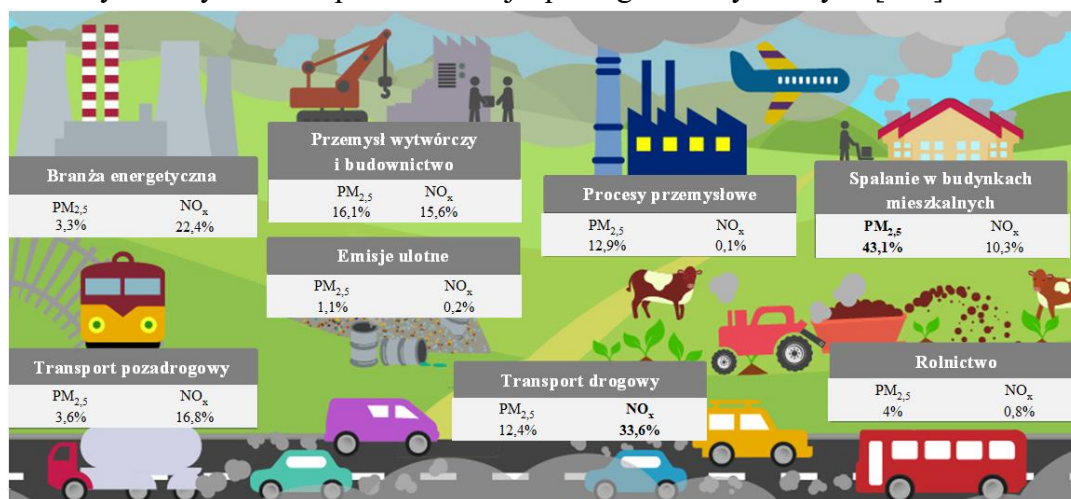
Rys. 1.3. Odsetek zgonów na świecie z powodu poszczególnych chorób przypisanych zanieczyszczeniu powietrza w 2019 roku [62]

Głównymi składnikami zanieczyszczeń powietrza w miastach jest PM oraz  $\text{NO}_2$  (rys. 1.4) [184]. Obecnie nie ma jednoznacznych wyników badań wskazujących na bezpieczny poziom ekspozycji na dane związki, poniżej którego nie przyczyniają się one do ryzyka wystąpienia negatywnych skutków zdrowotnych. Dlatego dalsza redukcja tych związków poniżej standardów jakości powietrza może przynieść dodatkowe korzyści zdrowotne. PM to ogólny termin używany do opisu złożonej mieszaniny cząstek stałych oraz ciekłych o niesprecyzowanej wielkości, kształcie oraz składzie. Spośród wielu właściwości cząstek stałych najważniejszy jest ich rozmiar; na jego podstawie kwalifikuje się cząstkę do danego typu. Wyróżnia się przede wszystkim dwa rodzaje cząstek stałych –  $\text{PM}_{10}$  (cząstki o średnicy mniejszej niż  $10 \mu\text{m}$ ) oraz  $\text{PM}_{2,5}$  (cząstki o średnicy mniejszej niż  $2,5 \mu\text{m}$ ). Cząsteczki większe niż  $10 \mu\text{m}$  osadzają się głównie w śluzówce nosa oraz na gardle, podczas gdy mniejsze cząstki stanowią największe zagrożenie, co jest związane z ich przenikalnością do płuc. Badania [184] dowodzą, że największy wpływ na zdrowie człowieka związany jest z drobnymi cząsteczkami, które zostały sklasyfikowane przez Międzynarodową Agencję Badań nad Rakiem (IARC – *Agency for Research on Cancer*) jako rakotwórcze dla ludzi i powodujące ryzyko wystąpienia raka płuc. Istnieją również analizy mówiące o tym, że cząstki te mogą przedostać się przez płuca do krwioobiegu. Głównymi źródłami pyłu wytworzonego przez człowieka jest spalanie paliw (w pojazdach, przemyśle i budynkach mieszkalnych) oraz inne procesy fizyczne, takie jak zużycie opon i hamulców. Źródła naturalne obejmują natomiast nawiewaną przez wiatr glebę oraz pył, cząsteczki aerozolu morskiego a także pożary związane z płonąca roślinnością [184].

Składnikiem zanieczyszczenia powietrza jest także  $\text{NO}_2$ , będący gazem, który powstaje wraz z  $\text{NO}$  w procesach spalania. Departament rządu Wielkiej Brytanii odpowiedzialny za politykę i regulacje dotyczące kwestii środowiska, żywności i obszarów wiejskich (DEFRA – *The Department for Environment, Food & Rural Affairs*) szacuje, że transport odpowiada za ponad 50% całkowitej emisji tlenków azotu. Głównym źródłem tego zanieczyszczenia są lekkie pojazdy dostawcze wyposażone w silniki o zapłonie samoczynnym. Inne źródła tlenków azotu obejmują wytwarzanie energii, procesy przemysłowe oraz ogrzewanie gospodarstw domowych. Badania przeprowadzone przez ekspertów naukowych w Wielkiej Brytanii z Komitetu ds. Medycznych Skutków Zanieczyszczeń Powietrza (COMEAP – *Committee on the Medical Effects of Air Pollutants*) wskazują, że krótkotrwałe narażenie na  $\text{NO}_2$  w wysokich stężeniach prowadzi do podrażnienia dróg oddechowych i może

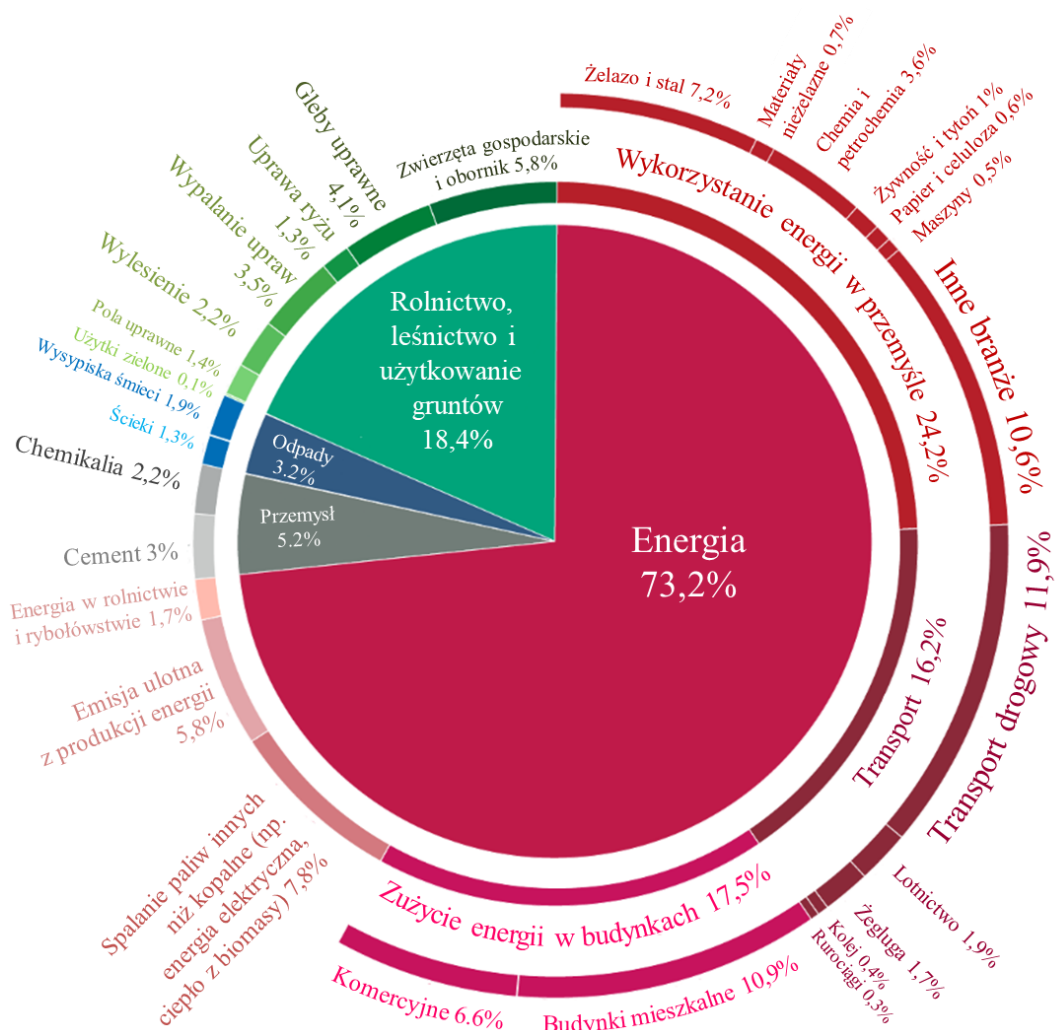


powodować ich zapalenie, co objawia się najczęściej kaszlem, produkcją śluzu i dusznościami. Wykazano również, że istnieje związek między  $\text{NO}_2$  zawartym w powietrzu, a nieprawidłowym rozwojem płuc oraz infekcjami dróg oddechowych u dzieci, a także wpływem na prawidłowe funkcjonowanie w wieku dorosłym. Dodatkowo prowadzone są badania [184] dotyczące niekorzystnych skutków zdrowotnych tego związku, które w efekcie prowadzą do skrócenia oczekiwanej długości życia. Nie potwierdzono jeszcze jednak czy skutki te powodowane są przez sam  $\text{NO}_2$  czy wywoływane są przez inne zanieczyszczenia emitowane w tym samym czasie podczas emisji spalin gazów wylotowych [184].



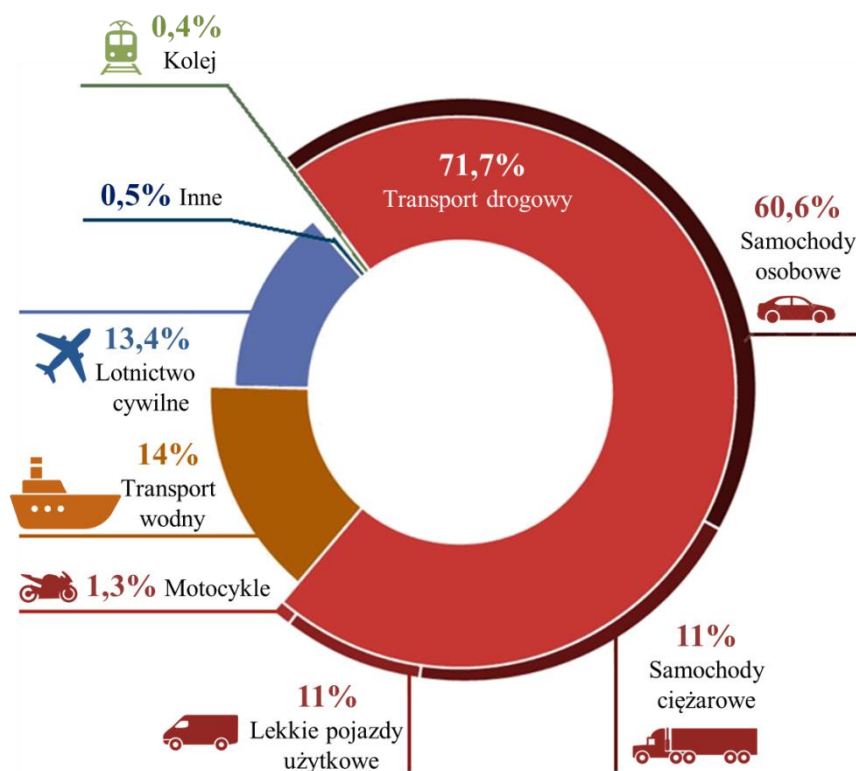
Rys. 1.4. Źródła zanieczyszczenia powietrza w Wielkiej Brytanii [184]

Kolejnym zagrożeniem środowiskowym jest emisja  $\text{CO}_2$ . Każdego roku na świecie emitowane jest około 50 miliardów ton gazów cieplarnianych, mierzonych w ekwiwalentach dwutlenku węgla. Globalny rozkład  $\text{CO}_2$  według sektorów w roku 2016 opublikowany między innymi przez Światowy Instytut Zasobów (*WRI – World Resources Institute*), będący globalną organizacją badawczą, przedstawiono na rysunku 1.5. Badania wskazują, że prawie trzy czwarte gazów cieplarnianych pochodzi ze zużycia energii, prawie jedna piąta z rolnictwa i z użytkowania gruntów, a pozostałe 8% pochodzi z przemysłu i odpadów. Z zestawienia wynika, że do globalnej emisji ekwiwalentu tego związku szkodliwego przyczynia się szereg sektorów i procesów. Należy jednak zwrócić uwagę na znaczący wpływ transportu, który obejmuje 16,2% całkowitej emisji dwutlenku węgla do atmosfery. Sektor ten jest trzecim największym emitentem  $\text{CO}_2$ , zaraz po wykorzystaniu energii w przemyśle (24,2%) oraz w budynkach mieszkalnych (17,5%). Liczby te nie obejmują jednak emisji pochodzącej z produkcji pojazdów silnikowych oraz innego sprzętu transportowego, które na rysunku 1.5, uwzględnione są w sektorze „wykorzystanie energii w przemyśle”. Sektor transportu obejmuje przede wszystkim emisję dwutlenku węgla pochodzącą z procesu spalania paliw kopalnych wykorzystywanych w celu zasilania pojazdów [181]. W raportach EEA (*European Environment Agency*) z roku 2019 podaje się natomiast informację, że transport odpowiada za około jedną czwartą całkowitej emisji  $\text{CO}_2$  w Unii Europejskiej, z tego prawie 72% udziału pochodziło z transportu drogowego, obejmującego pojazdy osobowe (60,6%), lekkie pojazdy użytkowe (11%), samochody ciężarowe (11%) oraz motocykle (1,3%) (rys. 1.6). Emisja  $\text{CO}_2$  w sektorze transportu drogowego różni się w zależności od rodzajów pojazdów.



Rys. 1.5. Globalna emisja gazów cieplarnianych, będących ekwiwalentem emisji CO<sub>2</sub>, według sektorów w roku 2016 [181]

Głównym źródłem zanieczyszczeń są pojazdy osobowe, które odpowiadają za prawie 61% całkowitej emisji CO<sub>2</sub> z transportu drogowego w Unii Europejskiej. Ze względu na duży wpływ transportu na udział w zanieczyszczeniach powietrza wprowadzane są w życie coraz nowsze rozporządzenia, których celem jest ograniczenie emisji związków szkodliwych spalin. Głównym założeniem Unii Europejskiej jest wprowadzenie przepisów dotyczących zerowej emisji CO<sub>2</sub> dla tych pojazdów do 2035 roku. Pośrednie cele redukcji emisji do 2030 roku określono na poziomie 55% dla samochodów osobowych i 50% dla samochodów dostawczych [183]. Ostateczny kształt przepisów został zatwierdzony przez Parlament Unii Europejskiej w lutym 2023 roku. Celem tych wszystkich działań jest osiągnięcie redukcji gazów cieplarnianych pochodzących z transportu do 2050 roku o 90% w porównaniu z rokiem 1990. Wspomoże to osiągnięcie neutralności klimatycznej w ramach Europejskiego Zielonego Ładu. Transport jest jednak jedynym sektorem, w którym emisja gazów cieplarnianych wzrosła w ciągu ostatnich trzech dekad o 33,5% w latach 1990–2019. Znacząca redukcja emisji CO<sub>2</sub> nie będzie w związku z tym łatwa, ponieważ tempo redukcji uległo spowolnieniu. Obecnie prognozy wskazują, że spadek emisji z sektora transportu do 2050 roku wyniesie zaledwie 22%, co znacząco odbiega od założeń [183].



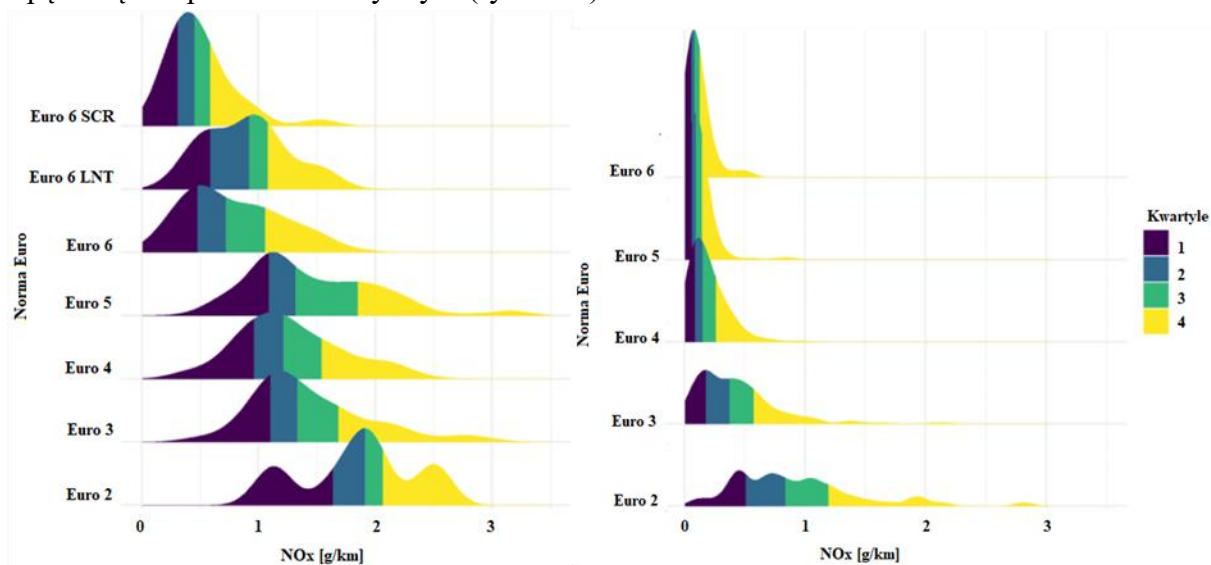
Rys. 1.6. Udział emisji dwutlenku węgla w Unii Europejskiej – sektor transportu 2019 rok [183]

Aby osiągnąć zakładane cele i rozwiązać kryzys zdrowotny związany z zanieczyszczeniami powietrza niezbędne jest szybkie podjęcie wszelkich możliwych działań. W krajach wysoko rozwiniętych gospodarczo wprowadza się szereg rozwiązań w celu poprawy jakości powietrza, jak np. tworzenie stref niskoemisyjnych w centrach miast. Zasadność wprowadzenia stref tego typu można uzyskać dzięki zastosowaniu urządzeń do zdalnych pomiarów związków szkodliwych spalin na podstawie badania rzeczywistego potoku pojazdów poruszających się w obrębie strefy niskoemisyjnej. Główną zaletą pomiarów tego typu jest uzyskanie rzeczywistego stanu pojazdów poruszających się na danym obszarze w zakresie przepisów legislacyjnych oraz poziomu wyeksploatowania obiektów badawczych. Pomiar teledetekcyjny umożliwia wyznaczenie stężeń związków szkodliwych z pojazdów poruszających się w strefach niskoemisyjnych oraz poza tymi strefami. Dzięki temu możliwe są do uzyskania informacje dotyczące rzeczywistego wpływu ich wprowadzenia na zmniejszenie wpływu zanieczyszczeń pochodzenia motoryzacyjnego na środowisko. Pomiarów tego typu przeprowadzono między innymi w Londynie przez firmę Ricardo we współpracy z Międzynarodową Radą ds. Czystego Transportu (ICCT – *International Council on Clean Transportation*). Pomiar szacunkowej emisji drogowej tlenków azotu, odniesiono do norm emisji spalin oraz do typu i modelu pojazdu [187, 188].

Dla każdej z kategorii homologacyjnej analizowany rozkład emisji drogowej tlenków azotu autorzy przedstawili jako charakterystykę rozkładu gęstości występowania. Poszczególne kolory oznaczają wielkość emisji (1 – do 25%, 2 – 25%– 50%, 3 – 50%–70%, i 4 – powyżej 75%). Na rys. 1.7a przedstawiono rozkład  $\text{NO}_x$  z pojazdów wyposażonych w silnik o zapłonie samoczynnym (przebadano ponad 400 modeli pojazdów). Z przedstawionych danych wynika,

że rozkład emisji  $\text{NO}_x$  nie ulegał znaczącym zmianom dla norm od Euro 2 do Euro 5. Zauważalne zmiany badanego związku zaobserwować można dopiero od normy Euro 6, dla której znaczna część pojazdów posiadała zauważalnie mniejsze wartości  $\text{NO}_x$ . Z otrzymanych danych dotyczących emisji wywnioskować można, że wprowadzenie stref niskoemisyjnych w centrach miast, które umożliwiają wjazd pojazdów spełniających co najmniej normę Euro 6, mogłoby przyczynić się do zmniejszenia emisji  $\text{NO}_x$  w tych strefach. Dalsza analiza uzyskanych danych wykazuje wyraźną zależność pokazującą, że wszystkie uzyskane rozkłady w pewnym stopniu się na siebie nakładają. Oznacza to, że niektóre pojazdy wyprodukowane przed normą Euro 6 emitują mniej  $\text{NO}_x$  niż niektóre pojazdy homologowane zgodnie z tą normą. Z perspektywy tworzenia stref niskoemisyjnych oznacza to, że niektóre starsze pojazdy, ale cechujące się niską emisją spalin zostaną objęte zakazem wjazdu do tych stref bez opłaty. Uzyskanie normy Euro 6 możliwe jest dzięki zastosowaniu układów oczyszczania spalin takich jak reaktory LNT (*Lean  $\text{NO}_x$  Traps*) oraz reaktory selektywnej redukcji katalitycznej SCR (*Selective Catalytic Reduction*). Według danych pomiarowych emisja  $\text{NO}_x$  z pojazdów wyposażonych w system SCR jest o połowę mniejsza niż w przypadku pojazdów posiadających reaktor LNT. Uzyskane dane nie odzwierciedlają zatem w pełni złożoności zagadnień związanych z etapowym wprowadzeniem normy Euro 6 (Euro 6b, c, d-temp i d). Z tego względu pojazdy spełniające najnowszą normę mogą znacznie różnić się względem siebie pod kątem emisyjnym. Pojazdy niedawno wprowadzone na rynek cechować się będą znacznie mniejszą emisją spalin, niż te które wprowadzono do eksploatacji w 2014 roku. W przypadku indywidualnych modeli pojazdów, różnica w emisji może być ponad dwukrotna. Dlatego ze względu na uzyskane przez autorów raportu [188] wyniki pomiarów  $\text{NO}_x$  należy rozważyć, czy pod kątem optymalnego projektowania polityki redukcji związków szkodliwych spalin, zasadne jest tworzenie stref zielonych opartych na homologacji pojazdów.

Odmienną sytuację zaobserwowano w przypadku pojazdów wyposażonych w silniki o zapłonie iskrowym. W tym przypadku rozkład emisji drogowej tlenków azotu charakteryzował się dużo mniejszymi wartościami niż dla pojazdów posiadających jednostkę napędową o zapłonie samoczynnym (rys. 1.7b).



Rys. 1.7. Rozkład emisji drogowej  $\text{NO}_x$  według norm emisji spalin dla pojazdów: a) o ZS, b) o ZI [188]

Samochody wyposażone w jednostki spełniające normę Euro 5 oraz Euro 6 cechują się bardzo małymi wartościami emisji NO<sub>x</sub>, natomiast pojazdy homologowane zgodnie z normą Euro 4 oraz starsze charakteryzują się większą emisją analizowanego związku, co w pewnym stopniu może być spowodowane zużyciem elementów wpływających bezpośrednio na jakość produktów spalania. Rozkład emisji NO<sub>x</sub> z lekkich pojazdów użytkowych zbliżony jest natomiast do rozkładu, którym charakteryzują się pojazdy osobowe o zapłonie samoczynnym. Jedyną różnicą jest nieznacznie większa różnica emisji NO<sub>x</sub> między pojazdami homologowanymi zgodnie z normą Euro 5 i Euro 6 na korzyść nowszego ze standardów emisyjnych. Uzyskane podczas wykonanych pomiarów dane wykazują, że przy tworzeniu polityki niskoemisyjnej niezbędne jest poznanie rzeczywistych wartości emisji związków szkodliwych spalin. Dodatkowo średnia ważona rzeczywistej emisji spalin zespołu pojazdów również stanowi podstawę przy tworzeniu stref tego typu. Dzięki temu możliwe jest określenie w przybliżeniu rzeczywistych korzyści wdrożenia stref niskoemisyjnych, które widoczne będą dopiero po ich wdrożeniu.



## 2. Europejskie regulacje prawne dotyczące emisji spalin

### 2.1. Przepisy dotyczące pojazdów osobowych

Przepisy Unii Europejskiej dotyczące emisji zanieczyszczeń pochodzących z pojazdów osobowych i lekkich pojazdów użytkowych zostały opisane w Dyrektywie 70/220/EEC [42], do której zastosowano szereg poprawek wprowadzanych do roku 2004. W 2007 roku została ona natomiast uchylona i zastąpiona przez Rozporządzenie (WE) Parlamentu Europejskiego i Rady 715/2007 [139]. Najważniejsze dokumenty prawne obejmują:

- norma Euro 1: Dyrektywa 91/441/EWG [43], Dyrektywa 93/59/EWG [44],
- norma Euro 2: Dyrektywa 94/12/EWG [34], Dyrektywa 96/69/EWG [35],
- norma Euro 3/4: Dyrektywa 98/69/WE [37], Dyrektywa 2002/80/WE [38],
- norma Euro 5/6: Rozporządzenie (WE) 715/2007 [139], Rozporządzenie (WE) 692/2008 [137],
- testy WLTP/WLTC: Rozporządzenie (UE) 2017/1151 [133], Rozporządzenie (UE) 2017/1247 [135],
- testy RDE: Rozporządzenie (UE) 2016/427 [131], Rozporządzenie (UE) 2016/646 [132], Rozporządzenie (UE) 2017/1154 [134], Rozporządzenie (UE) 2018/1832 [136].

Wyżej wymienione dokumenty począwszy od Dyrektywy 91/441/EWG mają zastosowanie do emisji zanieczyszczeń z układu wylotowego, emisji par paliw, emisji ze skrzyni korbowej oraz trwałości układów oczyszczenia spalin we wszystkich pojazdach silnikowych, wyposażonych w silniki o zapłonie iskrowym oraz emisji zanieczyszczeń z układu wylotowego i trwałości układów oczyszczenia spalin w pojazdach kategorii  $M_1$  i  $N_1$  (tab.2.1), wyposażonych w silniki o zapłonie samoczynnym.

Tab.2.1. Kategorie pojazdów [30]

Kategoria	Opis	Podkategoria	Liczba osób	Limit masy	
M	Przewóz pasażerów, minimum 4 koła, pojazdy pasażerskie	M1	Do 9	–	
		M2	>9	$DCM \leq 5 T^{1)}$	
		M3		$DCM > 5 T$	
N	Przewóz towarów, minimum 4 koła, lekkie pojazdy użytkowe i pojazdy ciężkie	N1	Nie dotyczy	CL1	$RM \leq 1.305 T$
				CL2	$1.305 T < RM \leq 1.76 T$
				CL3	$1.76 T < RM \leq 3.5 T$
		N2		$3.5 T < DMC \leq 12 T$	
		N3		$DMC > 12 T$	

<sup>1)</sup> Do Euro 4 dwie podgrupy : M1 o  $DMC \leq 2.5 T$  i M1 o  $DMC 2.5 T < DMC \leq 3.5 T$

Wraz z wprowadzeniem Dyrektywy 98/69/WE [37] zapis rozszerzono o badania emisji zanieczyszczeń z układu wylotowego w normalnej i niskiej temperaturze otoczenia dla silników ZI oraz sprawdzenie poprawności działania pokładowych systemów diagnostycznych zarówno w przypadku silników o ZI jak i ZS (dla kategorii M<sub>1</sub> oraz N<sub>2</sub>). Rozporządzenie (UE) 630/2012 [] wprowadziło natomiast dodatkowe wymogi dla pojazdów jedno- i dwupaliwowych na gaz oraz dla pojazdów typu flex fuel na paliwo stanowiące mieszaninę wodoru i gazu ziemnego. Na wniosek producenta homologacja typu przyznana na mocy niniejszych dyrektyw może być rozszerzona z pojazdów kategorii M<sub>1</sub> i N<sub>1</sub> wyposażonych w silniki o zapłonie samoczynnym, które już otrzymały homologację, na pojazdy kategorii M<sub>2</sub> i N<sub>2</sub>, o masie odniesienia nieprzekraczającej 2840 kg i spełniające warunki rozszerzenia homologacji typu EWG opisane w Dyrektywie 91/441/EWG [43].

Normy emisji spalin dla samochodów osobowych i lekkich pojazdów użytkowych mają zastosowanie do wszystkich pojazdów kategorii M1, M2, N1 oraz N2 o masie odniesienia nie przekraczającej 2610 kg (przy rozszerzonej homologacji typu  $\leq 2840$  kg) wyposażonych zarówno w silniki o zapłonie iskrowym jak i samoczynnym. Silniki zasilane benzyną muszą spełniać wymagania dotyczące sumy węglowodorów niemietanowych i metanu (THC), węglowodorów niemietanowych (NMHC), tlenków azotu (NO<sub>x</sub>) oraz tlenku węgla (CO). Silniki o zapłonie samoczynnym natomiast muszą spełniać normy dotyczące tlenków azotu (NO<sub>x</sub>), sumy węglowodorów i tlenków azotu (HC+NO<sub>x</sub>) oraz tlenku węgla (CO). Dodatkowo wraz z normą Euro 5b w przypadku jednostek napędowych ZS oraz wraz z normą Euro 6 dla silników ZI z bezpośrednim wtryskiem paliwa DI (*Direct Injection*) wprowadzono wymóg testowania pojazdów pod kątem masy cząstek stałych (PM) i ich liczby (PN). W tabeli 2.2 przedstawiono wartości graniczne dla norm Euro 5–6 dla pojazdów osobowych homologowanych w kategorii M1.

W celu uzyskania homologacji wszystkie omawiane pojazdy spalinowe, których dotyczą najnowsze dokumenty prawne, muszą spełniać określone wymagania oraz muszą zostać poddane odpowiednim badaniom:

- badanie typu 1 – pomiar średniej emisji związków gazowych i cząstek stałych (masa i liczba) z układu wylotowego pojazdu,
- badanie typu 1A – pomiar średniej emisji związków gazowych i cząstek stałych z układu wylotowego pojazdu w rzeczywistych warunkach eksploatacji,
- badanie typu 2 – pomiar emisji tlenku węgla na biegu jałowym,
- badanie typu 3 – pomiar emisji gazów ze skrzyni korbowej,
- badanie typu 4 – pomiar emisji par paliw,
- badanie typu 5 – sprawdzenie trwałości układów oczyszczania spalin,
- badanie typu 6 – pomiar emisji spalin w niskiej temperaturze otoczenia,
- sprawdzenie zgodności eksploatacyjnej,
- sprawdzenie poprawności działania pokładowego układu diagnostycznego,
- pomiar emisji CO<sub>2</sub> i zużycia paliwa,
- pomiar zadymienia spalin.

Tab. 2.2. Normy emisji spalin Euro 5–6 dla pojazdów osobowych (kategoria M1) [30]

Norma		Euro 5a	Euro 5b/b+	Euro 6b, 6c	Euro 6d- Temp, 6d
		(WE) 715/2007 (WE) 692/2008			
Data		TA <sup>1)</sup> 9/2009, FR <sup>2)</sup> 1/2011	TA <sup>1)</sup> 9/2011, FR <sup>2)</sup> 1/2013	TA <sup>1)</sup> 9/2014, (6b) FR <sup>2)</sup> 9/2015 (6b) FR <sup>2)</sup> 09/2018 (6c)	TA <sup>1)</sup> 9/2017 (6d-Temp) TA <sup>1)</sup> 1/220, (6d) FR <sup>2)</sup> 1/2021 (6d)
Typ testu		Zmodyfikowany test ECE + EUDC			WLTC + RDE
Typ silnika		<b>Zapłon iskrowy</b>			
THC	g/km	0,1	0,1	0,1	0,1
NMHC	g/km	0,068	0,068	0,068	0,068
NO <sub>x</sub>	g/km	0,06	0,06	0,06	0,06
CO	g/km	1,0	1,0	1,0	1,0
PM <sup>3)4)</sup>	g/km	0,005 <sup>6)</sup>	0,005 <sup>6)</sup>	0,005	0,005
PN <sup>3)4)</sup>	1/km	–	–	6×10 <sup>11 5)</sup>	6×10 <sup>11 5)</sup>
Typ silnika		<b>Zapłon samoczynny</b>			
NO <sub>x</sub>	g/km	0,18	0,18	0,08	0,08
HC+NO <sub>x</sub>	g/km	0,23	0,23	0,17	0,17
CO	g/km	0,5	0,5	0,5	0,5
PM	g/km	0,005 <sup>6)</sup>	0,005 <sup>6)</sup>	0,005 <sup>6)</sup>	0,005 <sup>6)</sup>
PN	1/km	–	6×10 <sup>11</sup>	6×10 <sup>11</sup>	6×10 <sup>11</sup>
<sup>1)</sup> TA – <i>Type Approval</i> – zatwierdzenie typu <sup>2)</sup> FR – <i>First Registration</i> – pierwsza rejestracja (dopuszczenie do eksploatacji) <sup>3)</sup> procedura testowa określona Regulaminie nr 83 (EKG ONZ) <sup>4)</sup> dotyczy tylko pojazdów z silnikami z bezpośrednim wtryskiem benzyny DI <sup>5)</sup> 6,0×10 <sup>12</sup> 1/km w ciągu pierwszych trzech lat od wejścia w życie normy Euro 6 <sup>6)</sup> 0,0045 g/km przy użyciu procedury pomiaru PMP ( <i>Particulate Measuring Protocol</i> )					



Wartości emitowanych zanieczyszczeń mierzy się głównie w warunkach laboratoryjnych (dla pojazdów osobowych na hamowni podwoziowej), w ściśle określonym teście homologacyjnym, który ma odzwierciedlać normalne warunki jazdy. Jednakże, wraz z Rozporządzeniem Komisji (UE) 2016/427 [131] z dnia 10 marca 2016 roku zmieniającym rozporządzenie (WE) nr 692/2008 [137] w odniesieniu do emisji zanieczyszczeń pochodzących z pojazdów pasażerskich i lekkich pojazdów użytkowych (Euro 6) wprowadzono zapisy dotyczące badań emisji spalin w rzeczywistych warunkach eksploatacji. Dalej wytyczne zostały uzupełnione przez (UE) 2016/646 [132], (UE) 2017/1151 [134] oraz (UE) 2018/1832 [136]. Związki spalin emitowane podczas badania w rzeczywistych warunkach eksploatacji muszą być rejestrowane z częstotliwością jednej sekundy i obliczane przy użyciu ściśle określonych metod. Dodatkowo wartości końcowe należy skorygować za pomocą odpowiednich współczynników zgodnie z wytycznymi zawartymi wyżej wymienionych w Rozporządzeniach. Emisja zanieczyszczeń związków toksycznych podczas dowolnego badania w rzeczywistych warunkach eksploatacji przeprowadzanego zgodnie z wymogami zawartymi w wyżej wymienionych dokumentach prawnych przez cały okres użytkowania pojazdów homologowanych zgodnie z (WE) 715/2007 [139] nie może być większa niż następujące, nieprzekraczalne wartości NTE (*Not To Exceed*) dla poszczególnych związków spalin zależnej od wskaźnika emisji (CF) zdefiniowanego jako:

$$NTE_j = CF_j \cdot EURO\ 6 \quad (2.1)$$

gdzie:

j – związek szkodliwy, dla którego określono wskaźnik emisji,

NTE – nieprzekraczalny limit emisji spalin,

CF<sub>j</sub> – *Conformity Factor* – współczynnik zgodności eksploatacji pojazdu dla danego zanieczyszczenia,

EURO 6 – wartość graniczna danego związku toksycznego określona przez normę Euro 6.

Współczynnik zgodności eksploatacji pojazdu w zakresie emisji zanieczyszczeń CF wyznaczany jest we wszystkich oknach pomiarowych dla każdego składnika gazów wylotowych. Oznacza on krotność zwiększenia (lub zmniejszenia) emisji zanieczyszczeń w rzeczywistych warunkach eksploatacji w stosunku do testu homologacyjnego i wyraża się go wzorem:

$$CF = \frac{M_{RDE,j}}{M_{test,j}} \quad (2.2)$$

gdzie:

j – związek szkodliwy, dla którego określany jest wskaźnik CF

M<sub>RDE,j</sub> – emisja drogowa związku szkodliwego spalin uzyskana w warunkach rzeczywistej eksploatacji w teście RDE [g/km]

M<sub>test,j</sub> – emisja drogowa związku szkodliwego spalin uzyskana w teście homologacyjnym [g/km]

Wartości współczynnika zgodności eksploatacji pojazdu dla odpowiednich zanieczyszczeń przedstawiono w tabeli 2.3. Ich wartości podlegają okresowemu przeglądowi i zmieniane są w miarę poprawy procedury lub technologii PEMS. Wraz z tymczasową normą Euro 6d-TEMPT wprowadzono wskaźnik CF dla tlenków azotu równy 2,1 oraz dla liczby cząstek stałych, który wynosił 1,5 (1 + margines dla PN = 0,5). W kolejnym etapie (norma Euro 6d) wskaźnik dla NO<sub>x</sub> został zredukowany do 1,43 (1+ margines dla NO<sub>x</sub> = 0,43), przy czym dla PN pozostał on bez zmian. Margines to parametr uwzględniający dodatkowy pomiar niepewności aparatury do pomiaru związków szkodliwych spalin w rzeczywistych warunkach eksploatacji, która podlega corocznemu przeglądowi.

Tab.2.3. Współczynnik zgodności eksploatacji [30]

	NO <sub>x</sub> CF	PN CF	CO
Euro 6d-TEMPT	2.1	1.5 (1 + margines = 0,5)	Należy mierzyć i rejestrować
Euro 6d	1.43 (1 + margines 0,43)	1.5 (1 + margines = 0,5)	Należy mierzyć i rejestrować

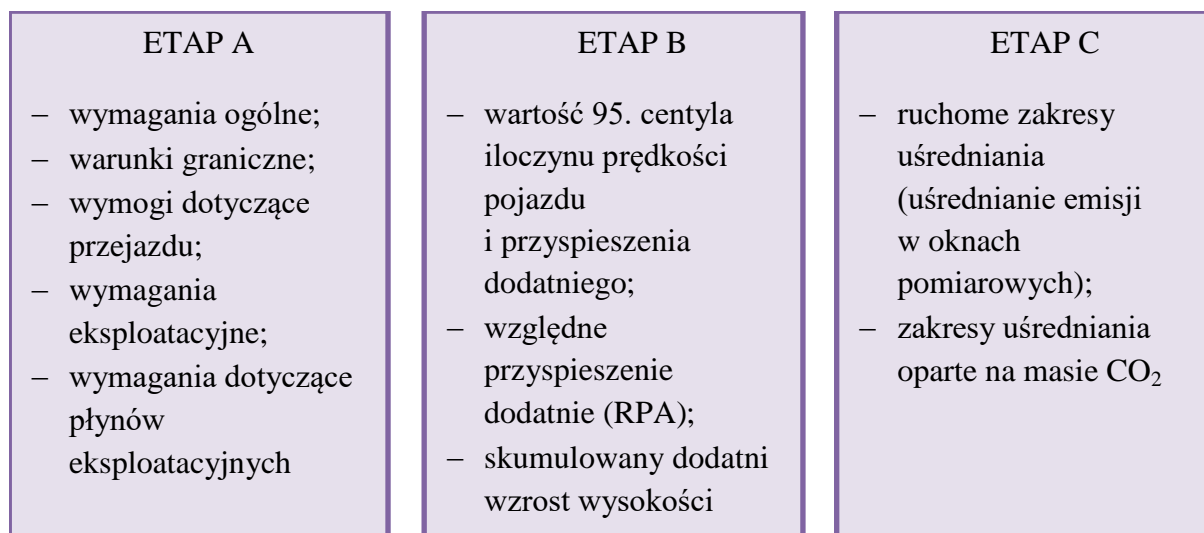
W przypadku braku informacji dotyczących emisji związków szkodliwych z pojazdu zarejestrowanych w teście homologacyjnym, istnieje możliwość przyjęcia wartości dopuszczalnych określonych w normach toksyczności spalin Euro, obowiązujących dla danego pojazdu.

Wskaźniki emisji (w odniesieniu do poszczególnych zanieczyszczeń) można przyjąć jako poszczególne wartości:

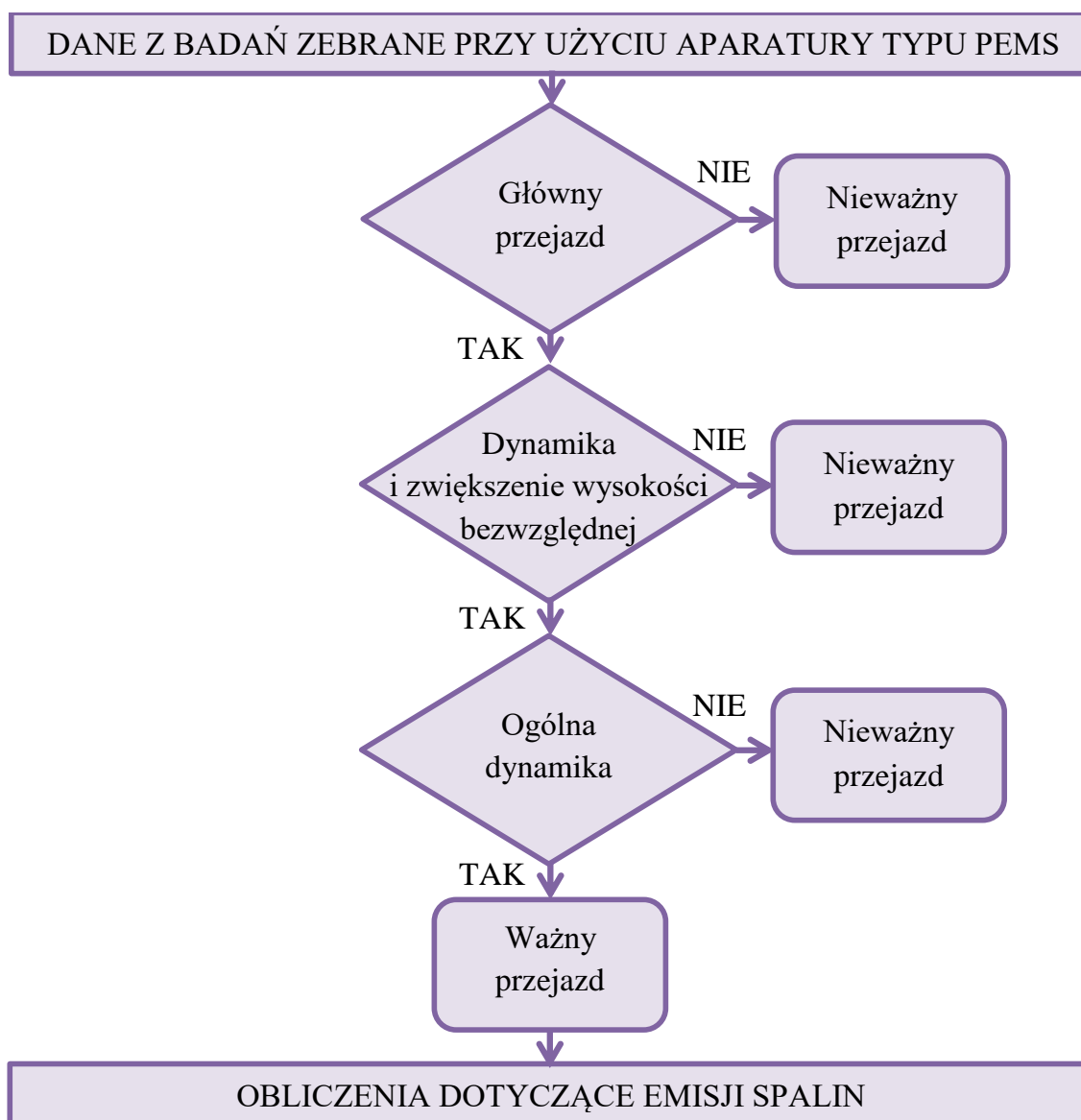
- chwilowa – charakteryzująca się dużą zmiennością (obliczana w każdej sekundzie testu),
- narastająca w trakcie wykonywania testu – obliczana jako bieżąca emisja drogowa określonych związków szkodliwych spalin (począwszy od rozpoczęcia testu do chwili bieżącej) w stosunku do wartości normatywnej,
- odnosząca się do całego testu badawczego – obliczana jako stosunek emisji drogowej w teście RDE do wartości normatywnej.

Ważność wykonanego przejazdu w ramach testu w rzeczywistych warunkach eksploatacji należy zweryfikować w ramach trzyetapowej procedury w następujący sposób (rys. 2.1 – 2.2):

- a) ETAP A – weryfikacja wymogów ogólnych, warunków brzegowych, wymogów dotyczących przejazdu i wymagań eksploatacyjnych przejazdu, a także specyfikacji dotyczącej płynów eksploatacyjnych określonych w (UE) 2016/427 [131];
- b) ETAP B – weryfikacja wymogów ogólnej dynamiki przejazdu i procedury określania skumulowanego dodatkowego przyrostu wysokości określonych w (UE) 2016/427 [131];
- c) ETAP C – weryfikacja dynamicznych warunków przejazdu i obliczenia dotyczące końcowej wartości emisji w rzeczywistych warunkach eksploatacji metodą ruchomego zakresu uśredniania opartych na masie CO<sub>2</sub> określonych w (UE) 2016/427 [131].



Rys. 2.1. Trzyetapowa metoda weryfikacji przejazdu RDE [131]



Rys. 2.2. Weryfikacja ważności przejazdu RDE [131]

## 2.2. Przepisy dotyczące pojazdów szynowych

Obowiązującymi w Europie przepisami dotyczącymi dopuszczalnej emisji związków szkodliwych spalin silników spalinowych stosowanych w pojazdach kategorii NRMM (*Non-Road Mobile Machinery Emissions*) są wymagania ujęte w normach Stage I–V. Przepisy zostały określone w Dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 97/68/EC [33] oraz w opracowanych później uzupełnieniach:

- norma Stage I/II: Dyrektywa 97/68/WE [36], Dyrektywa 2002/88/WE [32]
- norma Stage III/IV: Dyrektywa 2010/26/EU [40], Dyrektywa 2010/26/UE [39],
- norma Stage V: Rozporządzenie (UE) 2016/1628 [138], Rozporządzenie (UE) 2017/654 [127], Rozporządzenie (UE) 2018/989 [130], Rozporządzenie (UE) 2017/655 [128], Rozporządzenie (UE) 2018/987 [129],

W rozporządzeniu Unii Europejskiej zastosowano podział na następujące kategorie silników stosowanych w pojazdach trakcyjnych [89]:

- a) Kategoria NRE (*Engines For Non-Road Mobile Machinery*)
  - silniki do maszyn mobilnych nieporuszających się po drogach
  - silniki o mocy odniesienia mniejszej niż 560 kW
- b) Kategoria NRS (*Spark Ignition Engines For Non-Road Mobile Machinery*) – silniki ZI o mocy odniesienia poniżej 56 kW
- c) Kategoria RLL (*Railway Locomotives*) – silniki używane w lokomotywach
- d) Kategoria RLR (*Railway Railcars*)
  - silniki używane w wagonach silnikowych
  - silniki używane zamiast silników z kategorii RLL w Stage V [31].

Pierwsze limity mające moc prawa unijnego dla grupy pojazdów pozadrogowych zostały wprowadzone w latach 90 XX wieku. Standardy Stage wprowadzono stopniowo jako coraz bardziej rygorystyczne przepisy uwarunkowane mocą silnika (tab. 2.4 – 2.7). Homologację przydziela się w przypadku gdy jednostka napędowa spełnia wymagania przedstawione w odpowiednich dyrektywach oraz gdy emisja związków toksycznych w spalinach spełnia limity określone przez właściwą normę.

Tab. 2.4. Normy emisji spalin Stage IIIA/B dla napędu lokomotyw i wagonów silnikowych [21]

Kategoria	Moc	Data	CO	HC	NO <sub>x</sub>	PM
	kW		g/kWh			
<b>Stage III A</b>						
RC A	P > 130	2006	3,5	HC+NO <sub>x</sub> = 4,0		0,2
RL A	130 ≤ P ≤ 560	2007	3,5	HC+NO <sub>x</sub> = 4,0		0,2
RH A	P > 560	2009	3,5	0,5 <sup>1</sup>	6,0 <sup>1</sup>	0,2
<b>Stage III B</b>						
RC B	P > 130	2012	3,5	0,19	2,0	0,025
R B	P > 130	2012	3,5	HC+NO <sub>x</sub> = 4,0		0,025

Tab. 2.5. Normy emisji spalin Stage IIIA/B oraz Stage IV dla pojazdów szynowych [21]

Kategoria	Moc	Data	CO	HC	NO <sub>x</sub>	PM
	kW		g/kWh			
<b>Stage III A</b>						
H	130 ≤ P ≤ 560	2006.01	3,5	HC+NO <sub>x</sub> = 4,0		0,2
I	75 ≤ P < 130	2007.01	5,0	HC+NO <sub>x</sub> = 4,0		0,3
J	37 ≤ P < 75	2008.01	5,0	HC+NO <sub>x</sub> = 4,7		0,4
K	19 ≤ P < 37	2007.01	5,5	HC+NO <sub>x</sub> = 7,5		0,6
<b>Stage III B</b>						
L	130 ≤ P ≤ 560	2011.01	3,5	0,19	2,0	0,025
M	75 ≤ P < 130	2012.01	5,0	0,19	3,3	0,025
N	56 ≤ P < 75	2012.01	5,0	0,19	3,3	0,025
P	37 ≤ P < 56	2013.01	5,0	HC+NO <sub>x</sub> = 4,7		0,025
<b>Stage IV</b>						
Q	130 ≤ P ≤ 560	2014.01	3,5	0,19	0,4	0,025
R	56 ≤ P < 130	2014.10	5,0	0,19	0,4	0,025
<sup>1</sup> HC = 0,4 g/kWh, NO <sub>x</sub> = 7.4 g/kWh dla silników o mocy P > 2000 kW i D > 5 dm <sup>3</sup> /cylinder						

Tab. 2.6. Normy emisji spalin Stage V dla silników kategorii NRE [21]

Kategoria	Zapłon	Moc	Data	CO	HC	NO <sub>x</sub>	PM	PN
		kW		g/kWh				1/kWh
NRE-v/c-1	ZS	P < 8	2019	8,0	HC+NO <sub>x</sub> = 7,5		0,4	–
NRE-v/c-2	ZS	8 ≤ P < 19	2019	6,6	HC+NO <sub>x</sub> = 7,5		0,4	–
NRE-v/c-3	ZS	19 ≤ P < 37	2019	5,0	HC+NO <sub>x</sub> = 4,7		0,015	1×10 <sup>12</sup>
NRE-v/c-4	ZS	37 ≤ P < 56	2019	5,0	HC+NO <sub>x</sub> = 4,7		0,015	1×10 <sup>12</sup>
NRE-v/c-5	ZI, ZS	56 ≤ P < 130	2019	5,0	0,19	0,4	0,015	1×10 <sup>12</sup>
NRE-v/c-6	ZI, ZS	130 ≤ P ≤ 560	2019	3,5	0,19	0,4	0,015	1×10 <sup>12</sup>
NRE-v/c-7	ZI, ZS	P > 560	2019	3,5	0,19	3,5	0,045	–

Tab. 2.7. Normy emisji spalin Stage V w odniesieniu napędu lokomotyw i wagonów silnikowych [21]

Kategoria	Zapłon	Moc	Data	CO	HC	NO <sub>x</sub>	PM	PN
		kW		g/kWh				1/kWh
<b>RLR-v/c-1</b>	ZI, ZS	P > 0	2021	3,5	HC+NO <sub>x</sub> = 4,0		0,025	–
<b>RLR-v/c-1</b>	ZI, ZS	P > 0	2021	3,5	0,19	2,0	0,015	1×10 <sup>12</sup>

Emisja związków szkodliwych spalin pojazdów NRMM w Unii Europejskiej sprawdzana jest przy wykorzystaniu dwóch cykli testowych:

- Test NRSC (*Non-Road Stationary Cycle*) – stacjonarny cykl badawczy stosowany przy badaniach pojazdów pozadrogowych w celu pomiaru związków toksycznych spalin (CO, HC, NO<sub>x</sub>, PM). Wykonywany w przypadku standardów Stage I–V dla silników o zapłonie samoczynnym pracujących przy stałej lub zmiennej prędkości obrotowej o mocy netto w przedziale  $19 \text{ kW} \leq P \leq 560 \text{ kW}$ . Test wykonuje się również w przypadku pomiaru emisji spalin silników przeznaczonych do napędu lokomotyw i wagonów silnikowych (Stage IIIA/B),
- Test NRTC (*Non-Road Transient Cycle*) – niestacjonarny cykl badawczy stosowany przy badaniach pojazdów pozadrogowych w celu pomiaru związków toksycznych spalin (CO, HC, NO<sub>x</sub>, PM). Wykonywany w przypadku standardów Stage III B–V dla silników o zapłonie samoczynnym o mocy netto w przedziale  $19 \text{ kW} \leq P \leq 560 \text{ kW}$  pracujących przy zmiennej prędkości obrotowej [33, 40, 41].

Pomiarom w testach emisji z układu wylotowego spalin podlegają związki gazowe (CO, HC, NO<sub>x</sub>) oraz PM. CO<sub>2</sub> jest często stosowany jako gaz wzorcowy w celu określenia stopnia rozcieńczenia w układach rozcieńczenia całkowitego i częściowego przepływu. Dodatkowo zaleca się badanie tego związku ze względu na możliwość wykrywania problemów pomiarowych podczas testu na podstawie jego pomiaru. Stacjonarny cykl testowy składa się z ściśle określonej liczby faz prędkości obrotowej i obciążenia, które mają odpowiadać typowym zakresom pracy silników maszyn pozadrogowych. We wszystkich fazach badawczych określone jest stężenie związków szkodliwych spalin, natężenie przepływu spalin oraz moc i średnia ważona mierzonych wartości. Zanieczyszczenia z układu wylotowego pojazdu bada się w sposób ciągły, poprzez pobranie próbki nierozcieńczonych spalin podczas ściśle ustalonych warunków pracy na rozgrzanym silniku. Pomiar PM odbywa się poprzez pobór próbki na odpowiedni filtr, która jest następnie rozcieńczana kondycjonowanym powietrzem otoczenia. PM mogą zostać pobrane jako jedna próbka dla całego testu lub jako próbki na oddzielnych filtrach dla każdej z badanych faz, a następnie obliczyć średnią wartość ważoną dla całego testu. Sposób obliczania emisji jednostkowej zanieczyszczeń (g/kWh), czyli liczby gramów wszystkich mierzonych związków szkodliwych w przeliczeniu na jednostkę pracy jest ściśle określony. Cykl pomiarowy NRSC obejmuje różne charakterystyki przedstawiające sposób wykonywania testu pomiarowego dla różnych urządzeń zdefiniowanych w dyrektywie [2004/26/WE] (tab. 2.8 – 2.11) [33, 40, 41].

### **3. Analiza literatury dotyczącej badań związków szkodliwych spalin z pojazdów różnych kategorii**

Podstawowymi badaniami emisji spalin są testy dynamometryczne wykonywane w warunkach laboratoryjnych. Pomiary takie mają jedynie odzwierciedlać rzeczywiste warunki eksploatacji pojazdów, a uzyskane wyniki emisji spalin wykorzystywane są między innymi jako dane wejściowe podczas modelowania wpływu ruchu drogowego na jakość powietrza. Pomiary w warunkach laboratoryjnych podzielone są na dwie grupy. Pierwszą z nich są badania wykonywane na hamowni silnikowej, podczas których badany silnik zainstalowany jest bezpośrednio na stanowisku badawczym i wyposażony jest jedynie w niezbędny do prawidłowego działania osprzęt. Kolejną grupą badań są pomiary pojazdów na hamowni podwoziowej, wyposażonej w specjalne rolki, za pomocą których możliwe jest symulowanie warunków drogowych.

Zaletą badań wykonywanych w warunkach laboratoryjnych jest przede wszystkim możliwość wykonania wielu cykli pomiarowych przy stosunkowo niskich kosztach. Uzyskane wartości są jednak jedynie przybliżone, ponieważ wykonane badania nie obejmują między innymi wpływu warunków drogowych, stylu jazdy kierowcy czy jakości powietrza otoczenia. Dlatego większość cykli testowych wykonywanych na hamowniach nie odzwierciedla rzeczywistych warunków eksploatacji pojazdów w ruchu miejskim. Analiza literatury potwierdza, że między parametrami mierzonymi w warunkach laboratoryjnych oraz rzeczywistych występują znaczne różnice [3, 4, 14, 19, 20, 71, 72, 75, 87, 88, 98, 109, 126, 143, 145, 148, 159, 162, 169, 178, 179]. Dodatkowo większość testów przeprowadzana jest na nowych lub mało wyeksploatowanych jednostkach napędowych, które charakteryzują się znacznie lepszym stanem technicznym niż większość pojazdów poruszających się na drogach. Oznacza to, że podczas pomiarów tego typu powinno brać się pod uwagę stopień wyeksploatowania badanych obiektów, ponieważ ma on znaczny wpływ na emisję spalin. Jak udowodniono w wielu pracach badawczych [5, 12, 18, 57, 63, 96, 174–176] stare i wyeksploatowane pojazdy stanowią największe zagrożenie dla środowiska oraz ludzkiego zdrowia. W związku z tym od kilku lat opracowywany jest szereg alternatywnych metod, które pozwolą na uzyskanie bardziej miarodajnych wyników. Pierwszym z nich było opracowanie dynamicznych cykli testowych symulujących określone warunki jazdy [1, 2, 73, 94, 154]. Kolejną metodą były badania przeprowadzane w rzeczywistych warunkach eksploatacji. Przepisy homologacyjne nakazują obecnie, aby pomiary dla samochodów osobowych oraz ciężkich przeprowadzano w warunkach drogowych, w specjalnie opracowanych testach RDE przy użyciu analizatorów związków szkodliwych spalin z grupy PEMS. Nie istnieją jednak sprecyzowane przepisy dotyczące badań pojazdów szynowych, które nadal badane są jedynie w warunkach laboratoryjnych. W najnowszych normach emisji spalin dla pojazdów pozadrogowych istnieje zapis mówiący o konieczności badań w warunkach rzeczywistych, jednak nie ustalono żadnej procedury badawczej oraz nie podano wartości granicznych poszczególnych związków szkodliwych spalin. Badania w warunkach rzeczywistych mają na celu weryfikację wskaźników ekologicznych pojazdów w szerokim spektrum pracy ich układów napędowych. Takie pomiary wykonuje się przede wszystkim ze względu na określenie wpływu zastosowanych układów napędowych i parametrów ruchu pojazdów na emisję związków szkodliwych oraz wskazanie różnic między procedurami



homologacyjnymi, a ich rzeczywistą eksploatacją. Liczne testy przeprowadzane na całym świecie, dowodzą, że badania hamowniane znacznie różnią się od tych wykonywanych w warunkach drogowych, szczególnie w zakresie tlenków azotu [9, 50, 83, 95, 99, 73]

Rozwój i minimalizacja aparatury pomiarowej do pomiaru związków szkodliwych spalin pozwala wykonywać coraz bardziej dokładne badania w rzeczywistych warunkach eksploatacyjnych. Poza tym możliwości aplikacyjne tego typu urządzeń są cały czas zwiększane. Dzięki temu istnieje możliwość uwzględnienia specyfiki ruchu każdego z typów pojazdów (drogowych, torowych, pozadrogowych). Podczas stosowania aparatury typu PEMS istnieją jednak pewne ograniczenia. Odnosi się to przede wszystkim do tego, że analizatory podczas czynności testowych muszą zostać zainstalowane na pojeździe badawczym, a sondy pomiarowe należy umieścić bezpośrednio w układzie wylotowym. Montaż aparatury jest zazwyczaj bardzo czasochłonny, dodatkowo nie zawsze istnieje możliwość zastosowania przepływomierzy gazów wylotowych, które usprawniają przeprowadzania badań. Z tego powodu należy wyznaczać charakterystyki przepływowe wykorzystując informacje o ciśnieniu w kolektorze dolotowym, temperaturze za turbosprężarką oraz o prędkości obrotowej wału korbowego. Dodatkowo procedura badań w warunkach rzeczywistych zobowiązuje do zastosowania szeregu wymagań (tab.3.1).

Tab. 3.1. Warunki dotyczące przejazdu w testach RDE [107, 131, 132, 134, 136]

Parametr	Wymagania		
	miejska	pozamiejska	autostradowa
Część przejazdu	miejska	pozamiejska	autostradowa
Czas trwania testu	90–120 min		
Udział czasu pracy	29–44%	23–43%	23–43%
Minimalny dystans	16 km	16 km	16 km
Prędkość pojazdu	$v \geq 60$ km/h	$60\text{km/h} < v \leq 90$ km/h	$v > 90$ km/h
Średnia prędkość pojazdu	15–40 km/h	–	–
$v > 100$ km/h	–	–	$\geq 5$ min
$v > 140$ km/h	–	–	< 3% czasu jazdy po autostradzie
Udział postoju	6–30% czasu części miejskiej	–	–
Skumulowany dodatni przyrost wysokości	< 1200 m / 100 km		
Różnica wysokości początku/końca testu	$\leq 100$ m		

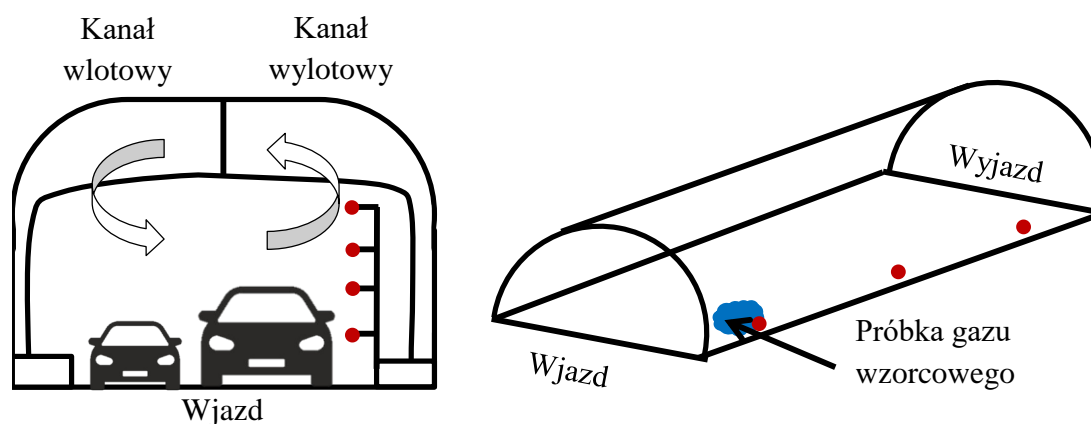
Przejazd badawczy w procedurze RDE składa się z sekwencji trzech etapów jazdy: w terenie miejskim, pozamiejskim oraz po autostradzie, które klasyfikowane są na podstawie prędkości chwilowej, a ich udział wyraża się jako procent łącznej odległości przejazdu. Badanie obejmuje w przybliżeniu ( $\pm 10\%$ ) 34% użytkowania w mieście z prędkością pojazdu nieprzekraczającą 60 km/h, 33% czasu pracy w terenie pozamiejskim z prędkością od 60 km/h do 90 km/h oraz 33% na autostradzie z prędkością pojazdu powyżej 90 km/h. Całkowity czas trwania testu wynosi od 90 min do 120 min, a minimalna odległość pokonana w terenie miejskim, pozamiejskim



i na autostradzie powinna wynosić po 16 km dla każdego z etapów. Ze względu na to pomiary tego typu są bardzo czasochłonne oraz wymagają zastosowania znacznych środków finansowych. Co ważniejsze pomiary w rzeczywistych warunkach eksploatacji wykonywane są przede wszystkim na nowych pojazdach, ponieważ tego wymagają przepisy homologacyjne. Pojazdy stare oraz wyeksploatowane, stanowiące największe zagrożenie dla środowiska oraz zdrowia ludzi badane są zazwyczaj jedynie podczas badań kontrolnych na Stacjach Kontroli Pojazdów, które często nie są wiarygodne oraz w ośrodkach badawczych w celach naukowych. Dlatego wciąż rozwijają się również pomiary, które nie wymagają ingerencji w konstrukcję pojazdu oraz wymagają zastosowania znacznie mniejszych nakładów finansowych [18, 57, 63, 96, 174–176].

Alternatywnym rozwiązaniem są pomiary teledetekcyjne, które umożliwiają badanie zanieczyszczeń pojazdów bez konieczności montażu aparatury na badanych pojazdach. Urządzenia tego typu rejestrują chwilowy pomiar stężenia spalin z przejeżdżającego obiektu, dzięki czemu możliwy jest pomiar dużej ilości pojazdów w krótkim czasie oraz przy niskich kosztach jednostkowych. Wyróżnić można cztery główne systemy teledetekcyjne – badania tunelowe, metodę odwrotnej dyspersji, metodę ekstrakcyjną oraz system otwartej ścieżki. Szeroka analiza literatury wykazała, że istnieją liczne rozwiązania pomiarów tego typu dla pojazdów osobowych oraz pojazdów ciężkich, istnieją natomiast braki w literaturze dotyczące tego typu badań dla pojazdów szynowych

Badania tunelowe (rys. 3.1) [66, 67, 145] przeprowadzane są dla zespołu pojazdów, a emisja związków szkodliwych spalin wyznaczana jest dla badanego obszaru. W badaniach tego typu w celu pobrania próbek wykorzystuje się najczęściej system wentylacyjny. Przed pomiarem dostarczana jest próbka gazu wzorcowego. Próbki powietrza pobierane są w kilku punktach pomiarowych, co umożliwia uzyskanie uśrednionego stężenia w przekroju poprzecznym. Zbierane są one do specjalnych worków lub trafiają bezpośrednio do urządzeń pomiarowych przy określonym przepływie. Następnie zebrane zanieczyszczenia poddawane są kontroli i analizie przy pomocy analizatorów do pomiaru poszczególnych związków szkodliwych spalin. Najczęściej do pomiarów  $\text{CO}_2$  oraz  $\text{CO}$  stosuje się analizatory NDIR (*Non-dispersive infrared*) lub technologii powiązanych [66, 84, 97]. Do pomiarów  $\text{NO}_x$  wykorzystuje się detektory chemiluminescencyjne [66, 77, 84, 85, 97], HC mierzy się natomiast przy użyciu analizatora FID (*Flame Ionization Detector*). [84, 97, 102–105, 153, 158]. PM bada się z zastosowaniem metod grawimetrycznych [55, 77, 84, 86, 91, 165, 171, 172].



Rys.3.1. Metoda poboru próbek spalin metodą badań tunelowych, gdzie czerwone kropki (●) oznaczają rozmieszczenie punktów pomiarowych [66, 67, 144]

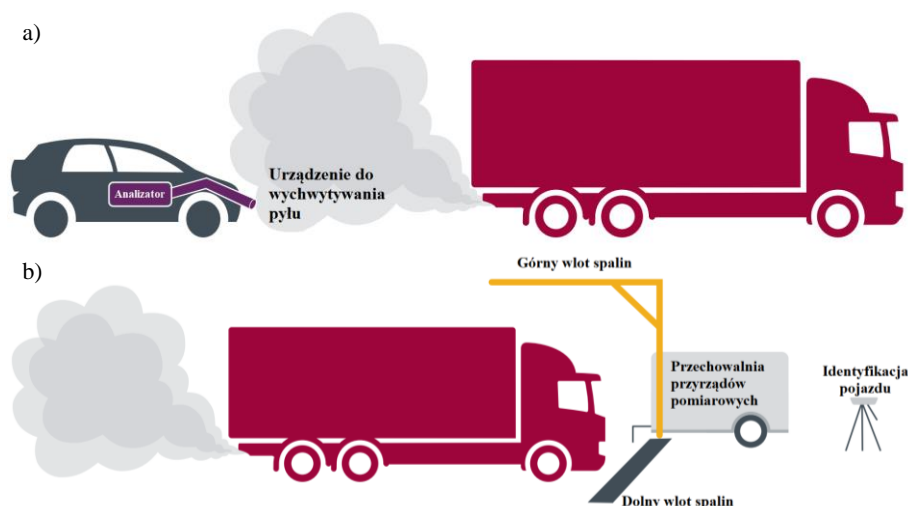
Badania emisji związków szkodliwych spalin w tunelach drogowych po raz pierwszy zastosowano na końcu lat 70. [108], a z czasem pomiary te zaczęto stosować na szeroką skalę w Stanach Zjednoczonych [17,46, 47, 52, 58, 69, 90, 101, 108, 110, 124, 142, 180]. Podobne badania przeprowadzano również w innych miejscach, jak na przykład w Australii [31], Austrii [86, 144, 160, 161], Brazylii [29 166], Kanadzie [52, 106], Chinach [91], Francji [163], Hongkongu [23, 24], na Węgrzech [59], Korei [91, 104, 105], Libanie [45], Meksyku [102, 103], Litwie [165], Szwajcarii [171, 172, 25, 70, 92, 151, 152], Szwecji [54, 84, 148, 150] oraz Tajwanie [66, 64, 65].

Główną zaletą badań tunelowych jest miejsce wykonania badania. Przyczyniają się do tego przede wszystkim ściany tuneli oraz zastosowane systemy filtracji powietrza. Stanowią one barierę dla czynników zewnętrznych, takich jak zanieczyszczenia pochodzące z pojazdów poza tunelami lub z lokalnych źródeł stacjonarnych. Dodatkowo system wentylacji tunelu umożliwia pomiar przepływów powietrza. Kolejną zaletą badań tunelowych jest możliwość łatwego rozmieszczenia aparatury pomiarowej. Przeprowadzone badania [69, 109] wykazały, jednak, że modele lokalne emisji znacznie odbiegają od wartości rzeczywistych (szczególnie w przypadku wyników CO i HC, które były dwukrotnie mniejsze), co wzbudziło wątpliwości dotyczące dokładności otrzymanych wyników badań. Badania te zostały następnie potwierdzone przez innych naukowców [25, 26, 51–53, 66, 146] Niektórzy badacze [70, 161] na podstawie wykonanych badań stwierdzili, że dla dokładności pomiarów, powinno brać się pod uwagę takie czynniki jak skład floty, średnia prędkość, nachylenie drogi, aerodynamika tunelu, a wykonane badania należy poddać analizie porównawczej z wynikami uzyskanymi w warunkach laboratoryjnych.

Metoda odwrotnej dyspersji jest najrzadziej stosowaną metodą teledetekcji, w związku z tym istnieje tylko ograniczona ilość dostępnej literatury. Badanie to, jak sama nazwa wskazuje bazuje na metodzie odwrotnej dyspersji i wykorzystuje zmodyfikowany klasyczny gaussowski model smugi zanieczyszczeń dla emisji ruchu drogowego. Wykorzystuje się różne metody badań, jednak wszystkie podejścia bazują na pomiarze stężeń zanieczyszczeń w powietrzu otoczenia oraz parametrów meteorologicznych związanych z funkcją dyspersji w celu oszacowania średnich lokalnych wartości emisji związków szkodliwych spalin. Od wykonanych pomiarów odejmowane jest tło otoczenia, mierzone w miejscach odizolowanych od zanieczyszczeń drogowych lub w miejscach w pobliżu dróg w których badania wykonywane były z wiatrem oraz pod wiatr [10, 27, 28, 48, 68, 76, 82, 121, 125, 167]. Teoretycznie pomiary tego typu można zastosować dla dowolnego odcinka drogi, jednak zapotrzebowanie na dostępne w pobliżu punkty monitorowania warunków zewnętrznych oraz wysoka niepewność wykonywanych modeli prawdopodobnie ograniczyły szersze zastosowanie metody. Ze względu na ograniczoną liczbę publikacji oraz wykonanych cykli testowych nie można jednoznacznie ocenić efektywności tego podejścia oraz jej niepewności pomiarowej.

Kolejnym typem badań teledetekcyjnych są pomiary ekstrakcyjne (rys. 3.2) [87, 111–120, 122, 141, 155, 156, 177]. Technika badawcza opierająca się na zjawisku teledetekcji ekstrakcyjnej polega na wykorzystaniu systemu pobierającego i analizującego próbkę spalin. Stanowisko pomiarowe można umieścić na mobilnym punkcie badawczym wyposażonym w zestaw do wychwytywania spalin. Samochód badawczy podąża za pojazdem, który

poddawany jest pomiarom, pochłaniając część z emitowanych przez niego spalin. Spaliny emitowane przez analizowane pojazdy są wychwytywane i kierowane do analizatorów zanieczyszczeń w celu rozpoznania i pomiaru ich wartości. Możliwe jest również zastosowanie stacjonarnych punktów pomiarowych, w pobliżu których następuje ciągle zasysanie powietrza, a próbki do badań pobierane są w okolicach układu wylotowego pojazdów. Metoda teledetekcji ekstrakcyjnej cechuje się dużą dokładnością pomiarową, wynikającą jedynie ze złożoności technologii analizatorów. Wadą takich pomiarów jest jednak ograniczona liczba obiektów, która może zostać poddana badaniom [11]. Większość badań ekstrakcyjnych opiera się na wykorzystaniu specjalnie zabudowanych systemów (zwykle systemów monitorowania powietrza atmosferycznego) zmodyfikowanych przez naukowców [8, 49, 56]. Aparatura badawcza składa się zazwyczaj z analizatorów NDIR do pomiaru CO [8, 22, 7–80], chemiluminescencyjnego dla NO [8, 22] oraz NDUV (*Non-Dispersive Ultraviolet*) dla O<sub>3</sub> [22] oraz z optycznych liczników PM [22, 49, 123, 170]. Analiza literatury wykazała, że dla badań ekstrakcyjnych nie oszacowano wartości granicznych emisji czy stężeń spalin badanych obiektów.

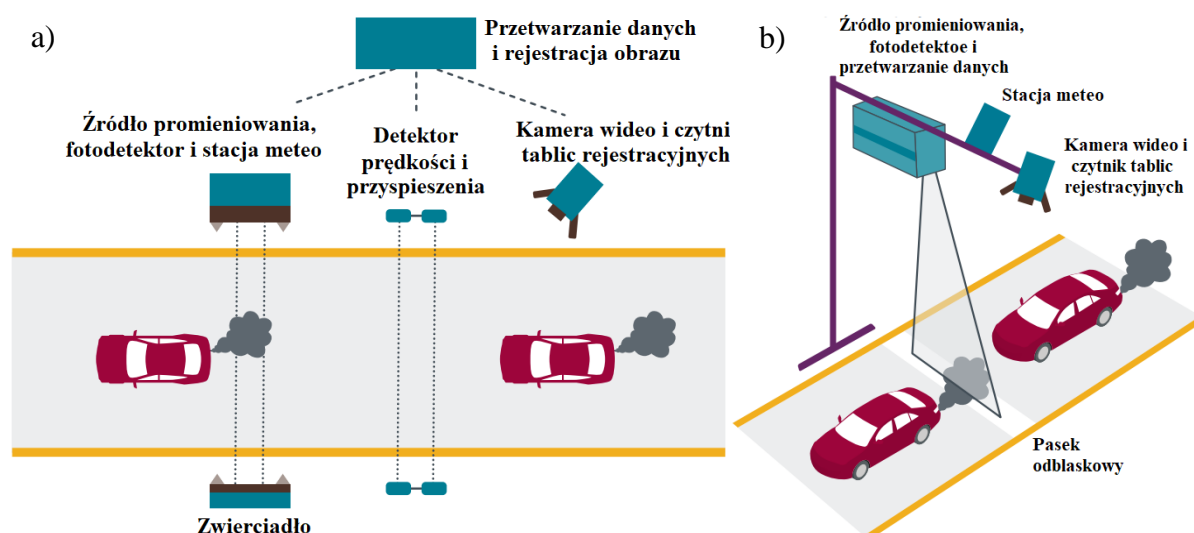


Rys. 3.2. Metoda poboru próbek spalin metodą teledetekcji ekstrakcyjnej przy wykorzystaniu a) mobilnego punktu pomiarowego, b) stacjonarnego punktu pomiarowego [11]

Kolejny rodzaj systemów teledetekcji wykorzystuje system otwartej ścieżki [16, 19, 87, 179, 157]. Wyposażony jest on źródło i detektor światła, które umieszczone są z boku jezdni lub nad nią (rys. 3.3). Źródło światła (podczerwone lub ultrafioletowe) odbijane jest przez zwierciadło umieszczone po przeciwległej stronie drogi. Światło pochłaniane przez strumień spalin zostaje poddane pomiarowi i odniesione do stężeń poszczególnych zanieczyszczeń w strumieniu spalin. Urządzenie umożliwia pomiar stężenia zanieczyszczeń po przekroczeniu przez pojazd wiązki światła. Zastosowana aparatura do pomiarów warunków zewnętrznych pozwala na ciągłą rejestrację i kontrolę stanu powietrza otoczenia. Dzięki temu możliwe jest oddzielenie zanieczyszczeń występujących w powietrzu i tych emitowanych przed obiekt badawczy. Stanowisko do badania metodą teledetekcji umożliwia pomiar prędkości i przyspieszenia pojazdu oraz dzięki zastosowaniu kamer daje możliwość następuje identyfikacji tablic rejestracyjnych badanych pojazdów [11]. Przy pomiarach metodą otwartej ścieżki przeszkodę stanowią takie czynniki jak np. różnice w czasie między przejeżdżającymi pojazdami przez

wiązkę światła, co oznacza różne czasy sekwencji skanowania, a także zmienność składu powietrza w tle. Dodatkowo metoda obarczona jest dużą niepewnością związaną z długością ścieżki pomiarowej. W rezultacie wielu badaczy normalizowało pomiary odnosząc je do emisji CO<sub>2</sub> [13, 16, 18, 113, 119, 155]. Badania teledetekcyjne trwają zwykle od 1–2 dni do kilku tygodni, w zależności od lokalnej floty pojazdów, dzięki czemu zwykle gromadzi się dane dla około 1000 – 100 000 pojazdów. Przyrządy teledetekcyjne używa się głównie do pomiarów CO, HC, NO oraz PM. W literaturze naukowej badacze podają średnie stężenia poszczególnych związków szkodliwych spalin – dla CO wartości wynoszą 0,2 – 3,5% [81, 87, 122, 141, 148, 149, 155, 156, 177], 0,004–0,22% dla HC [15, 81, 122, 148, 149, 157] oraz 35 ppm – 1000 ppm dla NO [81, 87, 122, 141, 148, 149, 155, 156, 177].

Szerokie studium literaturowe wykazało, że od kilkunastu lat w różnych światowych ośrodkach naukowych [1–5, 7–88, 90–92, 94–99, 101–126, 131, 132, 134, 136, 141–146, 148–162, 165–167, 169–172, 174–180] przeprowadza się prace nad urządzeniami do oceny emisji zanieczyszczeń zarówno w warunkach stacjonarnych jak i rzeczywistych. Opracowywane rozwiązania są jednak cały czas niewystarczające. Ze względu na problem emisji związków szkodliwych spalin z pojazdów silnikowych istnieje konieczność dalszych badań przy pomocy bardziej rozwiniętej aparatury pomiarowej.



Rys.3.3. Schemat pomiaru metodą otwartej ścieżki: a) konfiguracja zastosowana na skrzyżowaniach, b) system wykrywania z góry na dół [11]

#### **4. Cel i zakres pracy**

Przeprowadzone badania i literatura fachowa, potwierdzają że rzeczywista emisja znacząco odbiega od emisji wyznaczonej w testach homologacyjnych i na stacji kontroli pojazdów (jeżeli w ogóle do tych drugich dochodzi) [3, 4, 20, 72, 71, 88, 126, 143, 148, 169]. Powszechnie znany i opisywany w literaturze światowej jest wpływ pojazdów samochodowych na jakość powietrza, a coraz częściej spostrzeżenia te dotyczą również pojazdów szynowych. Związane z tym jest zmniejszenie długości życia ludzi oraz wzrost zachorowalności, dotyczy to głównie chorób górnych dróg oddechowych i chorób nowotworowych. W Polsce w dużych aglomeracjach obserwowany jest smog, a limity stężenia pyłów są przekraczane przez znaczną liczbę dni w roku, do czego przyczynia się eksploatacja dużej liczby pojazdów. Wśród nich szczególnie niebezpieczne są te w złym stanie technicznym [5, 12, 18, 57, 63, 96, 174–176].

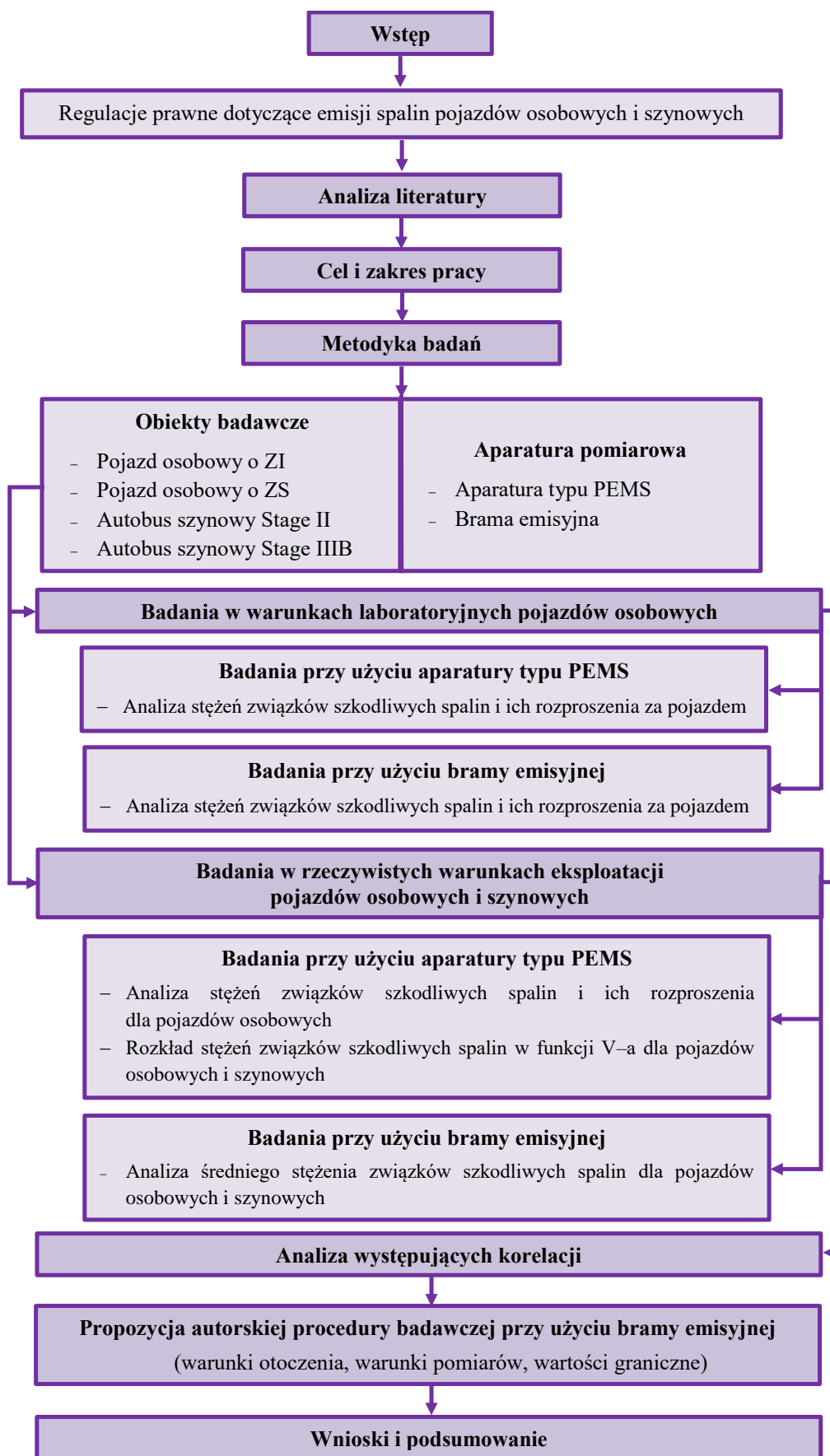
Rozwiązaniem tego problemu może być zastosowanie systemu zdalnej oceny stężeń związków szkodliwych – czyli modułowych urządzeń zwanych potocznie bramami emisyjnymi. Umożliwią one szybką ocenę rzeczywistych zanieczyszczeń pojazdów danej grupy, na podstawie której możliwe będzie podjęcie odpowiednich działań dla emiterów znacznie degradujących środowisko naturalne. W związku z tym podjęto temat rozprawy doktorskiej obejmujący zagadnienia badań stężeń związków szkodliwych spalin z silników pojazdów drogowych oraz szynowych w rzeczywistych warunkach eksploatacji (rys. 4.1). W przypadku pojazdów osobowych przeprowadzone badania podzielono na cztery główne etapy:

1. badania stacjonarne przy wykorzystaniu aparatury pomiarowej typu PEMS,
2. badania dynamiczne przy wykorzystaniu aparatury pomiarowej typu PEMS,
3. badania stacjonarne przy wykorzystaniu bramy emisyjnej,
4. badania dynamiczne przy wykorzystaniu bramy emisyjnej.

Pojazdy szynowe, przebadano jedynie w warunkach rzeczywistych. Testy przeprowadzono przy wykorzystaniu aparatury typu PEMS oraz z użyciem bramy emisyjnej. Na tej podstawie sformułowano cel pracy:

**Opracowanie metody nieinwazyjnej oceny stężeń związków szkodliwych spalin z różnych typów pojazdów w ruchu, potwierdzonej badaniami zgodnymi z rzeczywistymi warunkami eksploatacji oraz ich eksperymentalną weryfikacją**

Pierwszym zadaniem badawczym zrealizowanym w pracy było ustalenie metodologii badań, obejmującej rodzaj i ilość badanych obiektów, analizę i dobór technik pomiaru stężeń związków szkodliwych spalin (w celu wybrania odpowiedniej aparatury pomiarowej) oraz wyznaczenie tras badawczych, na których przeprowadzane zostały pomiary. Konieczne było również zdefiniowanie zmiennych parametrów wykonywanych badań, takich jak prędkość i przyspieszenie pojazdu, a także warunków otoczenia w jakich wykonane zostały pomiary. Badania właściwe obejmowały natomiast pomiary emisji gazowych składników spalin oraz PM w rzeczywistych warunkach ruchu za pomocą aparatury typu PEMS. Na tej podstawie opracowana została metodyka badań pojazdów przy użyciu urządzeń przeznaczonych do zdalnej oceny zanieczyszczeń. Dalsze badania przy użyciu bramy emisyjnej zostały wykonane analogicznie do poprzednich pomiarów.



Rys. 4.1. Struktura pracy

Na tej podstawie natomiast wykonane zostały analizy występujących korelacji między otrzymanymi wynikami badań. Na końcu dało to możliwość opracowania nowatorskiej procedury oceny stężeń związków szkodliwych spalin z pojazdów różnego typu. Na podstawie celu pracy oraz wstępnych rozważań sformułowano problem badawczy:

**I: Identyfikacja pojazdów o ponadnormatywnej emisji związków szkodliwych spalin przy wykorzystaniu metody teledetekcji**

Przygotowanie konceptu opierało się na opracowaniu metodologii pomiarów, procedur badawczych, przeprowadzeniu badań oraz propozycji rozwiązań dla pomiarów z wykorzystaniem bramy emisyjnej. Został on uzupełniony propozycją teledetekcyjnej procedury badawczej w której określone zostały warunki otoczenia, warunki pomiarów oraz wartości graniczne stężeń badanych związków szkodliwych spalin. W ocenie limitów stężeń związków szkodliwych spalin niezbędne jest uwzględnienie jak największego zakresu, obejmującego pojazdy o różnych standardach emisji, wieku – czasie eksploatacji, typie oraz napędzie. W związku z tym przebadano ponad 70 różnych pojazdów osobowych oraz prawie 100 pojazdów szynowych. Wykorzystane urządzenia pomiarowe pozwalały na wyznaczenie wartości stężeń takich związków jak: CO<sub>2</sub>, CO, NO, HC oraz PM. z przejeżdżających pojazdów (zarówno środków transportu drogowego, jak i szynowego). Aparatura umożliwiała także przeprowadzenie autorskiej procedury oceny zanieczyszczeń polegającej na określeniu indywidualnej wartości stężeń z każdego pojazdu przemieszczającego się w danym obszarze i czasie. Procedura powstawała w oparciu o badania aparaturą typu PEMS, na podstawie których opracowywano metodologię badań oraz procedury badawcze dla bramy emisyjnej.



## 5. Metodyka badań

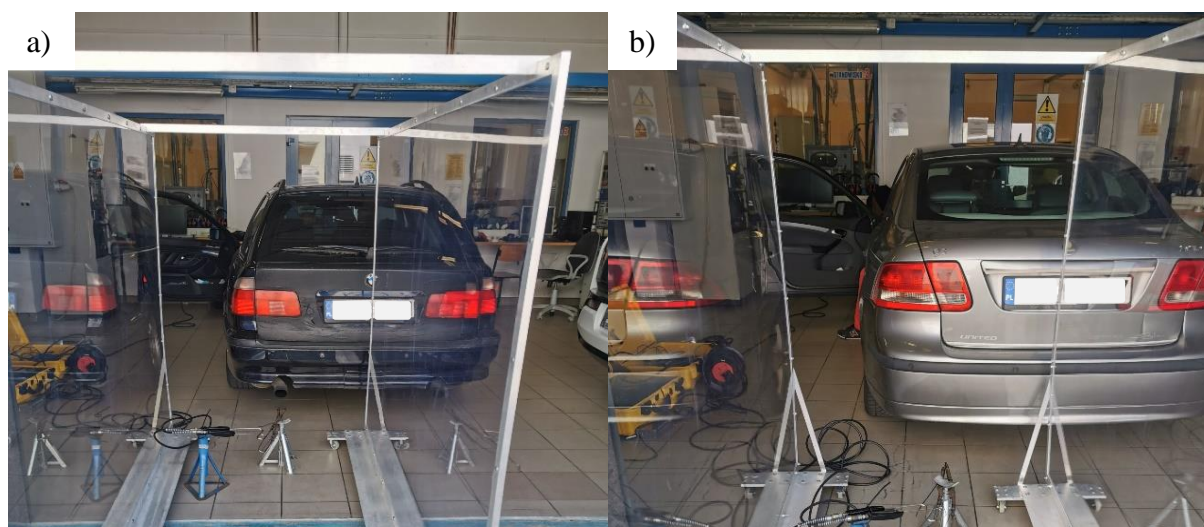
### 5.1. Program badań

Przeprowadzone w pracy badania obejmowały pomiary stężeń związków szkodliwych spalin. Testy dla pojazdów drogowych podzielono na cztery główne etapy. Pierwszym z nich były badania laboratoryjne wykonane przy wykorzystaniu aparatury pomiarowej typu PEMS, którą w kolejnym etapie zainstalowano na pojeździe i przeprowadzono badania na wcześniej wyznaczonej trasie badawczej. Kolejne dwa etapy pomiarowe obejmowały badania przy wykorzystaniu bramy emisyjnej. Trzeci etap przeprowadzony został na laboratoryjnym stanowisku badawczym, natomiast ostatni obejmował pomiary w warunkach ruchu drogowego. W przypadku pojazdów szynowych, badania podzielono na dwa etapy, przeprowadzone w warunkach rzeczywistych. Testy przeprowadzono przy wykorzystaniu aparatury typu PEMS (etap pierwszy) oraz bramy emisyjnej (etap drugi).

Badania wykonane w pierwszym etapie obejmowały pomiar związków szkodliwych spalin w różnych punktach pomiarowych, od pomiaru bezpośrednio z układu wylotowego pojazdu do punktu, w którym sonda pomiarowa oddalona była o 50 cm. Wykonano trzy cykle badawcze obejmujące bieg jałowy (800 obr/min – 850 obr/min), prędkość 1500 obr/min oraz 3000 obr/min (tab. 5.1, rys. 5.1).

Tab. 5.1. Warunki pomiaru stężeń związków szkodliwych spalin dla pojazdów osobowych w warunkach laboratoryjnych

Cykl pomiarowy	Punkt pomiarowy [cm]															
bieg jałowy																
1500 obr/min	bezp. <sup>1</sup>	0	1	2	3	4	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50
3000 obr/min																
<sup>1</sup> – pomiar bezpośrednio w układzie wylotowym																



Rys. 5.1. Badania związków szkodliwych – a) pojazd I na stacjonarnym stanowisku badawczym, b) pojazd II na stacjonarnym stanowisku badawczym



W kolejnym etapie badawczym, w warunkach laboratoryjnych, tak jak w poprzednich pomiarach, zastosowano trzy prędkości obrotowe – prędkość obrotową biegu jałowego, 1500 obr/min oraz 3000 obr/min (tab. 5.2, rys. 5.2). Punkty pomiarowe ustalono na podstawie wcześniej przeprowadzonych badań. Dodatkowo pojazdy przebadano również w rzeczywistych warunkach eksploatacji. Badania obejmowały pomiar stężenia związków szkodliwych spalin oraz ich natężenia w funkcji prędkości i przyspieszenia w różnych punktach pomiarowych.

Tab. 5.2. Warunki pomiaru stężeń związków szkodliwych spalin z pojazdów osobowych w warunkach stacjonarnych i rzeczywistych

Cykl pomiarowy	Punkt pomiarowy [cm]			
bieg jałowy	pomiar bezpośrednio w układzie wylotowym	5	10	20
1500 obr/min				
3000 obr/min				
przejazd rzeczywisty				



Rys. 5.2. Badania związków szkodliwych – a) stacjonarny pomiar stężenia związków szkodliwych spalin, b) układ sondy pomiarowej przy badaniach stacjonarnych, c) dynamiczny pomiar stężenia związków szkodliwych spalin, d) układ sondy pomiarowej przy badaniach dynamicznych

W warunkach dynamicznych, przy użyciu aparatury do pomiaru związków szkodliwych spalin, przebadano również autobusy szynowe (tab. 5.3, rys. 5.3). Badania ograniczono do pomiarów wykonanych jedynie bezpośrednio w układzie wylotowym mając na uwadze zachowanie warunków bezpieczeństwa. Ze względu na to, że pojazdy badane były podczas ich normalnej eksploatacji sprzęt pomiarowy nie mógł być umieszczony poza obrysem badanych obiektów. Część trasy posiada sieć trakcyjną, która mogłaby zostać uszkodzona przez wysunięte poza pojazd elementy aparatury pomiarowej. Podczas przejazdów autobusów szynowych mierzono stężenia związków szkodliwych spalin oraz ich natężenie w funkcji prędkości i przyspieszenia ( $\text{CO}_2$ , CO, HC, NO, PM) podobnie jak miało to miejsce w przypadku pojazdów osobowych.

Tab. 5.3. Warunki pomiaru związków szkodliwych spalin pojazdów szynowych w warunkach rzeczywistych

Cykl pomiarowy	Punkt pomiarowy [cm]
przejazd rzeczywisty	pomiar bezpośrednio w układzie wylotowym



Rys. 5.3. Badania związków szkodliwych – a) przykładowy obiekt badawczy, b) aparatura pomiarowa do badań związków szkodliwych spalin w rzeczywistych warunkach eksploatacji, c) układ sondy pomiarowej pojazdu I, d) układ sondy pomiarowej pojazdu II



W kolejnym etapie przebadano pojazdy osobowe przy użyciu bramy emisyjnej w warunkach laboratoryjnych. Badania polegały na pomiarze stężeń związków szkodliwych spalin obiektów badawczych w trakcie postoju. Układ wylotowy obiektów badawczych połączono z aparaturą pomiarową w celu przetransportowania spalin związków szkodliwych bezpośrednio z pojazdu do urządzenia. Badana próbka spalin była badana w pobliżu detektorów poszczególnych zanieczyszczeń, a konstrukcja ustawiona była tak, aby nie zakłócała sygnału na drodze pomiarowej między nadajnikiem a odbiornikiem. Dodatkowo w celu sprawdzenia występujących korelacji analogiczne badania przeprowadzono również przy użyciu aparatury typu PEMS. Badania stężeń związków szkodliwych spalin, które następnie ze sobą zestawiono zostały wykonane na tych samych obiektach badawczych oraz w tych samych, stałych, warunkach otoczenia (temperatura, wilgotność). Wartości stężeń związków gazowych oraz PM sprawdzano w kilku punktach pomiarowych (tab. 5.4, rys. 5.4).



Rys. 5.4. Badania związków szkodliwych spalin – a) stanowisko pomiarowe do badań związków szkodliwych spalin w warunkach stacjonarnych, b) układ sondy pomiarowej, c) brama emisyjna wraz z widokiem na obiekt badawczy, d) widok układu pomiarowego

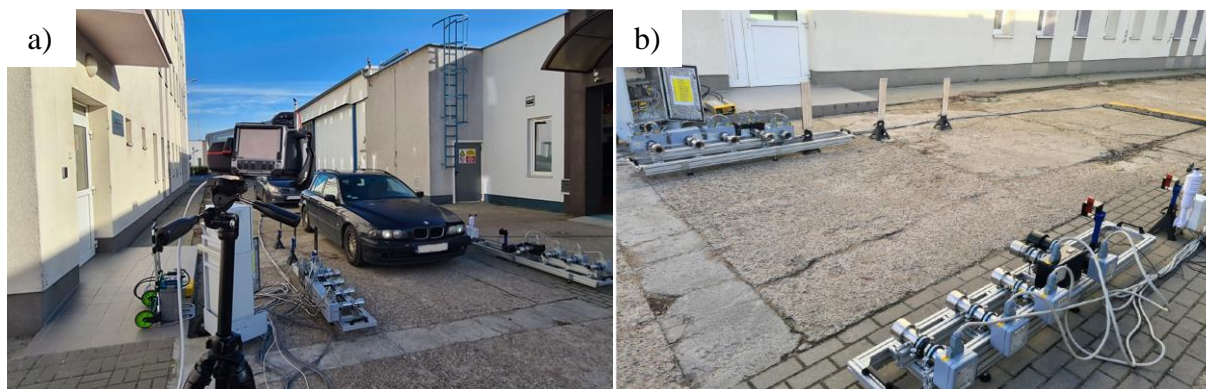
Tab. 5.4. Warunki pomiaru związków szkodliwych spalin w warunkach stacjonarnych

Cykl pomiarowy	Aparatura pomiarowa	
bieg jałowy	Brama emisyjna	Aparatura typu PEMS
1000 obr/min		
1500 obr/min		
2000 obr/min		
2500 obr/min		
3000 obr/min		

Ostatnie dwa cykle badawcze opierały się na badaniach związków szkodliwych pojazdów będących w ruchu przy użyciu bramy emisyjnej (tab. 5.5, tab. 5.6). Przebadano w ten sposób zarówno pojazdy drogowe (ponad 70 pojazdów) jak i szynowe (prawie 100 pojazdów). Urządzenie do pomiaru teledetekcji ustawione było tak, aby pojazdy mogły przeciąć drogę pomiarową między nadajnikiem i odbiornikiem. Podczas badań samochodów osobowych aparaturę ustawiono na drodze utwardzonej na kampusie Politechniki Poznańskiej. W przypadku pojazdów szynowych brama emisyjna usytuowana była na platformie znajdującej się w Punkcie Utrzymania Taboru Kolejowego (rys. 5.5). Aparatura została umieszczona na specjalnie przygotowanej konstrukcji, tak aby umożliwić pomiar stężeń autobusów szynowych, które posiadają układ wylotowy na dachu obiektu.

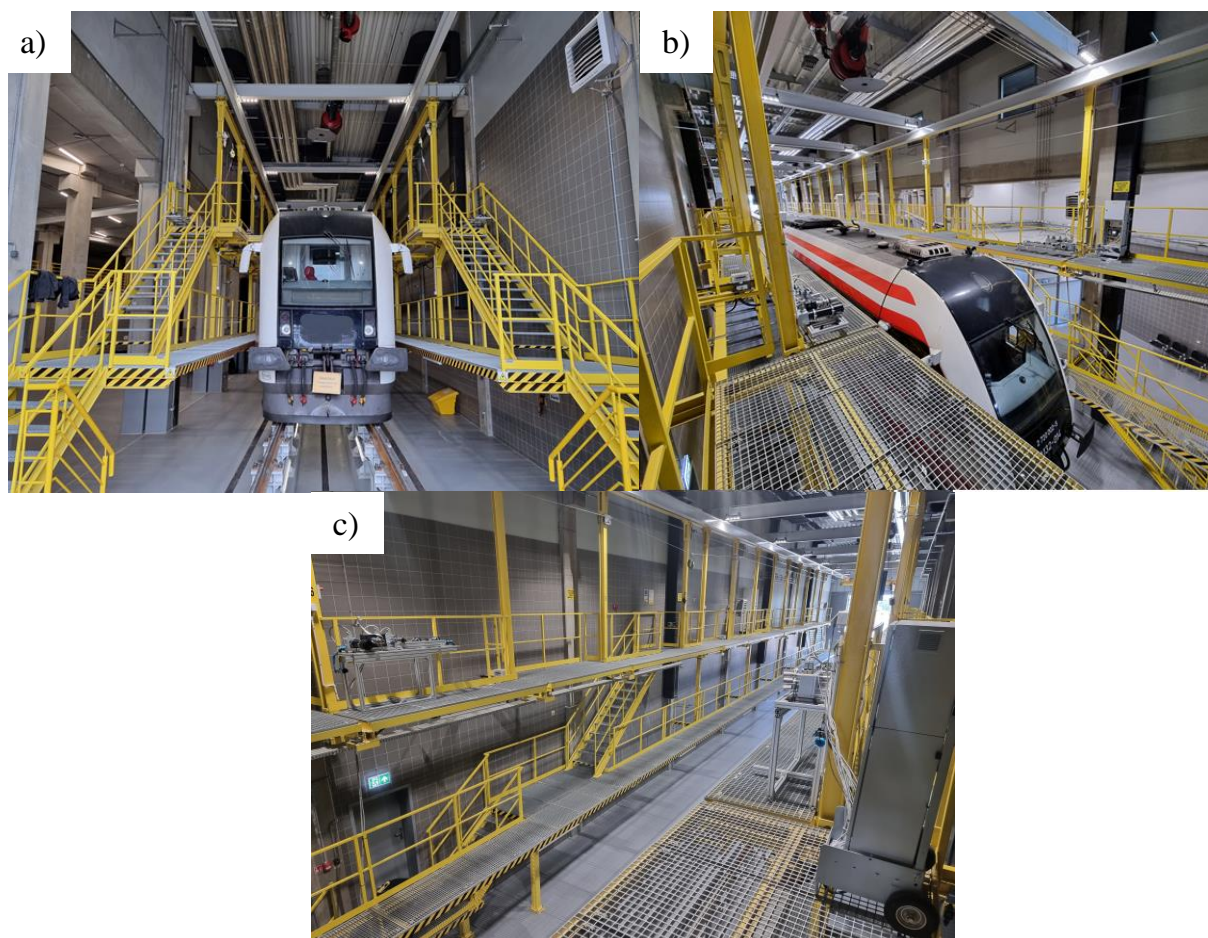
Tab. 5.5. Warunki pomiaru związków szkodliwych spalin w warunkach rzeczywistych pojazdów osobowych oraz szynowych

Cykl pomiarowy	Punkt pomiarowy
przejazd rzeczywisty pojazdów osobowych	pomiar za pojazdem w warunkach drogowych
przejazd rzeczywisty pojazdów szynowych	pomiar za pojazdem w Punkcie Utrzymania Taboru Kolejowego



Rys. 5.5. Badania związków szkodliwych spalin – a) stanowisko pomiarowe do badań pojazdów osobowych, c) brama emisyjna





Rys. 5.6. Badania związków szkodliwych spalin – a) obiekt badawczy na stanowisku pomiarowym, b) stanowisko pomiarowe do badań pojazdów szynowych, c) brama emisyjna

## 5.2. Obiekty badawcze

Przeprowadzone badania wykonano na licznej grupie eksperymentalnej pojazdów w celu uzyskania rzetelnych wyników pomiarów. Dotyczy to głównie badań przy użyciu bramy emisyjnej w rzeczywistych warunkach eksploatacji. W tym przypadku pomiary przeprowadzono na grupie 100 pojazdów szynowych oraz 70 pojazdów osobowych. Część z nich charakteryzowała się znacznym stopniem wyeksploatowania, zaniedbaniem lub uszkodzeniami ze względu na założenia pomiaru teledetekcyjnego, mającego na celu identyfikację największych emiterów związków toksycznych spalin. Wyniki przedstawiono w dalszej części pracy w formie analizy statystycznej. Średnie stężenie poszczególnych związków szkodliwych spalin odniesiono do liczby pomiarów. W rozprawie doktorskiej przedstawiono przykładowe obiekty badawcze, będące reprezentantami maszyn różnych kategorii (rys. 5.7. tab.5.6).

Pierwszym obiektem badawczym był samochód osobowy o zapłonie iskrowym. Pojazd wyposażony był w trójfunkcyjny reaktor katalityczny i spełniał normę Euro 3. Kolejny samochód osobowy wyposażony był natomiast w silnik o zapłonie samoczynnym. Posiadał on filtr cząstek stałych i homologowany był zgodnie z normą emisji spalin Euro 4. Przebadano

również dwa autobusy szynowe posiadające po dwa silniki spalinowe o tym samym układzie, liczbie cylindrów oraz o objętości skokowej. Pojazd spełniający normę Stage II nie był wyposażony w żadne układy oczyszczania natomiast szynobus homologowany zgodnie z normą Stage IIIB posiadał układ selektywnej redukcji

Tab. 5.6. Parametry obiektów badawczych

Parametr	Pojazd osobowy I	Pojazd osobowy II	Autobus szynowy I	Autobus szynowy II
Liczba silników	1	1	2	2
Typ silnika	ZI	ZS	ZS	ZS
Układ cylindrów	rzędowy	rzędowy	rzędowy	rzędowy
Liczba cylindrów	6	4	6	6
Objętość skokowa [dm <sup>3</sup> ]	2,8	1,9	12.8	12.8
Moc maksymalna [kW]	142	110	257	390
przy prędkości obrotowej [obr/min]	5500	4000	2000	1800
Maksymalny moment obrotowy [Nm]	280	320	1500	2200
przy prędkości obrotowej [obr/min]	3500	2000	1000–1500	1300
Układy oczyszczania spalin	TWC	DPF	–	SCR
Norma emisji spalin	EURO 3	EURO 4	Stage II	Stage IIIB



Rys. 5.7. Obiekty badawcze

a) samochód osobowy I, b) samochód osobowy II, c) autobus szynowy I, d) autobus szynowy II

### 5.3. Aparatura pomiarowa

#### 5.3.1. Aparatura typu PEMS

Powszechnie do badań emisji zanieczyszczeń związków szkodliwych spalin wykorzystuje się analizatory spalin z grupy PEMS. Pozwalają one na przeprowadzenie rzetelnych i dokładnych pomiarów w rzeczywistych warunkach eksploatacji pojazdów. Badania wykonywane przy użyciu mobilnej aparatury pomiarowej wprowadzane są do procedur homologacyjnych na całym świecie. Obecnie samochody osobowe oraz pojazdy ciężkie bada się w warunkach drogowych, według ściśle określonej procedury RDE. W przypadku pojazdów szynowych wraz z normą Stage V wprowadzono zalecenia dotyczące badań z uwzględnieniem specyfiki ruchu torowego i pozadrogowego. Nie wprowadzono jednak żadnych wytycznych dotyczących pomiarów oraz nie określono wartości granicznych emisji toksycznych składników spalin.

Postępujący rozwój aparatury typu PEMS umożliwia przeprowadzanie badań emisji spalin w rzeczywistych warunkach eksploatacji z coraz większą dokładnością w szerokim spektrum pracy układów napędowych. Wykorzystanie analizatorów gazów wylotowych podczas realizacji pomiarów wiąże się jednak z szeregiem wymagań. Przede wszystkim niezbędny jest odpowiedni dobór urządzeń dla danego obiektu badawczego, co wiąże się z określeniem metody, zakresu i dokładności pomiarowej. Dodatkowo konieczne jest stosowanie przepływomierzy gazów wylotowych, co często ze względu na zabudowę zespołu napędowego, stanowi problem związany z przekroczeniem gabarytów. Z tego względu niezbędne jest wyznaczenie charakterystyki przepływowej na podstawie uzyskanych informacji dotyczących ciśnienia w kolektorze dolotowym, temperatury za turbosprężarką oraz prędkości obrotowej wału korbowego. Kolejnym warunkiem jest zapewnienie odpowiednich środków bezpieczeństwa oraz uzyskanie specjalnych pozwoleń.

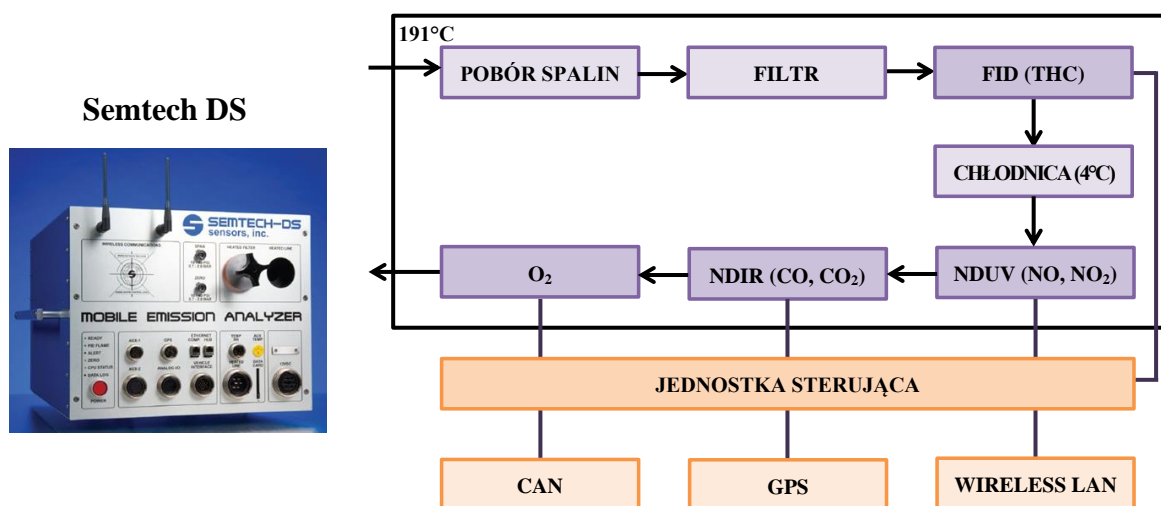
Do przeprowadzonych badań dobrano odpowiednią aparaturę pomiarową umożliwiającą badania emisji zanieczyszczeń pojazdów różnych kategorii. Testy przeprowadzono zarówno na laboratoryjnym stanowisku badawczym jak i w rzeczywistych warunkach eksploatacji. Urządzenia stanowiły kompletny zestaw analizatorów do kompleksowych badań zarówno gazowych związków spalin jak i cząstek stałych.

#### a) Semtech DS

Aparatura pomiarowa Semtech DS firmy Sensors Inc. pozwala na pomiar stężenia gazowych składników spalin ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{HC}$ ,  $\text{NO}_x$ ), przepływu gazów wylotowych oraz zawartości  $\text{O}_2$  w spalinach (rys. 5.8, tab. 5.7). Pomiar rozpoczyna się od kalibracji aparatury pomiarowej oraz zerowania przy wykorzystaniu powietrza otoczenia, co umożliwia uwzględnienie zanieczyszczeń znajdujących się w atmosferze. Właściwy pomiar rozpoczyna się od wprowadzenia gazów wylotowych do analizatora za pomocą sondy pomiarowej ( $191^\circ\text{C}$ ). Dzięki zastosowaniu odpowiedniej temperatury nie występuje wykraplanie się  $\text{HC}$ . W następnym etapie występuje filtrowanie gazów wylotowych z cząstek stałych, które mogłyby się przyczynić do nieprawidłowego funkcjonowania aparatury. Jako pierwszy wykonywany jest pomiar stężenia  $\text{HC}$  do którego wykorzystywany jest analizator płomieniowo-jonizującego FID. Następnie przy użyciu chłodnicy gazy wylotowe są schładzane



do temperatury 4°C. W następnej kolejności następuje pomiar NO<sub>x</sub> (NO i NO<sub>2</sub>) za pomocą analizatora niedyspersyjnego z promieniowaniem ultrafioletowym NDUV. Później, za pośrednictwem analizatora niedyspersyjnego z wykorzystaniem promieniowania podczerwonego NDIR wykonywany jest pomiar stężenia CO i CO<sub>2</sub>. Na końcu mierzone jest stężenie O<sub>2</sub> analizatorem elektrochemicznym bazującym na pomiarze napięcia elektrycznego generowanego w czujniku tlenowym [147]. Do jednostki centralnej urządzenia przesyłane są bezpośrednio dane z systemu diagnostycznego pojazdu. Umożliwia to ciągłą rejestrację parametrów pracy silnika, takich jak m.in.: prędkość obrotowa wału korbowego obciążenie, temperatura cieczy chłodzącej itp. Podczas pomiarów wykorzystywany jest również sygnał lokalizacji GPS (*Global Positioning System*) służący do określania pozycji oraz prędkości pojazdu. Dodatkowo przyrząd dokonuje również pomiaru aktualnych warunków atmosferycznych: ciśnienia, temperatury oraz wilgotności powietrza za pomocą stacji meteorologicznej. Sterowanie aparaturą można przeprowadzić bezprzewodowo lub przy wykorzystaniu przewodowej sieci LAN (*Local Area Network*) [147]. Aparaturę pomiarową wykorzystano do badań rozproszenia spalin, podczas których sonda pomiarowa umieszczona była w pewnej odległości od układu wylotowego.



Rys. 5.8 Widok urządzenia oraz schemat działania aparatury Semtech DS [147]

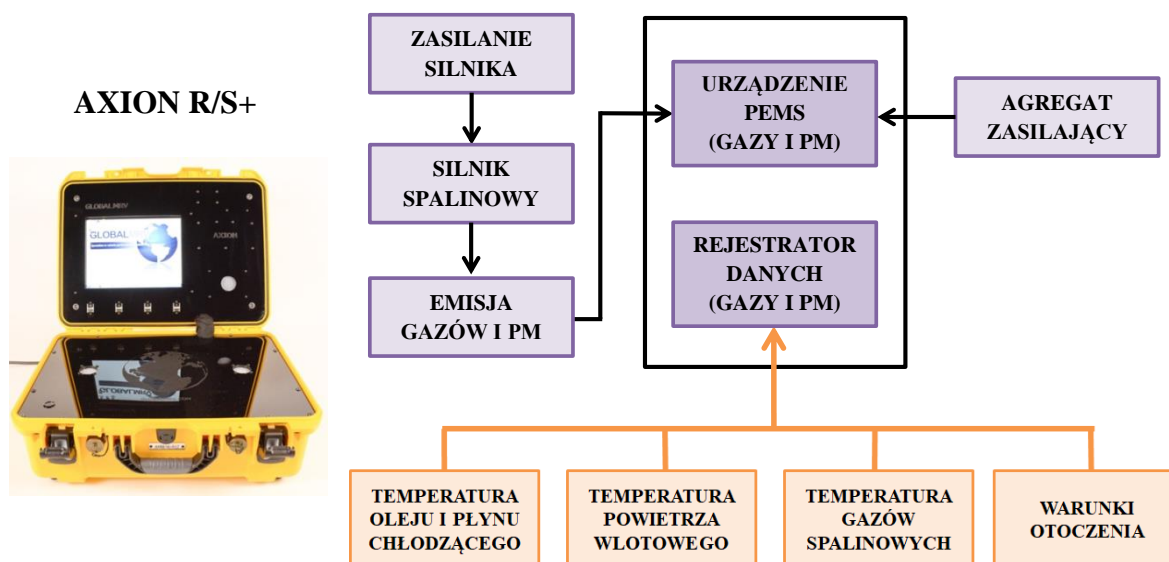
Tab. 5.7. Dane analizatorów stosowanych w urządzeniu pomiarowym Semtech DS DS [147]

Związek	Zakres pomiarowy	Względna dokładność pomiarowa	Rozkład	Metoda pomiaru
HC	0–10000 ppm	±2,5%	1 ppm	FID
CO	0–10%	±3%	0.01 vol. %	NDIR
CO <sub>2</sub>	0–20%	±3%	0.01 vol. %	NDIR
NO <sub>x</sub> (NO i NO <sub>2</sub> )	0–3000 ppm	±3%	1 ppm	NDUV
O <sub>2</sub>	0–21%	±1%	0.01 vol. %	E-chem



## b) Axion R/S+

Mobilny analizator Micro PEMS Axion R/S+ wyprodukowany przez Global MRV daje możliwość pomiaru stężenia zarówno związków gazowych tj. ( $\text{CO}_2$ , CO, HC,  $\text{NO}_x$ ) jaki i PM (rys. 5.9, tab 5.8). Stężenie  $\text{CO}_2$ , CO oraz HC odbywa się za pośrednictwem analizatora niedyspersyjnego na podczerwień – NDIR, natomiast pomiar  $\text{NO}_x$  wykonywany jest przy użyciu analizatora elektrochemicznego. Badanie stężenia PM przeprowadzany jest natomiast przy wykorzystaniu metody bazującej na Laser Scatter, w której mierzona jest szybkość poruszania się cząstek. Strumień gazów wylotowych obliczany jest na podstawie danych z pokładowego systemu diagnostycznego lub według informacji pochodzących z dodatkowych czujników (prędkości obrotowej wału korbowego oraz ciśnienia i temperatury w kolektorze dolotowym). Przyrząd umożliwia również zbieranie skonfigurowanych danych w formacie gotowym do użycia ( $\text{g/km}$ ,  $\text{g/dm}^3$  itp.) z szerokiej gamy floty pojazdów [7]. Aparaturę wykorzystano do badań rozproszenia związków szkodliwych spalin, podczas których sondę pomiarową umieszczono bezpośrednio w układzie wylotowym badanych obiektów.



Rys. 5.9 Widok urządzenia oraz schemat działania aparatury Axion R/S + [7]

Tab. 5.8. Dane techniczne analizatorów Axion R/S+ [7]

Związek	Zakres pomiarowy	Względna dokładność pomiarowa	Rozkład	Metoda pomiaru
HC	0–4000 ppm	±3%	1 ppm	NDIR
CO	0–10%	±3%	0.01 obj. %	NDIR
$\text{CO}_2$	0–16%	±4%	0.01 obj. %	NDIR
NO	0–4000 ppm	±3%	1 ppm	E-chem
$\text{O}_2$	0–25%	±3%	0.01 vol. %	E-chem
PM	0–300 $\text{mg/m}^3$	± 2%	0.01 $\text{mg/m}^3$	Laser Scatter

## c) AVL MSS

Aparatura pomiarowa AVL MSS (*Micro Soot Sensor*) wykorzystywana jest do określenia stężenia cząstek stałych (rys. 5.10, tab. 5.9). Zasada pomiaru oparta jest na metodzie fotoakustycznej. Badanie rozpoczyna się od wstępnego oczyszczenia spalin dzięki wykorzystaniu systemu kondycjonowania spalin. Następnie badana objętość spalin, znajdująca się w rezonansowej komorze pomiarowej poddawana jest naprzemiennemu ogrzewaniu i chłodzeniu. Proces ten jest realizowany poprzez działanie światła stroboskopowego. W efekcie wywoływane są drgania ośrodka wywołane zmianą energii w komorze. Drgania rejestrowane są przez czułe mikrofony w postaci fali dźwiękowej. Zarejestrowane sygnały są następnie filtrowane oraz wzmacniane. Dodatkowo, w samochodach wyeksploatowanych oraz spełniających normy emisji spalin starsze niż Euro 5, stosuje się rozcieńczenie badanej próbki w stosunku 1:2, 1:5 lub 1:10 ze względu na czułość aparatury pomiarowej [6]. Urządzenie wykorzystano w bezpośrednich i pośrednich badaniach rozproszenia cząstek stałych.



Rys. 5.10 Widok urządzenia oraz schemat działania aparatury AVL MSS [6]

Tab. 5.9. Dane techniczne urządzenia pomiarowego AVL MSS [6]

Parametr	Wartość
Zakres pomiarowy	0,001–50 mg/m <sup>3</sup>
Stopień rozcieńczenia	do 5000
Pobór próbki spalin	2 dm <sup>3</sup> /min
Szybkość transmisji danych	cyfrowa do 10 Hz / analogowa 100 Hz
Temperatura pracy	5–40°C;
Przepływ próbki spalin	~ 4 dm <sup>3</sup> /min
Temperatura gazów wylotowych	do 1000°C
Ciśnienie pośrednie gazów wylotowych	do 2000 mbar
Pulsacje ciśnienia	±1000 mbar (max. 50% ciśnienia wstecznego)
Wielkość przedmuchu	40 dm <sup>3</sup> /min (przy 1000 mbar i 25°C)

## d) TSI EEPS 390

TSI EEPS (*Engine Exhaust Particulate Sizer*) 3090 wykorzystywany jest do pomiaru stężenia oraz rozkładu wymiarowego PM w zakresie od 5,6 nm do 560 nm z rozdzielczością czasową 10 Hz (rys. 5.11, tab. 5.10). Przed rozpoczęciem właściwego pomiaru następuje kondycjonowanie próbki gazów wylotowych przy użyciu dodatkowego urządzenia lub w tunelu CVS (*Constant Volume Sample*). W dalszej kolejności badana objętość gazów wylotowych przepływa przez filtr, dzięki któremu wyłapywane zostają cząstki wykraczające poza zakres pomiarowy aparatury (większe niż 1  $\mu\text{m}$ ). Następnie spaliny doprowadzane są do komory pomiarowej wyposażonej w elektrodę, gdzie PM odbierają ładunek elektryczny. Podczas tego procesu wytwarzane są jony. Klasyfikację wymiarową PM można przeprowadzić na podstawie naładowania cząstek. Badane cząsteczki przechodzą dalej z górnej części urządzenia do szczeliny pierścieniowej, która znajduje się między dwoma, współosiowymi cylindrami, składających się z bardzo czułych elektrod, odizolowanych od siebie i ułożonych pierścieniowo [164].



Rys. 5.11 Widok urządzenia oraz schemat działania aparatury TSI EEPS 3090 [164]

Tab. 5.10. Dane techniczne urządzenia pomiarowego TSI EEPS 3090 [164]

Parametr	Wartość
Rozmiar mierzonych cząstek	5,6 ÷ 560 nm
Liczba kanałów pomiarowych	16 kanałów na dekadę (całkowicie 32)
Liczba kanałów elektrod	22
Rozdzielczość	10 rozmiarów kanałów/sekundę
Przepływ próbki spalin	10 dm <sup>3</sup> /min
Przyływ sprężonego powietrza	40 dm <sup>3</sup> /min
Temperatura próbki wejściowej	10–52°C
Temperatura pracy urządzenia	0–40°C
Masa całego urządzenia	32 kg

Elektrody na jednym końcu są uziemione, natomiast na drugim są podłączone do czułych wzmacniaczy. Taka budowa umożliwia wygenerowanie pola elektrycznego pomiędzy cylindrami. Powietrze to kierowane jest do szczeliny między pierścieniami. Znajdujące się w tej przestrzeni czułe elektrody przyjmują sygnały od naładowanych cząstek – ładunek/sygnał jest wprost proporcjonalny do wielkości cząstek [6]. Urządzenie pomiarowe wykorzystano podczas badań rozproszenia PM. Sondę pomiarową umieszczano zarówno za układem wylotowym jak i bezpośrednio w układzie wylotowym badanych obiektów [164].

### 5.3.2. Brama emisyjna

Urządzenie modułowe do szybkiej oceny stężeń związków szkodliwych spalin pojazdów drogowych i szynowych – brama emisyjna – umożliwia identyfikację stężeń związków szkodliwych spalin z różnych środków transportu. Przyrząd daje możliwość indywidualnej analizy uzyskanych wartości dla każdego pojazdu lub zespołu pojazdów poruszających się w danym obszarze (droga w przypadku pojazdów drogowych lub tor dla pojazdów szynowych) i czasie. Brama emisyjna posiada duże możliwości pomiarowe i pozwala na przeprowadzenie pomiarów na co najmniej kilku pojazdach w ciągu jednej godziny. Jest to bez wątpienia największa przewaga nad aparaturą typu PEMS, w przypadku której pomiar jednego pojazdu na ściśle określonej trasie trwa co najmniej kilka godzin. Szybka ocena wartości związków szkodliwych spalin badanych obiektów umożliwia identyfikację największych emiterów (pojazdy wyeksploatowane, uszkodzone oraz zaniedbane technicznie), co w konsekwencji może stanowić podstawę do wyeliminowania ich z ruchu w razie przekroczenia określonych standardów. Opisywane narzędzie składa się z układu dwóch rodzajów analizatorów umożliwiających bezkontaktowy pomiar stężeń związków szkodliwych spalin ( $\text{CO}_2$ , CO, HC, NO, PM) z przejeżdżających pojazdów. Dodatkowo system pomiarowy wyposażony jest w kilka podsystemów i bloków funkcjonalnych, z których najważniejsze to – system identyfikacji pojazdu, układ oceny stanu termicznego pojazdu i parametrów jego ruchu, system inicjacji pomiaru, system archiwizacji danych oraz układ zasilania (rys. 5.12) [93].

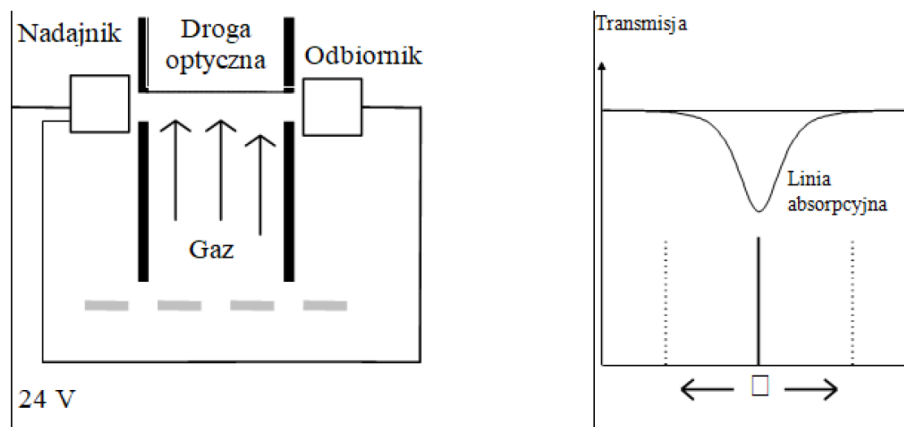


Rys. 5.12. Widok kompletnej bramy emisyjnej na drodze utwardzonej

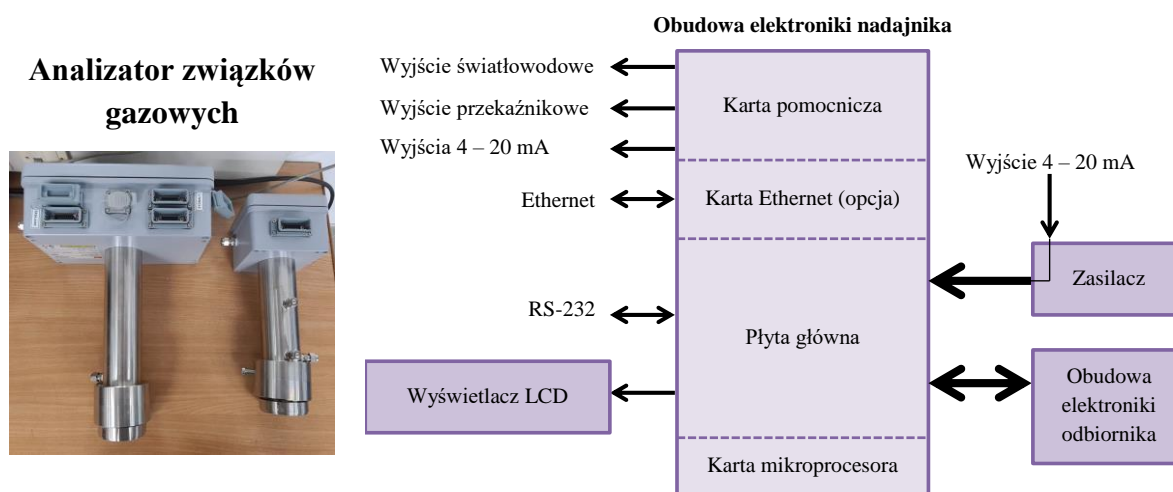
#### a) Analizatory związków gazowych

Analizatory związków gazowych stanowią urządzenia optyczne, oparte na zasadzie transmisji podczerwonego światła laserowego wychodzącego z nadajnika do umieszczonego

po przeciwnej stronie drogi odbiornika. Technika pomiarowa oparta jest na pomiarze absorpcji światła przez obecne w torze pomiarowym cząsteczki gazu. Zasada pomiarowa bazuje na spektroskopii absorpcji pojedynczej linii światła podczerwonego (TDLAS – *Tunable Diode Laser Adsorption Spectroscopy*) i opiera się na tym, że gazy absorbują światło przy określonych długościach fali (rys. 5.13). Analizator związków gazowych zdolny jest do automatycznej kompensacji zmian linii absorpcyjnej wywoływanej przez inne gazy. Zjawisko to opiera się na uzyskaniu informacji o szerokości linii z drugiej harmonicznej mierzonego sygnału, wykorzystując do tego zaawansowaną technikę filtrowania cyfrowego. Dzięki temu analizator nie wykazuje wrażliwości wywołanej obecnością innych gazów w rejonie pomiaru, co oznacza, że pozbawiony jest jakichkolwiek interferencji [93]. W analizatorach zastosowane są lasery diodowe działające w paśmie bliskiej podczerwieni (NIR – *Near Infra Red*), przy długościach fali pomiędzy 700 a 2400 nm, w zależności od rodzaju analizowanego gazu. Schemat blokowy analizatora związków gazowych oraz ogólny widok nadajnika i odbiornika przedstawiono na rys. 5.14, natomiast dane techniczne umieszczono w tabeli 5.11.



Rys. 5.13. Schemat działania analizatora związków gazowych [93]



Rys. 5.14. Widok urządzenia (nadajnik i odbiornik) i schemat blokowy analizatora związków gazowych [93]



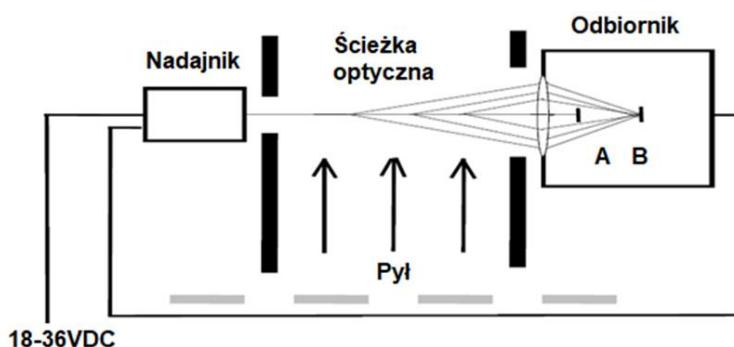
Tab. 5.11. Dane techniczne analizatorów gazowych bramy emisyjnej[93]

Parametr	Analizator HC	Analizator CO	Analizator CO <sub>2</sub>	Analizator NO
Zakres pomiarowy [ppm]	0 – 750	0 – 3000	0 – 50 000	0 – 1000
Próg detekcji [ppm]	0,2	0,3	0,2	1
Długość linii pomiarowej	do 5,5 m			
Temperatura otoczenia	–20°C do +55°C			
Metoda pomiaru	laserowa			
Zakłócenia od innych gazów	brak			
Pobór próbki	brak			
Warunki pracy	przystosowany do pracy w warunkach z dużą koncentracją pyłu			
Czas odpowiedzi	1 s			

## b) Analizator cząstek stałych i zadymienia

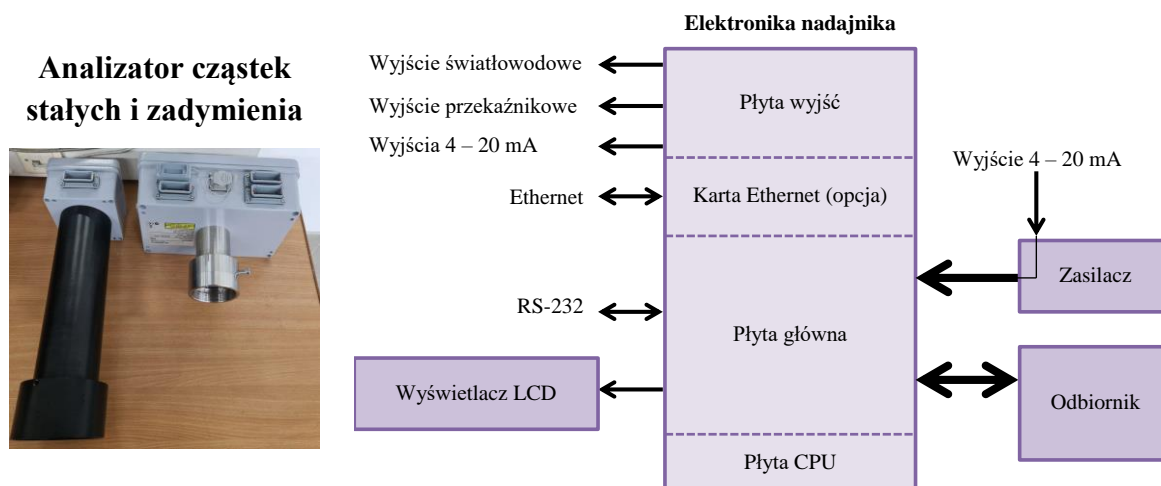
Analizator PM stanowi urządzenie optyczne, oparte na zasadzie przesyłania światła laserowego z nadajnika umieszczonego po jednej stronie drogi pomiarowej do odbiornika po jego przeciwnej stronie. Badanie opiera się na wyznaczaniu absorpcji i rozpraszania światła wytwarzanego przez cząsteczki stałe obecne na linii pomiarowej. W tym samym czasie wyznaczana jest transmisja – detektor mierzy intensywność światła przesyłanego bezpośrednio z nadajnika do odbiornika. Urządzenie zawiera w sobie dwa detektory, dlatego istnieje możliwość wybrania jednego z dwóch trybów pomiarowych. Pierwszy z nich dotyczy pomiaru absorpcji światła laserowego (cząstki stałe powodują zmniejszenie intensywności). Obliczenia absorpcji bezpośredniej są wrażliwe na osadzanie się pyłu/kurzu/zanieczyszczeń na oknach optycznych przez co wymagane jest kontrolne wycieranie okien pomiarowych. Rozwiązanie to dedykowane jest do wyznaczania stężeń cząstek stałych, gdzie sygnał pomiarowy odpowiada ich stężeniu na całej drodze optycznej. Druga technika pomiarowa opiera się natomiast na pomiarze rozproszenia światła. Obliczenia są bardzo dokładne dla małych stężeń (możliwość wykrycia zanieczyszczenia do 0,1 mg/m<sup>3</sup>). Interferencję ewentualnych zanieczyszczeń na szybach optycznych eliminuje się poprzez normalizację mierzonej wartości sygnałem absorpcji. Tryb pomiaru i obliczeń znajduje się w oprogramowaniu urządzenia i może być przełączany co 0,1 s [93].

Zasada działania urządzenia (rys. 5.15) polega na przesyłaniu wiązki lasera z nadajnika przez ścieżkę optyczną do odbiornika. Światło rozproszone jest przez mierzone cząsteczki. Jeden z detektorów (B) mierzy intensywność światła rozproszonego przez zanieczyszczenia na ścieżce optycznej, natomiast drugi detektor (A) dokonuje pomiaru intensywności światła przesyłanego bezpośrednio z nadajnika do odbiornika. W trybie rozproszonym pomiar transmisji jest używany jako miara ilości zanieczyszczeń, zapewniając dobre odniesienie dla przyjętego modelu obliczeniowego. Informacja o czasie rozpoczęcia pomiaru poszczególnych analizatorów ustalana jest na podstawie pomiaru z detektora A [93].



Rys. 5.15. Schemat działania analizatora cząstek stałych i zadymienia [93]

Urządzenie składa się z dwóch urządzeń – nadajnika i odbiornika i wykorzystuje model długiej ścieżki. Oznacza to, że nadaje się do linii pomiarowych o długościach do 6 m. Analizator cząstek stałych i zadymienia składa się ze stabilizowanego temperaturowo lasera diodowego. Przyrząd zawiera również dwie soczewki do ogniskowania wiązki laserowej i światła rozproszonego na dwóch czujnikach. Wykryte sygnały przesyłane są z powrotem do jednostki nadajnika za pomocą przewodów elektrycznych. [93]. Schemat blokowy analizatora cząstek stałych i zadymienia oraz ogólny widok nadajnika i odbiornika przedstawiono na rys 5.16, natomiast dane techniczne umieszczono w tabeli 5.12.



Rys. 5.16. Widok urządzenia (nadajnik i odbiornik) i schemat blokowy analizatora cząstek stałych i zadymienia [93]

Tab. 5.12. Dane techniczne analizatorów gazowych bramy emisyjnej[93]

Parametr	Analizator PM [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ]	Analizator zadymienie [%]
Zakres pomiarowy	0–10000 $\text{mg}/\text{m}^3$	0–100%
Próg detekcji	0,5 $\text{mg}/\text{m}^3$	0,01%
Długość linii pomiarowej	do 6 m	
Temperatura otoczenia	–20°C do +55°C	
Metoda pomiaru	laserowa	
Pobór próbki	brak	
Czas odpowiedzi	1 s	

### c) Identyfikacja pojazdu

Brama emisyjna, wyposażona jest również w kilka podsystemów i bloków funkcjonalnych. Jednym z podstawowych elementów jest system identyfikacji pojazdów. Jest on konieczny ze względu na to, że zarejestrowane wartości stężeń związków szkodliwych spalin należy przyporządkować do konkretnego obiektu, co jest definiowane na podstawie tablic rejestracyjnych pojazdów drogowych lub oznaczeń identyfikacyjnych pojazdów szynowych. Niezbędne jest aby kamera pracowała w odpowiednich warunkach, w przypadku występowania trudnych warunków atmosferycznych, braku odpowiedniego oświetlenia czy zabrudzeń pojazdów zarejestrowane obrazy mogą cechować się na przykład małym kontrastem. Będzie to skutkowało trudnością poprawnej identyfikacji.

Dodatkowo zdobycie dostępu do bazy danych pojazdów (np. w Polsce do bazy typu CEPIK – Centralna Ewidencja Pojazdów i Kierowców) dałoby możliwość jednoznacznej weryfikacji po numerze rejestracyjnym takich informacji jak: rok produkcji oraz dane homologacyjne w zakresie dopuszczalnych poziomów emisji. Dostęp do tego typu baz jest konieczny ze względu na to, że metodami obróbki obrazów nie jest możliwe jednoznaczne przypisanie zarejestrowanego pojazdu do danej kategorii. W przypadku badań realizowanych w niniejszej pracy, nie było konieczności zdobywania dostępu do tego typu danych, ze względu na to że obiekty badawcze były znane. Wykorzystano jedynie kamerę rejestrującą obraz ułatwiający dopasowanie uzyskanych danych do odpowiedniego pojazdu [93].



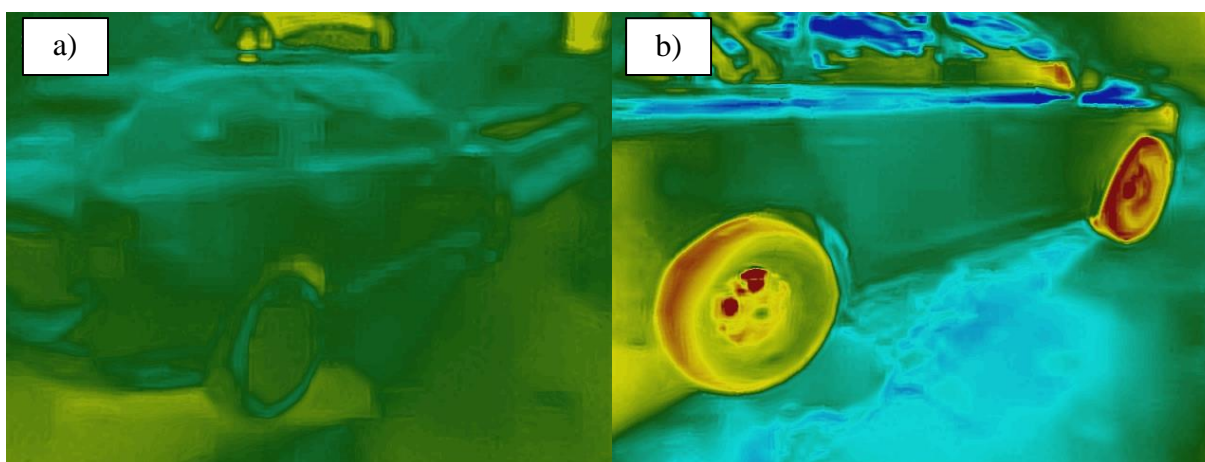
Rys. 5.17. System identyfikacji pojazdów

### d) Stan termiczny pojazdu i parametry jego ruchu

Ze względu na to, że większość układów oczyszczania spalin do poprawnego działania potrzebuje odpowiedniej temperatury, w ocenie emisyjnej istotne znaczenie ma stan termiczny pojazdu. Układ do sprawdzania stanu termicznego pojazdu działa na zasadzie analizy zarejestrowanego obrazu w podczerwieni. Stosowanie metod przetwarzania obrazów umożliwia również wyznaczenie takich parametrów jak prędkość i przyspieszenie pojazdu. Z uwagi na różnorodność konstrukcji pojazdów samochodowych, klasyfikacja stanu



termicznego pojazdu stanowi duże wyzwanie. Współcześnie stosuje się zabudowę konstrukcyjną, co oznacza, że nie istnieje możliwość rejestracji kamerą umieszczoną w pasie drogowym pełnego obrazu układu napędowego. Kamera pozwala jedynie na analizę elementów zewnętrznych pojazdu (np. kabina, koła pojazdu). Dzięki wykonanym badaniom potwierdzono jednak możliwość analizy stanu termicznego określonego na podstawie obrazu kół pojazdu. Nagrzanie, po stosunkowo niedługim czasie jazdy pojazdu, powoduje zauważalne zmiany obrazu termicznego opon i tarcz hamulcowych. Zmiany temperatury występują znacznie szybciej niż w przypadku innych podzespołów pojazdów. (rys. 5.18). Dzięki ocenie termicznej kół pojazdu możliwa jest więc klasyfikacja poprawności działania układów oczyszczania spalin oraz określenie stanu w jakim znajduje się pojazd – czy został on dopiero uruchomiony i czy systemy są w trakcie procesu rozgrzewania. Analiza termiczna realizowana jest w zakresie temperatur od  $-20-120^{\circ}\text{C}$  z dokładnością  $2^{\circ}\text{C}$  [93].



Rys. 5.18. Porównanie obrazu termicznego koła pojazdu:  
a) zaraz po uruchomieniu, b) po 10-minutowej jeździe

Weryfikację prędkości i przyspieszenia pojazdu wyznacza się natomiast na podstawie pomiarów wykonywanych czujnikami optycznymi–odbiciowymi (rys. 5.19). Pomiar wcześniej wspomnianych parametrów odbywa się dzięki zastosowaniu 3 barier optycznych umieszczonych w poprzek linii pomiarowej, po której porusza się badany pojazd (pas ruchu).



Rys. 5.19. Widok optycznych, odbiciowych czujników podczas testów

Średnia prędkość pojazdu podczas przejazdu przez badany odcinek wyznaczana jest dzięki każdej parze promieni fotokomórek. Analiza różnicy dwóch kolejnych pomiarów umożliwia natomiast wyznaczenie przyspieszenia pojazdu. Informacja dotycząca przyspieszenia pojazdu (określenie przyspieszenia lub zwalniania) ma istotne znaczenie w przypadku prawidłowej klasyfikacji poprawności przeprowadzenia pomiaru – przy zmniejszaniu prędkości (hamowanie silnikiem) nie występuje realizacja procesu spalania więc nie jest możliwe wykonanie pomiaru i oceny stężeń związków toksycznych. Układ zbudowany jest z szeregu czujników, a także posiada aplikację do wyznaczania prędkości pojazdu na dwóch odcinkach pomiarowych oraz jego przyspieszenie (różnica tych prędkości). Konfiguracja odległości między poszczególnymi czujnikami na danym odcinku pomiarowym możliwa jest dzięki zastosowanemu oprogramowaniu (rys. 5.20) [93].



Rys.5.20. Widok ekranu urządzenia podczas zmiany prędkości pojazdu na odcinku badawczym

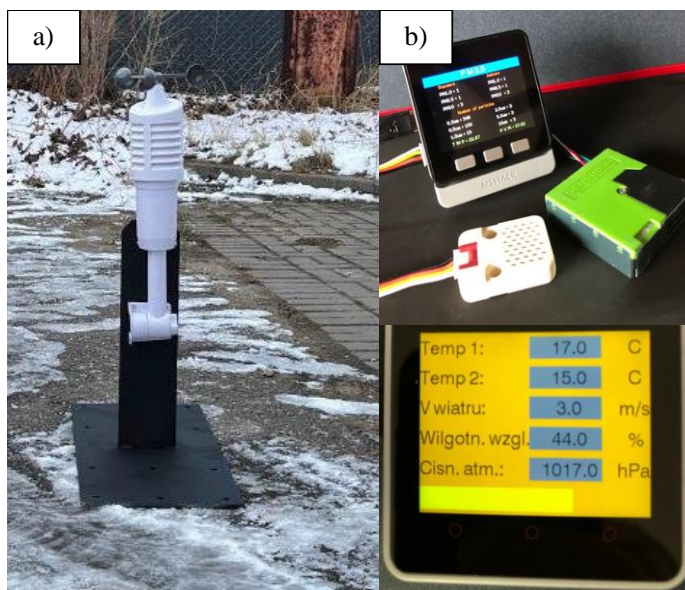
#### e) Warunki otoczenia

Kolejnym niezbędnym elementem bramy emisyjnej jest system pomiaru warunków otoczenia. Wykorzystuje się go w celu dokonania korekcja w obliczeniach wykrywanych stężeń związków toksycznych, a także kontrolowania granicznych warunków prowadzenia badań. Zbudowany jest on ze zintegrowanych czujników pozwalających na określenie następujących parametrów:

- prędkość wiatru,
- temperatura,
- ciśnienie atmosferyczne,
- wilgotność względna,
- cząstki stałe PM.

Czujnik wiatru, temperatury, ciśnienia i wilgotności (rys. 5.21a) został zintegrowany z resztą systemu przy użyciu specjalnego sterownika, odpowiedzialnego za akwizycję sygnałów, ich przetwarzanie na postać cyfrową oraz transmisję do pozostałych modułów. Sterownik ten umożliwia dobór i wykorzystanie wysokiej jakości czujników o znanej charakterystyce, ich żadaną kalibrację oraz integrację z systemem. Oprócz pomiaru wcześniej wspomnianych parametrów w układzie zastosowano także czujnik PM (rys. 5.21b) do wyznaczania tła przy drodze i kalibracji algorytmów przetwarzania danych z właściwych czujników pomiarowych stężeń związków gazowych. Czujnik działa na zasadzie rozpraszania laserowego. Powietrze

między laserem a fotodetekтором przepływa w zamkniętej ścieżce pomiarowej. Natężenie światła lasera i rozproszenie, odpowiada danej umownej średnicy cząstek stałych. Zebrany sygnał jest konwertowany na wartości zliczania cząstek w czasie rzeczywistym ( $\#/cm^3$ ) i wyznaczania stężenia masowego ( $\mu g/m^3$ ). Zintegrowany sterownik osiąga zdecydowanie większe wartości graniczne niż zakładane warunki pracy, co umożliwia zabezpieczenie urządzenia przed badaniami w skrajnych warunkach (tab. 5.13). Czujniki montuje się w pobliżu bramy emisyjnej, w odległości nie większej niż 10 m od linii pomiarowej, tak aby w jak najmniejszym stopniu wyeliminować wpływ infrastruktury drogowej na odczyty, przy jednoczesnym uwzględnieniu warunków występujących na odcinku pomiarowym [93].



Rys. 5.21. System do pomiaru warunków otoczenia: a) czujnik wiatru, temperatury, ciśnienia i wilgotności, b) czujnik PM do wyznaczanie tła w okolicy bramy pomiarowej

Tab. 5.13. Dane techniczne dotyczące warunków otoczenia czujnika PM i zadymienia [93]

<b>Prędkość wiatru</b>	
Zakres pomiarowy	0–33 m/s
Dokładność	0,8 m/s
<b>Temperatura</b>	
Zakres pomiarowy	–40–85°C
Dokładność	1°C
<b>Wilgotność</b>	
Zakres pomiarowy	0–100%
Dokładność	3%
<b>Ciśnienie</b>	
Zakres pomiarowy	300–1100 hPa
Dokładność	1 hPa
<b>Czujnik PM – możliwość rozdziału pomiaru na PM: 1.0, 2.5, 4.0, 10</b>	
Zakres pomiarowy	0–1000 $\mu g/m^3$ ; 0–3000 $\#/cm^3$
Dokładność	0–25 $\mu g/m^3$ ; 100 $\#/cm^3$



f) System archiwizacji danych

System archiwizacji danych opiera się na wielokanałowym rejestratorze danych (rys. 5.22). Posiada on 16 wejść pomiarowych, a także wewnętrzny zegar czasu rzeczywistego z podtrzymaniem bateryjnym. Urządzenie umożliwia podgląd bieżących danych w interfejsie dotyczących np. aktywnych kanałach pomiarowych, czasie, stanie wyjść czy rejestracji. Uzyskane dane zapisywane są z częstotliwością 1 Hz w pamięci wewnętrznej (możliwość dołączenia dysku zewnętrznego), w standardowym pliku tekstowym. Rejestracja danych ze wszystkich aktywnych wejść pomiarowych następuje synchronicznie. Początek pomiaru wyznaczany jest na podstawie sygnałów z optycznych czujników odbiciowych oraz według zmian parametrów stężeń – podczas przecięcia wiązki pomiarowej przez pojazd następuje identyfikacja położenia względem wiązki pomiarowej. Urządzenie zbiera również sygnały otrzymane z systemu do pozyskiwania parametrów otoczenia, stanu termicznego i parametrów ruchu oraz identyfikacji pojazdu. Uzyskane dane rejestrowane są z dostępną częstotliwością jako ciągły strumień danych i na bieżąco zapisywane w lokalnej bazie danych. Dzięki temu istnieje możliwość odtworzenia przebiegu zapisanych wartości i ich analiza [93].



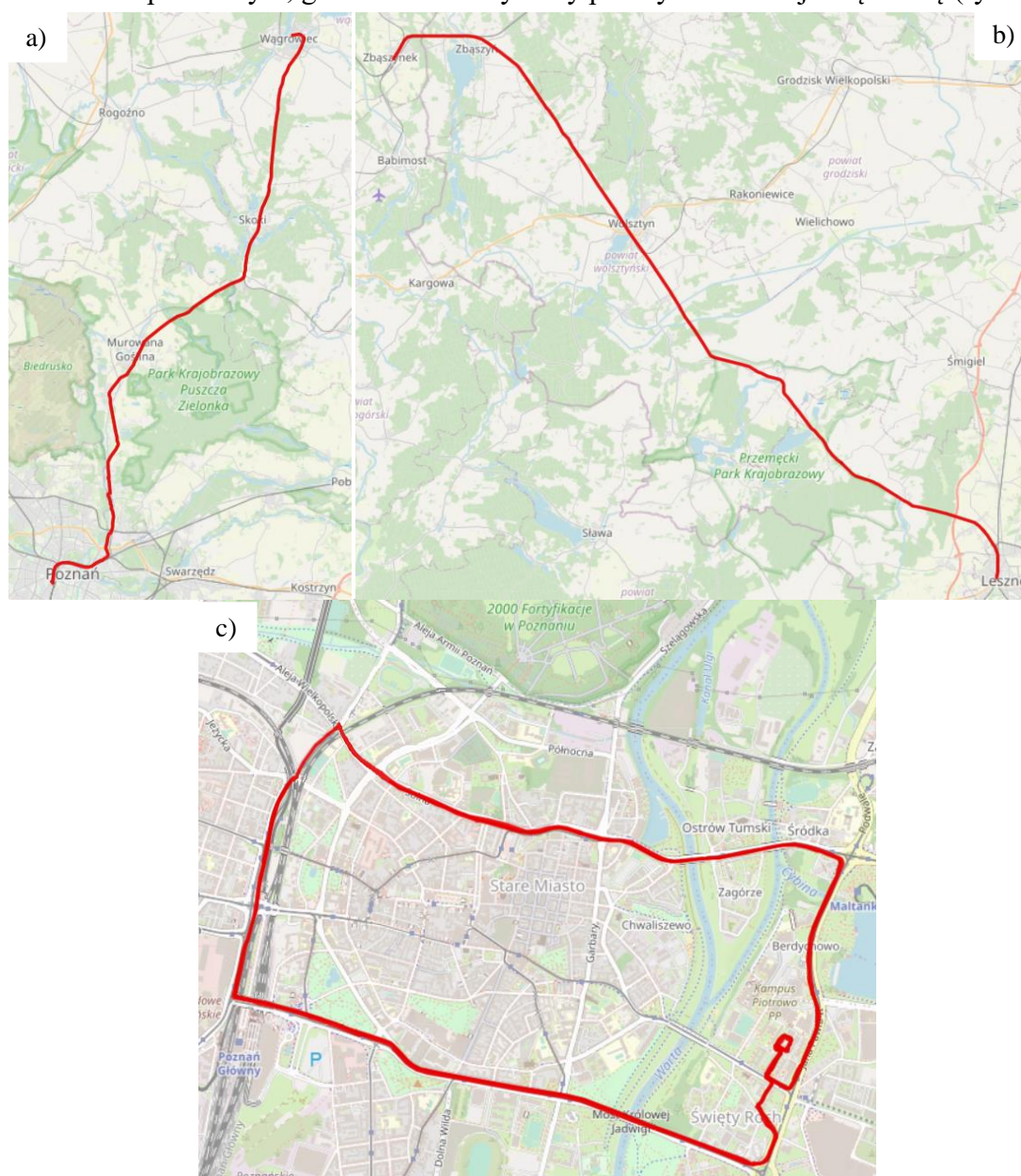
Rys. 5.22. Widok rejestratora danych

g) Układ zasilania

Układ zasilania bramy emisyjnej jest rozwiązaniem akumulatorowym dostarczającym energię do analizatorów i pozostałych elementów urządzenia, a także dającym możliwość podłączenia do sieci elektrycznej. Zasilacz zapewnia nieprzerwane zasilanie wszelkich systemów, a w przypadku odłączenia napięcia sieciowego następuje natychmiastowe przełączenie na pobór energii z akumulatorów. Zasilacz wyposażony został w odpowiednie zabezpieczenia przeciwzwarciove, przeciążeniowe, przepięciowe, termiczne oraz nadnapięciowe. Urządzenie wyposażone jest również w bezobsługowe kwasowo–ołowiowe akumulatory z samoregulującymi jednostronnymi zaworami bezpieczeństwa. Wykonano je przy użyciu technologii opierającej się na zawarcu elektrolitu w separatorze wykonanym z maty szklanej AGM (*Absorbent Glass Mat*), co ogranicza obsługę eksploatacyjną. Układ zasilania, pozwala dostarczać energię wszystkim elementom urządzenia na czas co najmniej 3 h (w zakresie temperaturowym  $-7-35^{\circ}\text{C}$ ) [93].

#### 5.4. Trasy badawcze

Pomiar stężeń związków szkodliwych spalin pojazdów osobowych przeprowadzono na specjalnie dobranej trasie badawczej. W tym celu wybrano pierwszą ramę komunikacyjną miasta Poznania. Trasa obejmująca 8,9 km i została wybrana ze względu na charakter badań. Zakłada się, że brama emisyjna powinna być wykorzystywana jako urządzenie zezwalające na wjazd do stref zielonych oraz niskoemisyjnych, które znajdują się w śródmieściu. Dlatego dobrano trasę składającą się z odcinków dróg przebiegających przez ściśle centrum miasta. W przypadku pojazdów szynowych, badania przeprowadzono na trasach na których pojazdy te są eksploatowane. W przypadku pojazdu I była to droga między Poznaniem i Wągrowcem licząca 57 km i z powrotem. Pojazd II przebadano natomiast na trasie między Leszno a Zbąszczykiem oraz w kierunku powrotnym, gdzie autobus szynowy przebył 75 km w jedną stronę (rys. 5.26).



Rys. 5.26. Trasy badawcze – a) pojazd szynowy I, b) pojazd szynowy II, c) pojazdy osobowe

## **6. Badania stężeń związków szkodliwych spalin pojazdów osobowych i ich rozproszenia przy użyciu aparatury typu PEMS**

### **6.1. Uwagi ogólne**

Badania opisane w niniejszym rozdziale podzielono na trzy etapy. W etapie pierwszym dokładnie przeanalizowano stężenia związków szkodliwych spalin ( $\text{CO}_2$ , CO, HC, NO, PM) wydobywających się z układu wylotowego badanych pojazdów. Pomiary przeprowadzono zarówno dla pojazdu wyposażonego w silnik o zapłonie iskrowym jak i dla obiektu badawczego wyposażonego w silnik o zapłonie samoczynnym przy użyciu aparatury typu PEMS. Pomiary przeprowadzono dla trzech cykli pomiarowych – bieg jałowy, 1500 obr/min i 3000 obr/min. Badania wykonane zostały bezpośrednio w układzie wylotowym, gdzie wartość uzyskanego stężenia przyjęto jako 100%. Następnie sondę pomiarową odsuwano od układu wylotowego co 1 cm do 5 cm, a dalej co 5 cm do 50 cm. Dzięki temu można było zaobserwować dokładne rozproszenie spalin, czyli zmniejszenie wartości stężeń poszczególnych związków wraz ze zwiększeniem odległości od układu wylotowego badanych pojazdów. Na tej podstawie możliwe było zaobserwowanie zaistniałych zależności uzyskanych danych z wynikami otrzymanymi podczas badań przy użyciu bramy emisyjnej.

Drugi etap pomiarów rozproszenia związków szkodliwych spalin również obejmował badania z wykorzystaniem aparatury typu PEMS. Pojazdy osobowe o ZI i ZS przebadano w 4 punktach pomiarowych, różniących się odległością umieszczenia sondy pomiarowej od układu wylotowego spalin. Punkty wybrano na podstawie wcześniej przeprowadzonych badań, z których wynikało, że obiekty badawcze należy przetestować bezpośrednio w układzie wylotowym oraz 10 cm, 15 cm i 20 cm za układem wylotowym. Rozproszenie związków szkodliwych spalin ustalono na podstawie ostatniego z analizowanych punktów pomiarowych. Badania laboratoryjne pojazdów przeprowadzono dla różnych prędkości obrotowych – bieg jałowy (800 obr/min – pojazd ZI, 850 obr/min – pojazd ZS), 1500 obr/min oraz 3000 obr/min. Analogiczne pomiary przeprowadzono również w rzeczywistych warunkach eksploatacji na trasie obejmującej ściśle centrum miasta. Pomiary te wykonano w celu potwierdzenia możliwości przeprowadzania badań spalin rozproszonych. Badania te zadecydować miały również o słuszności wykorzystywania bramy emisyjnej do pomiarów teledetekcyjnych, a także o ustaleniu warunków w jakich takowy pomiar miałby się odbyć.

Kolejny etap badań obejmował pomiary stężeń związków szkodliwych spalin w funkcji prędkości i przyspieszenia. Badania wykonano w rzeczywistych warunkach eksploatacji. Zanieczyszczenia pojazdów osobowych mierzone były bezpośrednio w układzie wylotowym oraz 5 cm, 10 cm i 20 cm za nimi. Pomiary zostały wykonane w celu dokładnej analizy rozkładu poszczególnych stężeń związków szkodliwych. Dzięki temu możliwe było ustalenie parametrów ruchu badanych obiektów do dalszych badań za pomocą bramy emisyjnej.

### **6.2. Analiza rozproszenia spalin za pojazdem**

W przypadku pomiaru rozproszenia  $\text{CO}_2$  dla pojazdu o zapłonie iskrowym pierwszy znaczący spadek wartości dla wszystkich analizowanych prędkości obrotowych zaobserwowano przy oddaleniu sondy pomiarowej o 10 cm. Dla biegu jałowego wartość ta wyniosła 56%, dla prędkości obrotowej 1500 obr/min 48,5%, natomiast dla 3000 obr/min

rozproszenie spalin nie przekraczało 15%. Kolejny znaczący spadek wartości odnotowano dla punktu oddalonego o 15 cm, gdzie otrzymano kolejno rozproszenie na poziomie 68,5% (bieg jałowy) 61,2% (1500 obr/min) i 35,7% (3000 obr/min). W kolejnych punktach pomiarowych nie odnotowano już tak dużych spadków wartości stężenia CO<sub>2</sub>. Dla punktów oddalonych o 30 cm – 50 cm otrzymane wyniki utrzymywały się na podobnym poziomie.

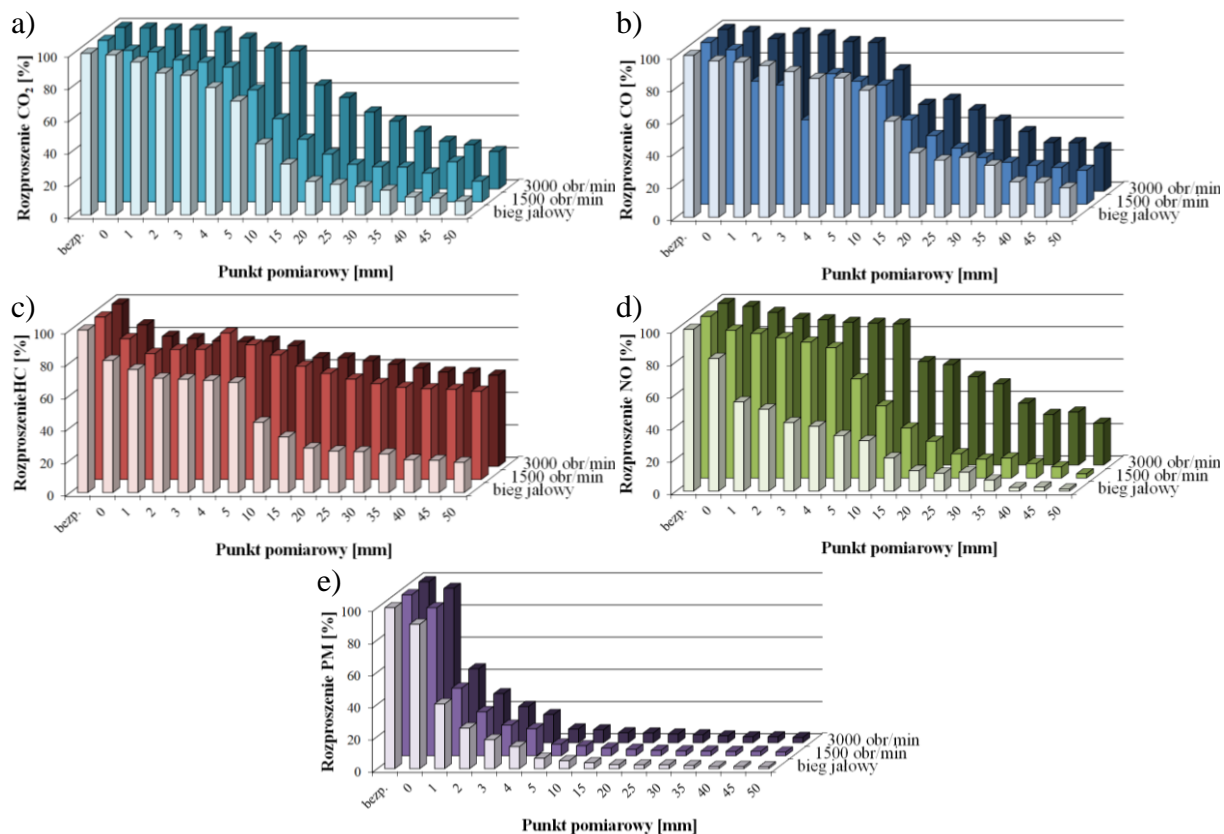
Podczas pomiaru rozproszenia CO dla wszystkich analizowanych prędkości obrotowych w pierwszych kilku pomiarach (do 5 cm) uzyskano rozproszenie nieprzekraczające 25% (rys. 6.1b). Podczas dalszego odsuwania przyrządu pomiarowego od układu wylotowego (15 cm) zanotowano znaczące spadki rozproszenia CO, dla biegu jałowego na poziomie 40,6%, dla 1500 obr/min – 47,8% oraz 46,3% dla 3000 obr/min. Kolejnym charakterystycznym punktem jest oddalenie o 20 cm gdzie otrzymano kolejno wartości – 60,1% w pierwszym cyklu pomiarowym oraz 57,6% przy średnich prędkościach obrotowych. Dla największej z badanych prędkości obrotowych w tym przypadku nie zanotowano znaczących zmian (43,2%). Dalsze pomiary cechowały się niewielkimi zmianami wartości rozproszenia spalin.

Pomiar rozproszenia HC dla wszystkich prędkości obrotowych wykazał, że znaczny spadek wartości na znaczącym poziomie odnotowano już w przypadku przyłożenia sondy pomiarowej do końcówki układu wylotowego (0 cm) (rys. 6.1c). Uzyskane rozproszenie osiągnęło następująco 18,8% dla biegu jałowego, 13,4% dla 1500 obr/min oraz 12,9% dla 3000 obr/min. Kolejne pomiary dla średniej oraz dużej wartości prędkości obrotowej charakteryzowały się niewielkimi spadkami wartości, gdzie dla ostatniego z punktów pomiarowych (50 cm) zanotowano kolejno wartość rozproszenia na poziomie 45,7% (1500 obr/min) oraz 43,9% (3000 obr/min). W przypadku biegu jałowego odnotowano natomiast znaczny spadek wartości dla punktu pomiarowego 10 cm (56,8%), 15 cm (65,8%) oraz 20 cm (72,6%). Dalsze zmiany wartości nie były istotne.

Badania rozproszenia NO charakteryzowały się największą różnorodnością w odniesieniu do różnych prędkości obrotowych (rys. 6.1d). Dla biegu jałowego rozproszenie między punktem 0 cm (18%) a 5 cm (65,8%) różniło się o prawie 50%. W przypadku zwiększenia prędkości obrotowej do 1500 obr/min wartości uzyskane w punkcie pomiarowym umieszczonym tuż za układem wylotowym (0cm) wyniosło 8,6%, natomiast w przypadku punktu oddalonego o 5 cm wartość ta wzrosła do 38,6%. Natomiast podczas badań przy prędkości obrotowej 3000 obr/min bezpośrednio za układem wylotowym odnotowano wartość 1,9% rozproszenia, a po oddaleniu do 5 cm wartość wynosiła około 12,3%, co oznacza, że dla największej prędkości obrotowej odnotowano najmniejsze zmiany rozproszenia spalin. Znaczące zmiany analizowanych wyników odnotowano dla biegu jałowego podczas odsunięcia sondy pomiarowej o 15 cm (89,5%), dla średniej wartości prędkości obrotowej dla 10 cm (69%), natomiast dla największej z analizowanych prędkości obrotowych dla punktu pomiarowego oddalonego o 15 cm (36%). W przypadku dwóch pierwszych prędkości obrotowych rozproszenie spalin systematycznie malało, aż do uzyskania wartości przekraczające 97% przy najdalej odsuniętym punkcie od układu wylotowego pojazdu. Dla 3000 obr/min dla punktu 50 cm otrzymano natomiast rozproszenie spalin na poziomie 74,1%.



Rozproszenie PM charakteryzowały się największymi wartościami ze wszystkich analizowanych związków szkodliwych (rys. 6.1e). W przypadku każdej prędkości obrotowej (bieg jałowy, 1500 obr/min, 3000 obr/min) wartość rozproszenia zawierała się między 96,5% a 99%. Również we wszystkich przypadkach stężenia 5 cm za układem wylotowym, przekraczały 90%. Bezpośrednio za układem wylotowym uzyskano natomiast odpowiednio 10,3% dla biegu jałowego, 8,1% dla 1500 obr/min oraz 4,1% dla 3000 obr/min.



Rys. 6.1. Rozproszenie związków szkodliwych spalin pojazdu z silnikiem ZI–  
a) CO<sub>2</sub>, b) CO, c) HC, d) NO, e) PM

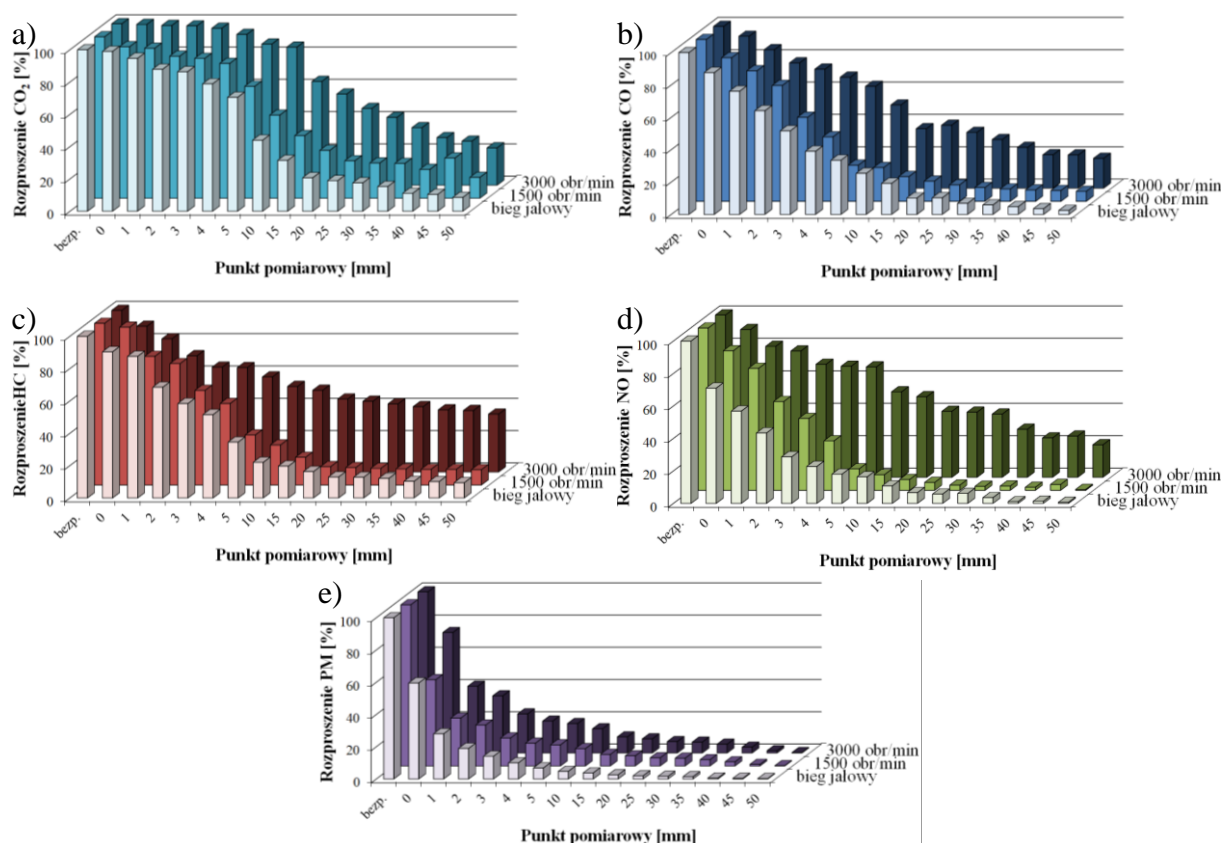
Pomiar rozproszenia CO<sub>2</sub> dla pojazdu wyposażonego w silnik ZS (rys. 6.2a) w punkcie 0 cm wykazał że dla wszystkich prędkości obrotowych uzyskano wartości na poziomie mniejszym niż 10%, natomiast po niewielkim odsunięciu przyrządu pomiarowego wartości te wzrosły do około 50%. Znaczący spadek uzyskano dla wszystkich prędkości obrotowych w punkcie oddalonym o 10 cm od układu wylotowego – 66,4% dla biegu jałowego, 63,2% dla 1500 obr/min oraz 53,9% dla 3000 obr/min. Kolejny skok wartości otrzymano dla punktu pomiarowego 20 cm, gdzie dla najmniejszej z analizowanych prędkości obrotowych wartość rozproszenia wyniosła 78,6%, dla średniej prędkości obrotowej – 87,4%, natomiast dla największej – 68,6%. W kolejnych punktach pomiarowych nie zanotowano znaczących różnic wartości rozproszenia.

Badania rozproszenia CO charakteryzowały się małymi wartościami w pierwszych kilku pomiarach (rys. 6.2b). Zauważalne zmiany zanotowano przy odsunięciu sondy pomiarowej



od układu wylotowego o 5 cm w przypadku biegu jałowego (30,8%) i prędkości obrotowej 1500 obr/min (22,2%) oraz o 10 cm dla 3000 obr/min (49,6%). Kolejny znaczący spadek wartości dla wszystkich prędkości obrotowych nastąpił w przypadku odsunięcia sondy pomiarowej o 20 cm od układu wylotowego badanego pojazdu. Otrzymano odpowiednia wartości rozproszenia – 88,5% dla prędkości biegu jałowego, 72,7% dla średniej wartości prędkości obrotowej oraz 70,5% dla największej z rozważanych prędkości obrotowych. Ostatnie punkty pomiarowe nie różniły się znacząco od poprzednich wyników.

W przypadku rozproszenia HC dla dwóch pierwszych prędkości obrotowych wartości osiągnęły wartości powyżej 46% dla punktu oddalonego o 5 cm od układu wylotowego, przy czym dla punktu 0 cm uzyskano w obu przypadkach rozproszenie na poziomie 16% (rys. 6.2c). Kolejnymi punktami charakterystycznym dla tych prędkości obrotowych był punkty pomiarowe oddalone od układu wylotowego pojazdu o 10 cm (64,9%, 70,6%) oraz 20 cm (71,4% oraz 75,6%). Dla prędkości obrotowej 3000 obr/min, znaczną różnicę wynikach odnotowano natomiast przy odsunięciu sondy pomiarowej o 15 cm (26,7%). Kolejnym punktem charakterystycznym dla największej z analizowanych prędkości obrotowych był punkt pomiarowy 20 cm gdzie otrzymano rozproszenie na poziomie 57,4%. W dalej odsuniętych punktach pomiarowych nie zanotowano znaczących różnic wartości rozproszenia spalin.



Rys. 6.2. Rozproszenie związków szkodliwych spalin pojazdu z silnikiem ZS–  
a) CO<sub>2</sub>, b) CO, c) HC, d) NO, e) PM

Podczas pomiaru stężeń NO w przypadku wszystkich z badanych prędkości obrotowych uzyskano w pierwszych kilku pomiarach wyniki nieprzekraczające 10%. Znaczny wzrost rozproszenia spalin zanotowano przy odsunięciu sondy pomiarowej o 5 cm, a otrzymane wyniki wyniosły odpowiednio: 40,9% (bieg jałowy), 49,8% (1500 obr/min) oraz 55% (3000 obr/min) (rys. 6.2d). Dla dwóch pierwszych z analizowanych prędkości obrotowych kolejne znaczne spadki wartości rozproszenia odnotowano w punktach oddalonych o 10 cm (64,2% i 52,5%) oraz 20 cm (86% i 91,7%). Rozproszenie spalin dalej stopniowo malało aż do uzyskania wartości 98% przy 50 cm. Podczas badań pojazdu przy prędkości obrotowej 3000 obr/min wartość rozproszenia dla odsunięcia sondy pomiarowej o 15 cm wyniosła 67,8%, a przy dalszym odsuwaniu urządzenia pomiarowego uzyskano 77,7% (20 cm). Pomiar od 25 cm do 50 cm charakteryzowały się podobnymi wartościami między 83,4 % a 85,1%.

Rozproszenie PM charakteryzowało się największymi różnicami wartości ze wszystkich analizowanych związków szkodliwych (rys. 6.2e). W przypadku każdej prędkości obrotowej wartość rozproszenia zawierała się między 97,7% a 98,6%. Bezpośrednio za układem wylotowym uzyskano odpowiednio: 33,8% dla biegu jałowego, 35,6% dla 1500 obr/min oraz 42,3% dla 3000 obr/min. Dla odsunięcia sondy pomiarowej o 5 cm od układu wylotowego wartości wyniosły natomiast między 70% a 76%. Dalej wartości stopniowo malały, w przypadku wszystkich prędkości obrotowych aż do uzyskania wartości w przedziale od 97,7% do 98,6% dla najdalej odsuniętego od układu wylotowego pojazdu punktu pomiarowego.

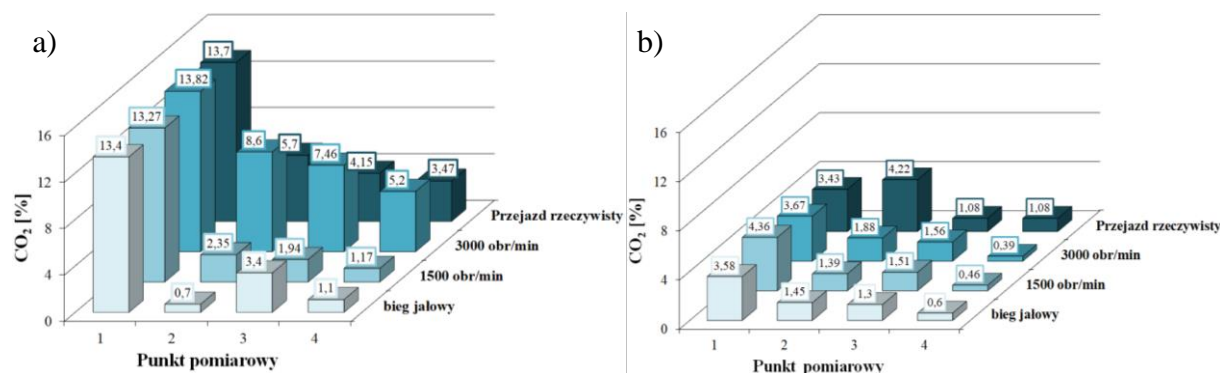
### **6.3. Analiza stężeń związków szkodliwych spalin**

Pomiary dla pojazdu wyposażonego w silnik ZI wykonane w warunkach laboratoryjnych bezpośrednio w układzie wylotowym pojazdu wskazywały na zbliżone wartości CO<sub>2</sub> dla wszystkich prędkości obrotowych (rys. 6.3a). Wartości analizowanego związku ulegały większemu rozproszeniu przy mniejszych prędkościach obrotowych (800 obr/min, 1500 obr/min). Dla tych prędkości uzyskano wartości rozproszenia (między punktem 1 a 4) na poziomie przekraczającym 91%, natomiast dla największej wartości prędkości obrotowej (3000 obr/min) wartość ta osiągnęła około 60%. W przypadku pomiarów w warunkach rzeczywistych w pierwszym punkcie pomiarowym uzyskano wyniki analogiczne z tymi, które uzyskano w badaniach laboratoryjnych. Uzyskana wartość rozproszenia wyniosła 75%. Wynik mieści się zatem między wartościami rozproszenia uzyskanymi w pomiarach stacjonarnych dla małych oraz dużych prędkości obrotowych.

W przypadku pojazdu z silnikiem ZS stężenia CO<sub>2</sub> mierzone w warunkach laboratoryjnych bezpośrednio w układzie wylotowym charakteryzowały się zbliżonymi wartościami (rys. 6.3b). Wartości te ulegały podobnemu rozproszeniu dla wszystkich prędkości obrotowych pojazdu. Uzyskane rozproszenie przekraczało 83% dla biegu jałowego oraz 89% dla prędkości obrotowych 1500 obr/min oraz 3000 obr/min. Pomiar w warunkach rzeczywistych dla pierwszego punktu pomiarowego były tożsame z tymi uzyskanymi w warunkach laboratoryjnych. Rozproszenie w pomiarach drogowych wyniosło 68%, a więc było o około 20% mniejsze niż w przypadku pomiarów na nieporuszającym się pojeździe.

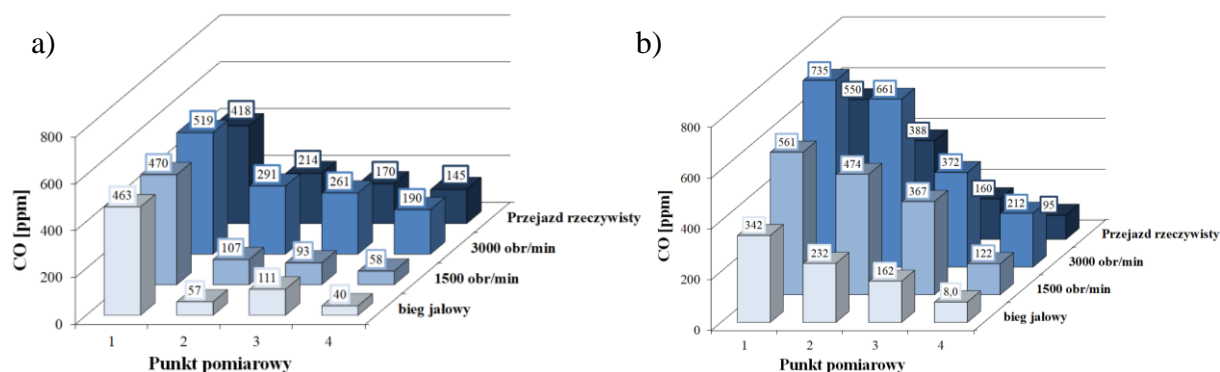
Porównując wyniki uzyskane podczas badań obu pojazdów zauważono podobne tendencje, z tym że dla pojazdu z silnikiem ZI uzyskano dużo większe stężenia CO<sub>2</sub> w punkcie 1,

bezpośrednio w układzie wylotowym pojazdu. Uzyskane rozproszenie dla biegu jałowego, prędkości obrotowej 1500 obr/min oraz podczas przejazdu rzeczywistego były do siebie zbliżone, a różnice nie przekraczały 10%. Znaczną rozbieżność, na poziomie 27% zanotowano natomiast dla prędkości obrotowej równej 3000 obr/min, co należy mieć na uwadze podczas kolejnych etapów badań. Różnice wynikają ze składu spalin badanych obiektów. Udział dwutlenku węgla w spalinach samochodu osobowego wyposażonego w silnik ZI jest o około 60% większy niż w przypadku pojazdu z silnikiem zasilanym olejem napędowym.



Rys. 6.3. Stężenie dwutlenku węgla – badania stacjonarne i w rzeczywistych warunkach eksploatacji – a) pojazd z silnikiem ZI, b) pojazd z silnikiem ZS

Pomiary na laboratoryjnym stanowisku pomiarowym pojazdu z silnikiem ZI wykazały, że między wartościami CO a prędkością obrotową istnieje zależność. Wartości stężeń badanego związku rosły wraz ze zwiększaniem prędkości obrotowej (rys. 6.4a). Rozproszenie uzyskane dla prędkości obrotowych nieprzekraczających 1500 obr/min wynosiło około 90%, natomiast dla prędkości obrotowej 3000 obr/min otrzymano wartości na poziomie 63%. Oznacza to, że związek ten ulegał większemu rozproszeniu przy mniejszych prędkościach obrotowych. Podczas rzeczywistego przejazdu rozproszeniu uległo 65% tlenku węgla. Osiągnięte wyniki były zatem niewiele większe od tych uzyskanych dla większych prędkości obrotowych (56% – 59%) oraz znacznie mniejsze niż te otrzymane dla prędkości obrotowych nieprzekraczających 1500 obr/min.



Rys. 6.4. Stężenie tlenku węgla – badania stacjonarne i w rzeczywistych warunkach eksploatacji – a) pojazd z silnikiem ZI, b) pojazd z silnikiem ZS

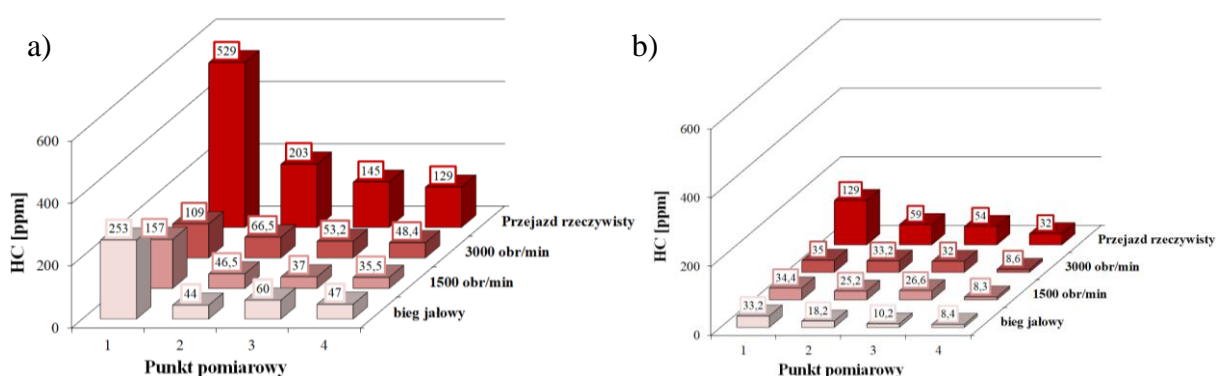
W przypadku badań laboratoryjnych pojazdu z silnikiem zasilanym olejem napędowym uzyskane wyniki CO dla pierwszego punktu pomiarowego ściśle zależały od prędkości

obrotowej wału korbowego (rys.6.4b). Uzyskane rozproszenie dla biegu jałowego wynosiło 97,5%, natomiast dla większych prędkości obrotowych odpowiednio 78% i 71%. W przypadku przejazdu w warunkach rzeczywistych uzyskano natomiast rozproszenie spalin na poziomie 83%. Osiągnięte wyniki były więc mniejsze jedynie od tych uzyskanych na biegu jałowym.

Porównując oba przejazdy można wywnioskować, że dla małych prędkości obrotowych, bezpośrednio w układzie wylotowym, wartości rozproszenia CO były do siebie zbliżone. Natomiast w przypadku największej z analizowanych prędkości obrotowych (3000 obr/min), gdzie uzyskano znacznie większe wyniki dla pojazdu z silnikiem ZS zanotowano rozproszenie o 30% większe od tego, które uzyskano dla pojazdu z jednostką napędową zasilaną benzyną. Podobna sytuacja występuje również dla przejazdu w rzeczywistych warunkach eksploatacji. Może to wskazywać na większą dysocjację dwutlenku węgla w silniku o ZS przy większych prędkościach obrotowych.

W odróżnieniu do wartości CO<sub>2</sub> oraz CO, wyniki uzyskane w przypadku HC dla silnika benzynowego rosły odwrotnie proporcjonalnie do jego prędkości obrotowej (rys. 6.5a). Największym rozproszeniem spalin na poziomie 81% charakteryzowały się pomiary na biegu jałowym. Dla pozostałych prędkości obrotowych otrzymano natomiast następujące wartości – 77% dla 1500 obr/min oraz 56% dla 3000 obr/min. Rozproszenie HC było zatem ściśle zależne od parametrów pracy silnika, związek ulegał największemu rozproszeniu przy małych prędkościach obrotowych, szczególnie na biegu jałowym. W przypadku pomiarów w warunkach rzeczywistych rozproszeniu uległo 75% węglowodorów.

W przypadku pojazdu z silnikiem ZS badania laboratoryjne dla wszystkich prędkości obrotowych były do siebie zbliżone (rys. 6.5b). Rozproszenie HC utrzymywało się dla wszystkich analizowanych prędkości obrotowych na poziomie około 75%. Wynika z tego, że rozproszenie tego związku nie zależało od prędkości obrotowej. W przypadku pomiarów w warunkach rzeczywistych uzyskano rozproszenie na tym samym poziomie (75,2%), mimo że stężenia uzyskane w pierwszym punkcie pomiarowym charakteryzowały się znacznie większymi wartościami.



Rys. 6.5. Stężenie węglowodorów – badania stacjonarne i w rzeczywistych warunkach eksploatacji – a) pojazd z silnikiem ZI, b) pojazd z silnikiem ZS

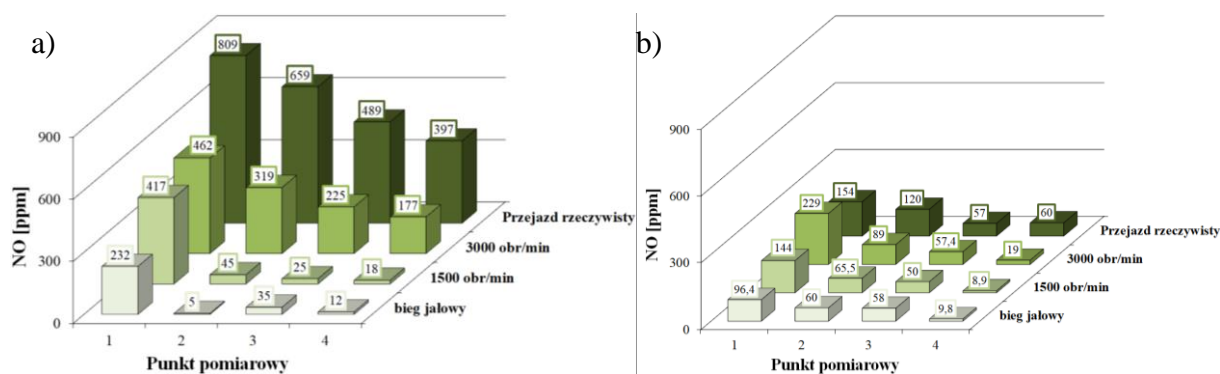
Porównując uzyskane wartości badań w warunkach laboratoryjnych dla badanych obiektów można zauważyć przede wszystkim to, że w przypadku pojazdu z silnikiem ZI stężenie HC ściśle zależało od analizowanego parametru pracy silnika. Dla pojazdu z silnikiem ZS wartości te układały się równomiernie we wszystkich punktach pomiarowych. Dodatkowo

można zauważyć, że pojazd z silnikiem zasilanym benzyną wyjściowo, w pierwszym punkcie pomiarowym uzyskał dużo większe stężenia HC. Związane jest to najprawdopodobniej z niepełnym spalaniem paliwa w silniku ZI związanym z niedoborem powietrza.

Wartości stężenia NO dla pojazdu z silnikiem ZI były zależne od prędkości obrotowej wału korbowego, wraz z jej wzrostem proporcjonalnie rosło również stężenie NO (rys. 6.6a). Rozproszenie między 1 a 4 punktem wynosiło odpowiednio 95% dla biegu jałowego, 96% dla 1500 obr/min i 62% dla 3000 obr/min. Oznacza to, że związek ten ulegał znacznie większemu rozproszeniu przy mniejszych prędkościach obrotowych. W przypadku pomiarów w rzeczywistych warunkach eksploatacji uzyskano najmniejsze wartości rozproszenia związku (51%).

W przypadku pojazdu z silnikiem ZS wartości stężenia tlenu azotu również były zależne od parametrów pracy silnika (rys. 6.6b). Rosły one wprost proporcjonalnie wraz z częstotliwością obrotów. Uzyskane rozproszenie dla wszystkich prędkości obrotowych wynosiło około 90%. Wskazuje to na to, że na rozproszenie spalin silnika zasilanego olejem napędowym nie miała wpływu prędkość obrotowa wału korbowego. Pomiar w warunkach rzeczywistej eksploatacji wskazują, że rozproszenie NO uzyskane podczas badań było dużo mniejsze niż w warunkach stacjonarnych i wyniosło 61%.

Porównując oba pojazdy można zauważyć podobną tendencję dla mniejszych prędkości obrotowych, zarówno w przypadku silników ZI jak i ZS gdzie odnotowano wartości rozproszenia na poziomie zbliżonym do 90%. Różnicę można zauważyć przy największej z badanych prędkości obrotowych (3000 obr/min), gdzie dla pojazdu z silnikiem zasilanym olejem napędowym otrzymano wyniki większe o 30%. Dla przejazdu rzeczywistego stężenie NO utrzymywało się na podobnym poziomie, a ich różnica nie przekraczała 10%. Warto jednak zauważyć, że wartości stężeń uzyskane bezpośrednio z układu wylotowego pojazdu były znacznie większe. Może to świadczyć o dużo większej temperaturze i ciśnieniu w cylindrze podczas procesu spalania w silniku zasilanym benzyną.



Rys. 6.6. Stężenie tlenu azotu – badania stacjonarne i w rzeczywistych warunkach eksploatacji – a) pojazd z silnikiem ZI, b) pojazd z silnikiem ZS

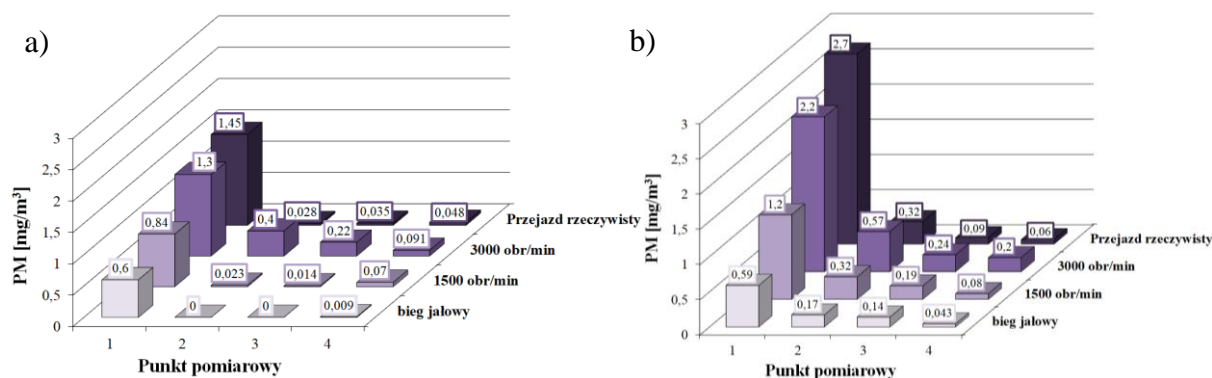
Wartości stężenia PM pojazdu wyposażonego w silnik o zapłonie iskrowym podczas badań w warunkach laboratoryjnych również uwarunkowane były prędkością obrotową pojazdu (rys. 6.7a). Stężenie PM rosło wprost proporcjonalnie do wzrostu prędkości obrotowej. Uzyskane rozproszenie analizowanego związku w spalinach wynosiło odpowiednio – 98,5% na biegu jałowym, 91,7% dla 1500 obr/min, oraz 93% dla 3000 obr/min. Należy zwrócić uwagę, że w przypadku biegu jałowego w punkcie odsuniętym od układu wylotowego obiektu



badawczego o 5 cm oraz 10 cm nie zarejestrowano żadnej wartości stężenia cząstek stałych, może to wskazywać na niedokładność pomiaru lub błąd aparatury badawczej. Uzyskane natomiast w pomiarach drogowych rozproszenie wyniosło 96,7%, co oznacza, że tylko na biegu jałowym otrzymano większą wartość rozproszenia PM w spalinach.

Stężenie PM obiektu badawczego z silnikiem ZS ściśle zależało od parametrów pracy silnika. Jego wzrost był wprost proporcjonalny do wzrostu wartości PM (rys. 6.7b). We wszystkich punktach pomiarowych uzyskano rozproszenie spalin przekraczające 90% (92,7% – 850 obr/min, 93,3% – 1500 obr/min, 90,9% – 3000 obr/min). Pomiary w warunkach rzeczywistych charakteryzowały się największymi wartościami stężenia cząstek stałych mierzonego bezpośrednio w układzie wylotowym pojazdu. Pomiary drogowe wskazują na to, że rozproszenie utrzymywało się na poziomie około 98%.

W przypadku obu pojazdów uzyskane stężenia PM, a tym samym ich rozproszenie wykazywały podobny charakter. We wszystkich punktach zarówno dla pomiarów laboratoryjnych jak i rzeczywistych uzyskano rozproszenie nie mniejsze niż 90%. Należy nadmienić, że w przypadku pomiarów drogowych PM osiągały wartości rozproszenia w granicach 97%. PM charakteryzowały się zatem największym rozproszeniem w porównaniu z pozostałymi analizowanymi związkami spalin. Należy również zaznaczyć, że nie miały na to wpływu wyjściowe wartości stężeń mierzone bezpośrednio w układzie wylotowym pojazdu. Samochód osobowy z silnikiem ZS charakteryzował się znacznie mniejszymi wartościami, zwłaszcza w przypadku dużych prędkości obrotowych pojazdu oraz dla przejazdu rzeczywistego. Wskazuje to najprawdopodobniej na mniej efektywny proces rozpadu termicznego paliwa, spowodowany zbyt długim czasem wtrysku w przypadku silnika zasilanego olejem napędowym.

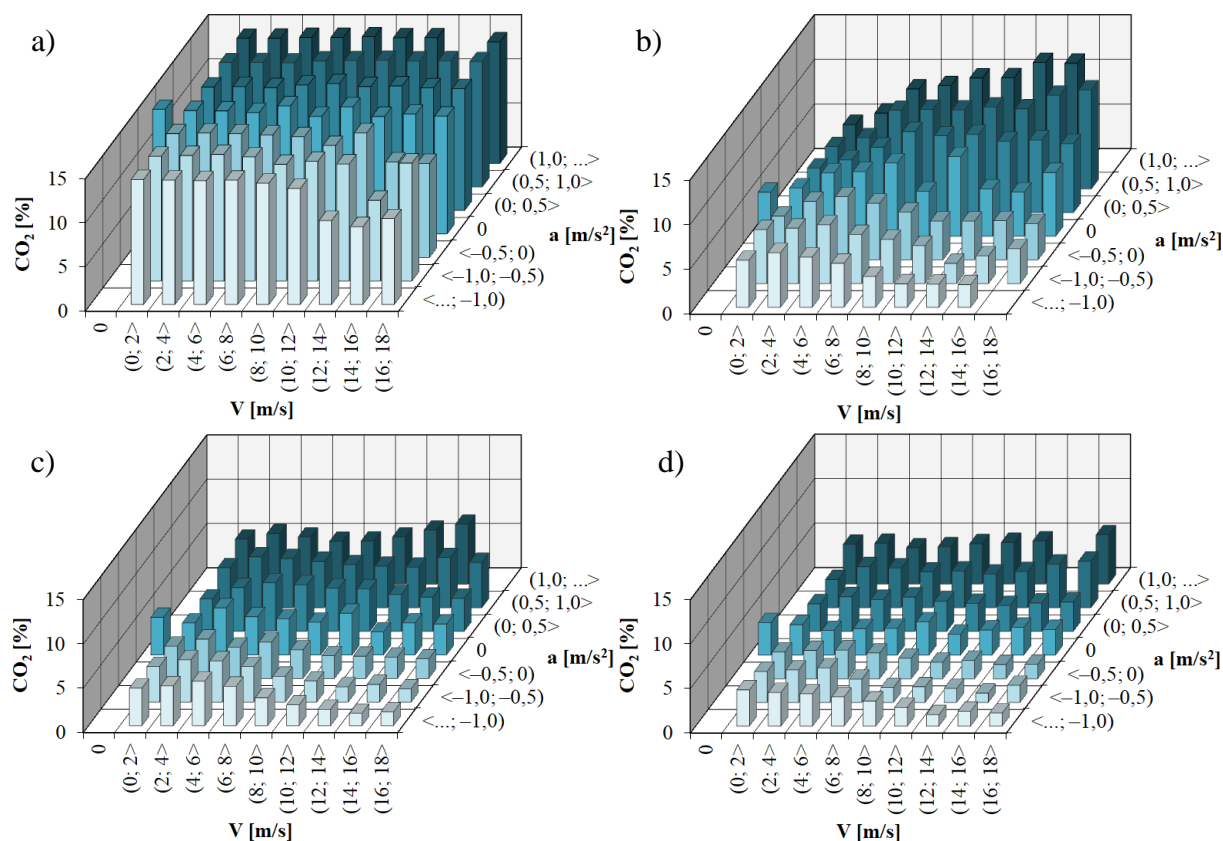


Rys. 6.7. Stężenie cząstek stałych – badania stacjonarne i w rzeczywistych warunkach eksploatacji – a) pojazd z silnikiem ZI, b) pojazd z silnikiem ZS

#### 6.4. Analiza rozkładu stężeń związków szkodliwych spalin w funkcji prędkości i przyspieszenia pojazdów

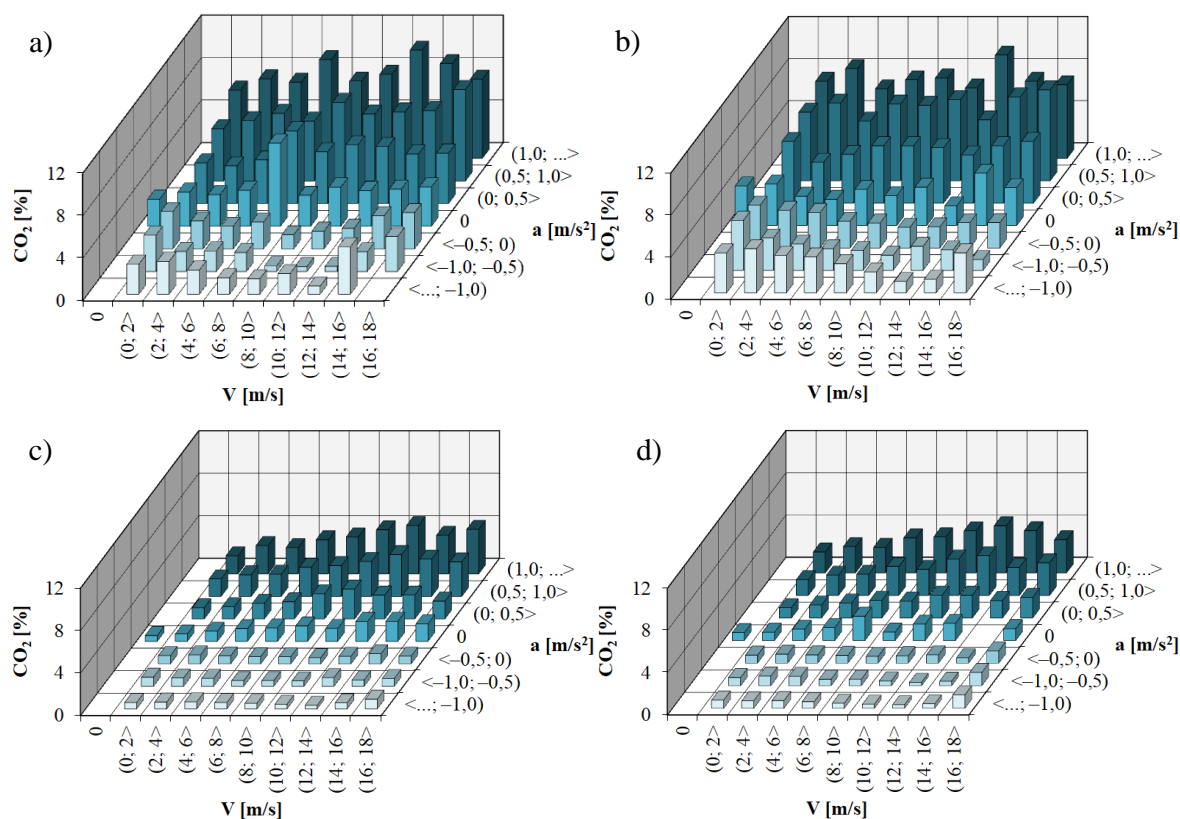
Badania stężeń CO<sub>2</sub> wykazały, że zgodnie z przewidywaniami bezpośrednio w układzie wylotowym dla pojazdu z silnikiem ZI wartości dla wszystkich punktów pracy miały przybliżone wartości i średnio wynosiły 13,57% (rys. 6.8). Maksymalną wartością stężenia analizowanego związku (14,52%) charakteryzował się punkt (6 m/s; 8 m/s> dla 0 m/s<sup>2</sup>. Wraz ze zwiększaniem odległości sondy pomiarowej od układu wylotowego pojazdu rozkład CO<sub>2</sub>

zaczyna charakteryzować się większymi wartościami przy większym przyspieszeniu pojazdu. Wartości maksymalne dla poszczególnych punktów pomiarowych rozkładały się następująco – 11,52% przy prędkości (12 m/s; 14 m/s> i przyspieszeniu (1,0 m/s<sup>2</sup>; ... m/s<sup>2</sup>> przy oddaleniu równym 5 cm, 6,78% dla 10 cm i 5,55% dla 20 cm w tym samym punkcie pracy (14 m/s; 16 m/s> oraz (1,0 m/s<sup>2</sup>; ... m/s<sup>2</sup>>. Średnio CO<sub>2</sub> charakteryzowało się wartościami na poziomie 6,5% w punkcie pomiarowym numer 2, 4,06% w punkcie 3 oraz 3,24% w punkcie 4.



Rys. 6.8. Rozkład stężeń CO<sub>2</sub> pojazdu z silnikiem ZI w funkcji prędkości i przyspieszenia – a) pomiar bezpośrednio w układzie wylotowym, b) pomiar 5 cm za układem wylotowym, c) pomiar 10 cm za układem wylotowym, d) pomiar 20 cm za układem wylotowym

W przypadku pojazdu z silnikiem ZS stężenie CO<sub>2</sub> wykazywało zależność od przyspieszenia pojazdu we wszystkich punktach pomiarowych (rys. 6.9). Wartość maksymalną, wynoszącą odpowiednio 10,2% w punkcie 1, 9,83% w punkcie 2, 4,57% w punkcie 3 oraz 4,47% w punkcie 4 odnotowano w tym samym pojedynczym punkcie pracy (12 m/s; 14 m/s> oraz (1,0 m/s<sup>2</sup>; ... m/s<sup>2</sup>>. W przypadku średniej wartości dwutlenku węgla dwa pierwsze punkty charakteryzowały się zbliżonymi wartościami – 4,24% w punkcie pierwszym oraz 4,44% w punkcie drugim. Podobnie sytuacja wyglądała dla dwóch ostatnich punktów, gdzie dla odsunięcia przyrządu pomiarowego o 10 cm od układu wylotowego pojazdu uzyskano średnią wartość na poziomie 1,61%, natomiast przy oddaleniu sondy pomiarowej od układu wylotowego o 20 cm uzyskano wartość CO<sub>2</sub> równą 1,55%. Badania tlenku węgla dla pojazdu ZI wykazywały, że bezpośrednio w punkcie wylotowym pojazdu stężenie związku rozkładało się równomiernie.

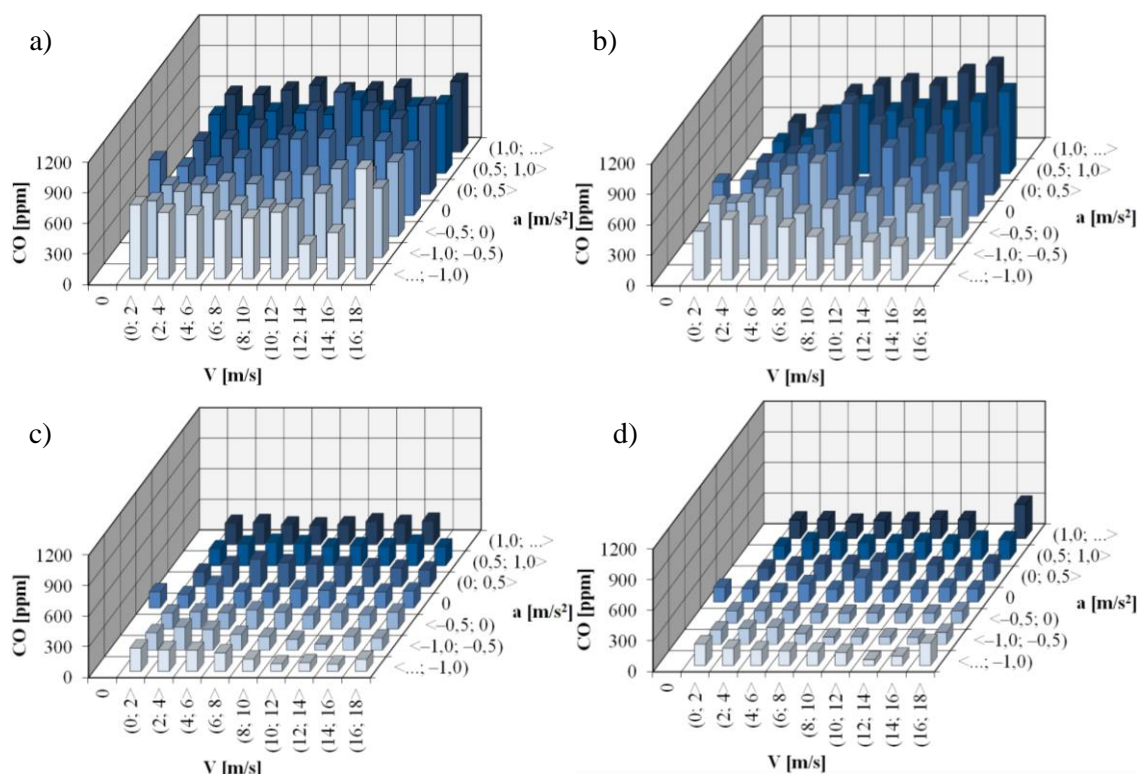


Rys. 6.9. Rozkład stężeń CO<sub>2</sub> pojazdu z silnikiem ZS w funkcji prędkości i przyspieszenia –  
 a) pomiar bezpośrednio w układzie wylotowym, b) pomiar 5 cm za układem wylotowym,  
 c) pomiar 10 cm za układem wylotowym, d) pomiar 20 cm za układem wylotowym

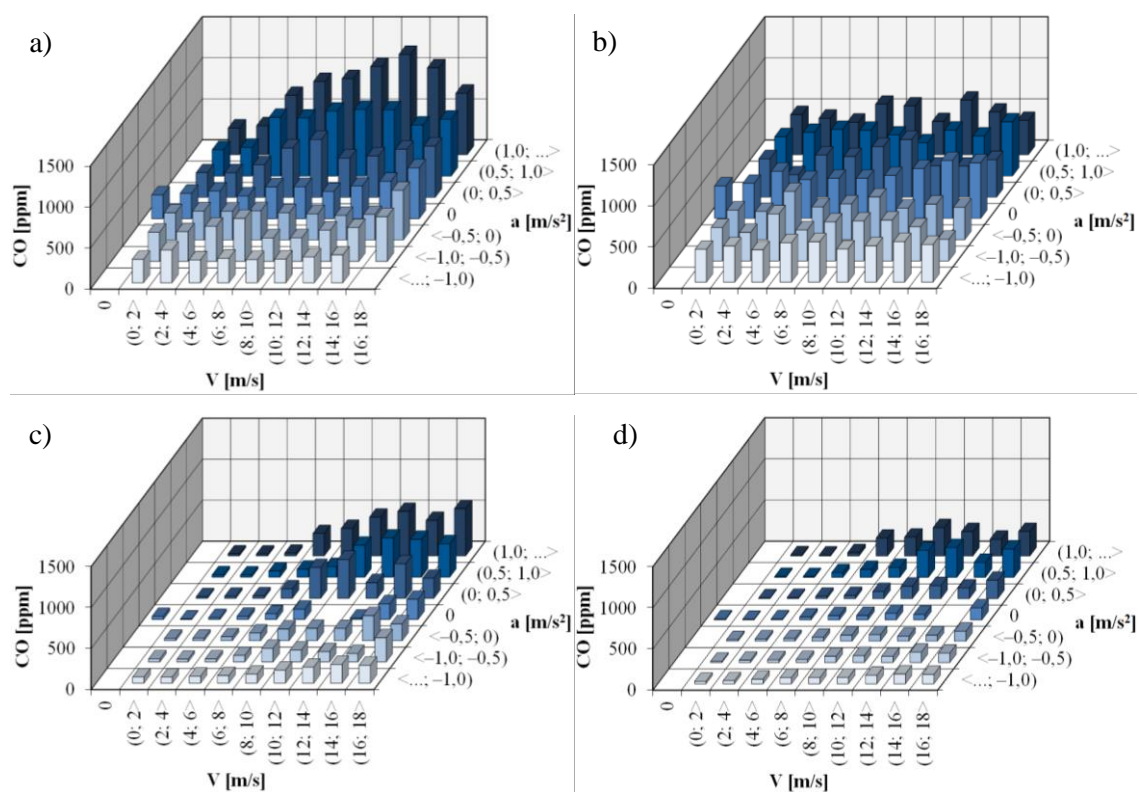
Wartości stężenia CO wykazywały zależność od przyspieszenia pojazdu przy oddaleniu sondy o 5 cm. Wraz z dalszym oddalaniem przyrządu pomiarowego zależność ta malała, a wartości przybierały regularny charakter, podobnie jak miało to miejsce w pierwszym punkcie pomiarowym. Średnie stężenia CO wynosiły odpowiednio – 628 ppm bezpośrednio w układzie wylotowym, 530 ppm w drugim punkcie pomiarowym, 175 ppm w trzecim punkcie oraz 149 ppm w punkcie ostatnim. Największymi wartościami charakteryzowały się punkty: (16 m/s; 18 m/s> oraz <... m/s<sup>2</sup>; -1,0 m/s<sup>2</sup>) dla 0 cm (1079 ppm), (6 m/s; 8 m/s> i (0 m/s<sup>2</sup>; 0,5 m/s<sup>2</sup>> dla 5 cm (896 ppm), (4 m/s; 6 m/s> i (0 m/s<sup>2</sup>; 0,5 m/s<sup>2</sup>> dla 10 cm (271 ppm) oraz (16 m/s; 18 m/s> i (1,0 m/s<sup>2</sup>; ... m/s<sup>2</sup>> przy oddaleniu 20 cm (rys. 6.10).

Stężenia CO pojazdu z silnikiem ZS bezpośrednio w układzie wylotowym oraz podczas pomiaru oddalonego o 5 cm rosły wraz z przyspieszeniem pojazdu. Po dalszym oddaleniu, o 10 cm i 15 cm, wartości zaczęły zależeć również od prędkości obiektu badawczego (rys. 6.11). Największe wartości pomiarowe odnotowano w punktach charakteryzujących się dużymi wartościami prędkości i dodatnim przyspieszeniem. W pojedynczym punkcie pracy zanotowano odpowiednio, w pierwszym punkcie pomiarowym 1222 ppm dla przedziałów (12 m/s; 14 m/s> i (1,0 m/s<sup>2</sup>; ... m/s<sup>2</sup>>, w punkcie drugim 705 ppm przy prędkości (14 m/s; 16 m/s > oraz przy zerowym przyspieszeniu, w punkcie trzecim 578 ppm dla punktu pracy (16 m/s; 18 m/s> oraz (1,0 m/s<sup>2</sup>; ... m/s<sup>2</sup>> natomiast w ostatnim punkcie 362 ppm dla prędkości (12 m/s; 14 m/s> i przyspieszenia (0,5 m/s<sup>2</sup>; 1,0 m/s<sup>2</sup>>. Średnie stężenia charakteryzowały się natomiast wartościami 489 ppm (pomiar bezpośredni), 479 ppm (5 cm za układem wylotowym), 173 ppm (oddalenie 10 cm) oraz 100 ppm (sonda oddalona o 15 cm).



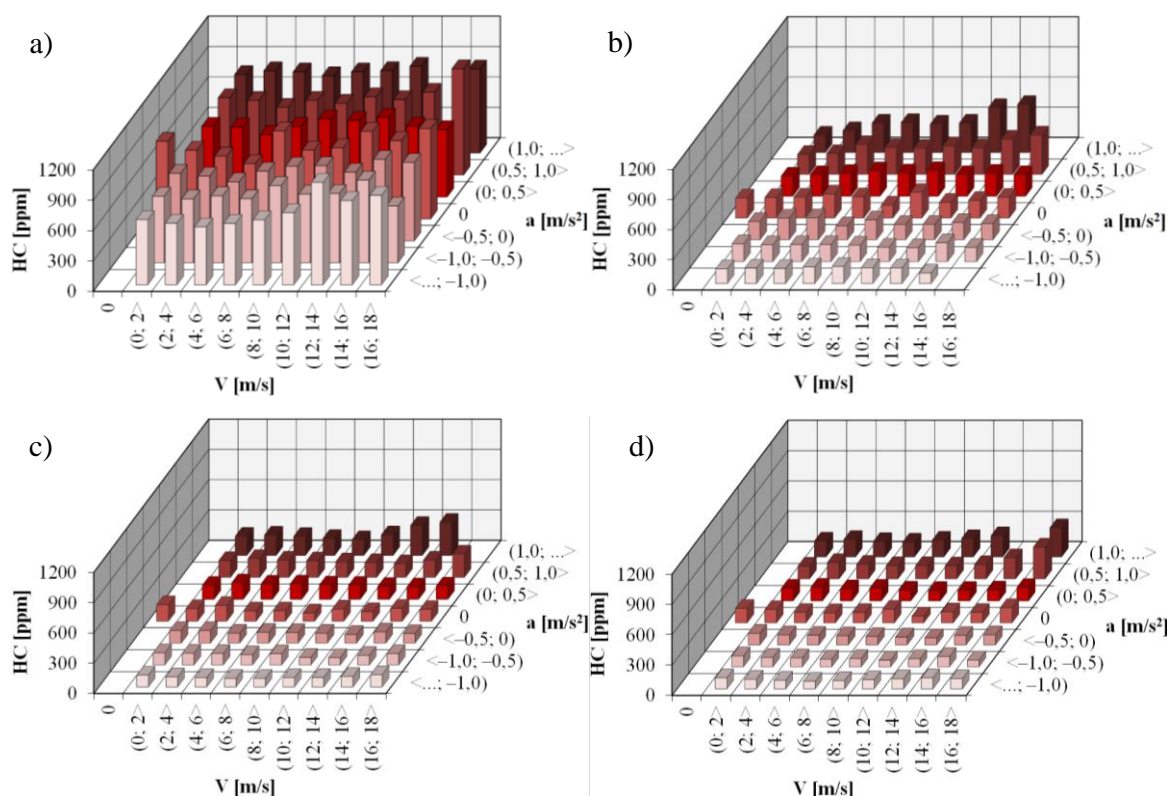


Rys. 6.10. Rozkład stężeń CO pojazdu z silnikiem ZI w funkcji prędkości i przyspieszenia –  
 a) pomiar bezpośrednio w układzie wylotowym, b) pomiar 5 cm za układem wylotowym,  
 c) pomiar 10 cm za układem wylotowym, d) pomiar 20 cm za układem wylotowym



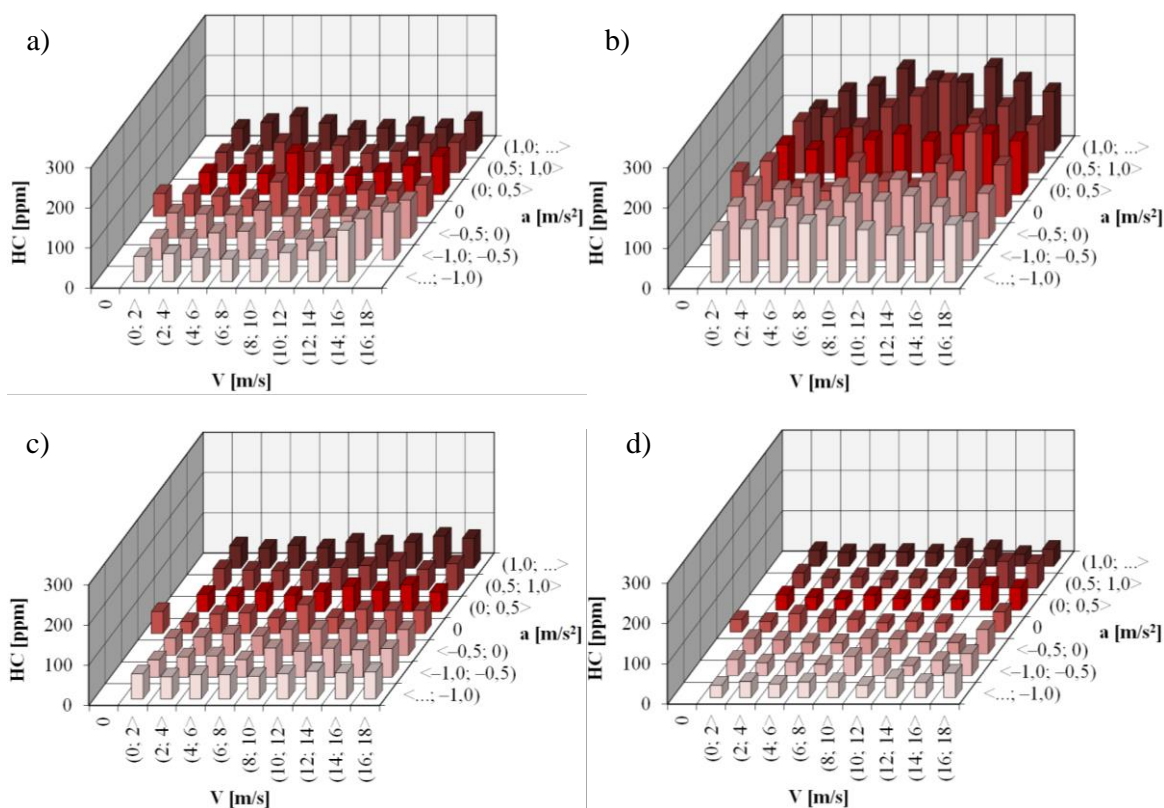
Rys. 6.11. Rozkład stężeń CO pojazdu z silnikiem ZS w funkcji prędkości i przyspieszenia –  
 a) pomiar bezpośrednio w układzie wylotowym, b) pomiar 5 cm za układem wylotowym,  
 c) pomiar 10 cm za układem wylotowym, d) pomiar 20 cm za układem wylotowym

W pierwszym punkcie pomiarowym stężenia HC ułożone były równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu z silnikiem ZI. Po oddaleniu sondy pomiarowej, w pozostałych punktach zaobserwowano wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia badanego obiektu (rys. 6.12). Bezpośrednio w układzie wylotowym oraz w najdalej oddalonym punkcie największe wartości – 1050 ppm oraz 314 ppm odnotowano w pojedynczym oknie pomiarowym ( $16 \text{ m/s}$ ;  $18 \text{ m/s}$ > oraz  $(0,5 \text{ m/s}^2$ ;  $1,0 \text{ m/s}^2$ >). Podczas pomiarów z sondą oddaloną o 5 cm (479 ppm) oraz 10 cm (330 ppm) wartość maksymalną otrzymano w punkcie pracy opisanym przedziałami  $(14 \text{ m/s}$ ;  $16 \text{ m/s}$ > ;  $(1,0 \text{ m/s}^2$ ; ...  $\text{m/s}^2$ >). Najmniejsze wartości odnotowano przy dużych prędkościach pojazdu i przy dodatnim przyspieszaniu w następujących oknach pomiarowych. Średnia wartość stężenia HC wynosiła odpowiednio 733 ppm (0 cm), 214 ppm (5 cm), 135 ppm (10 cm) oraz 120 ppm (20 cm).



Rys. 6.12. Rozkład stężeń HC pojazdu z silnikiem ZI w funkcji prędkości i przyspieszenia – a) pomiar bezpośrednio w układzie wylotowym, b) pomiar 5 cm za układem wylotowym, c) pomiar 10 cm za układem wylotowym, d) pomiar 20 cm za układem wylotowym

W przypadku pojazdu z silnikiem ZS zarówno bezpośrednio w układzie wylotowym jak i podczas oddalania sondy, stężenia HC układały się równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu (rys. 6.13). Wartość średnia, którą uzyskano w pierwszym punkcie wynosiła 139 ppm. Podczas oddalania stężenia HC malały od 65,7 ppm przez 56,9 ppm do 37,1 ppm w najbardziej oddalonym punkcie. Największe wartości w pojedynczych oknach pomiarowych uzyskiwano dla następujących punktów pracy:  $(10 \text{ m/s}$ ;  $12 \text{ m/s}$ > i  $(0,5 \text{ m/s}^2$ ;  $1,0 \text{ m/s}^2$ > (225 ppm bezpośrednio w układzie wylotowym),  $(14 \text{ m/s}$ ;  $16 \text{ m/s}$ > oraz  $<... \text{ m/s}^2$ ;  $-1,0 \text{ m/s}^2$ ) (128 ppm w punkcie oddalonym 5 cm), dla prędkości  $(14 \text{ m/s}$ ;  $16 \text{ m/s}$ > i przyspieszenia  $(1,0 \text{ m/s}^2$ ; ...  $\text{m/s}^2$ > (79,7 ppm dla sondy pomiarowej 10 cm za układem wylotowym) oraz  $(14 \text{ m/s}$ ;  $16 \text{ m/s}$ >  $(0,5 \text{ m/s}^2$ ;  $1,0 \text{ m/s}^2$ > (66,3 ppm w najbardziej oddalonym punkcie).

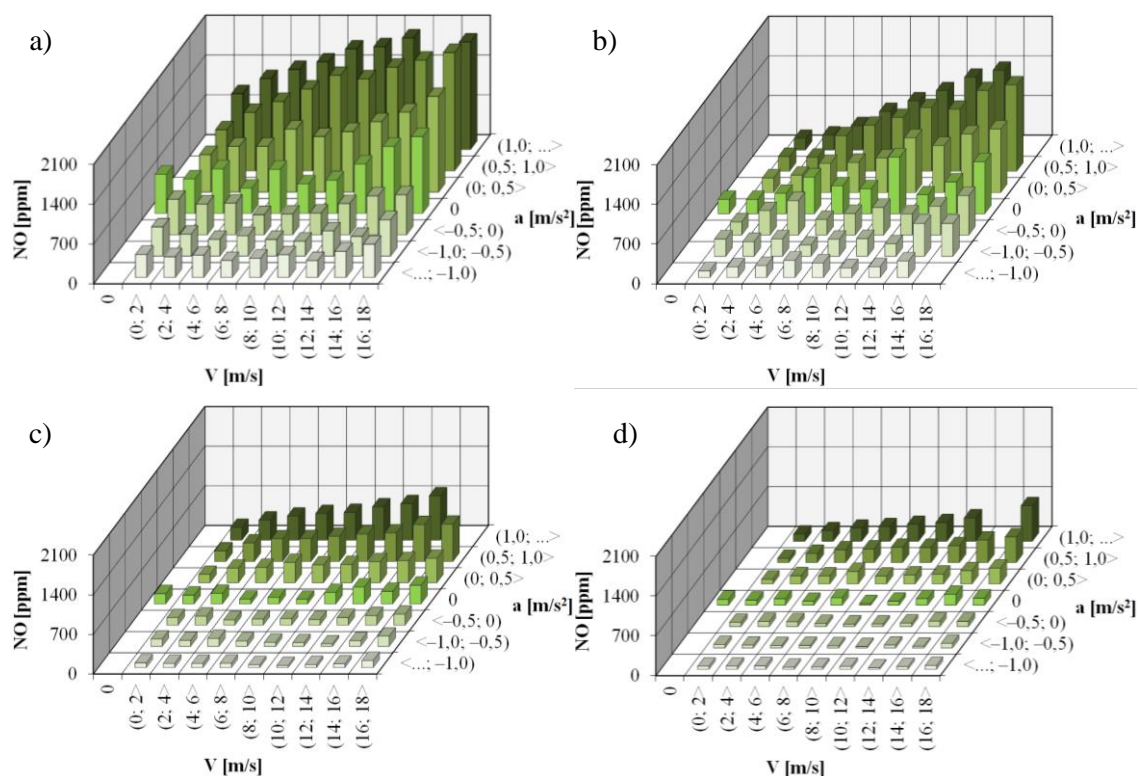


Rys. 6.13. Rozkład stężeń HC pojazdu z silnikiem ZS w funkcji prędkości i przyspieszenia –  
 a) pomiar bezpośrednio w układzie wylotowym, b) pomiar 5 cm za układem wylotowym,  
 c) pomiar 10 cm za układem wylotowym, d) pomiar 20 cm za układem wylotowym

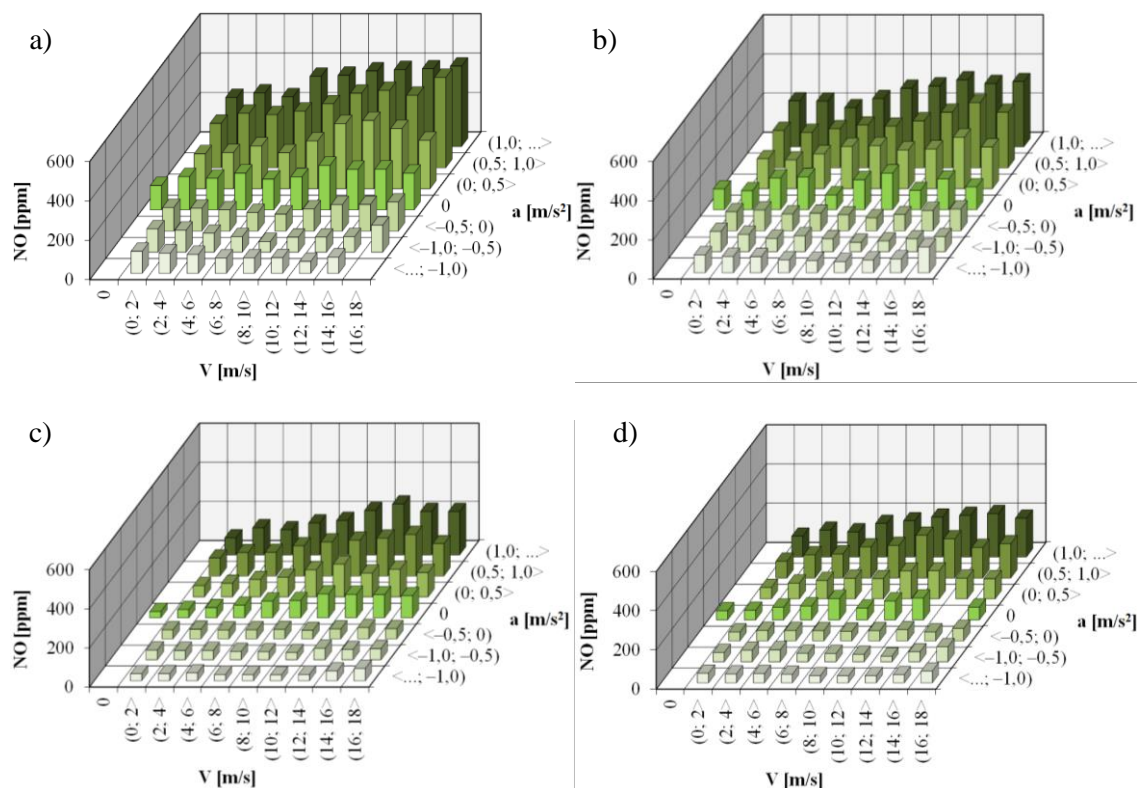
We wszystkich punktach pomiarowych widoczna była zależność wzrostu wartości stężeń NO od wzrostu wartości prędkości i przyspieszenia obiektu badawczego (rys. 6.14). W związku z tym maksymalne wartości uzyskano przy dużych prędkościach (10 m/s do 18 m/s) oraz przy wartościach przyspieszenia przekraczających  $0,5 \text{ m/s}^2$ . Pojedyncze punkty pracy z wartością maksymalną uzyskiwano odpowiednio dla pomiaru bezpośredniego dla przedziałów (16 m/s; 18 m/s> i  $(0,5 \text{ m/s}^2; 1,0 \text{ m/s}^2>$  (2080 ppm), w pomiarze 5 cm za układem wylotowym dla prędkości (16 m/s; 18 m/s> i przyspieszenia  $(0,5 \text{ m/s}^2; 1,0 \text{ m/s}^2>$  (1525 ppm), oraz dla trzeciego punktu pomiarowego w przedziałach (14 m/s; 16 m/s> oraz  $(1,0 \text{ m/s}^2; \dots \text{ m/s}^2>$  (785 ppm) natomiast w najdalej oddalonym punkcie pomiarowym dla (16 m/s; 18 m/s> oraz  $(1,0 \text{ m/s}^2; \dots \text{ m/s}^2>$  (626 ppm). Średnie wartości tlenu azotu wraz z oddalaniem sondy pomiarowej malały od wartości 881 ppm do wartości 142 ppm w ostatnim punkcie.

Dla pojazdu z silnikiem ZS również zaobserwowano wzrost wartości stężeń NO wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu (rys. 6.15). Uzyskane wartości średnie były dużo mniejsze niż w przypadku silnika ZI. W punkcie pierwszym zarejestrowano wartość 201 ppm, w kolejnym punkcie stężenie zmalało do 156 ppm, 10 cm za układem wylotowym wartość osiągnęła 95,7 ppm natomiast w ostatnim punkcie otrzymano niewiele mniejszą wartość – 93,5 ppm. Największe wartości odnotowane w pojedynczych punktach pracy wynosiły odpowiednio 458,5 ppm dla przedziałów (16 m/s; 18 m/s> oraz  $(0,5 \text{ m/s}^2; 1,0 \text{ m/s}^2>$  bezpośrednio w układzie wylotowym, 342 ppm dla prędkości (12 m/s; 14 m/s> i przyspieszenia  $(1,0 \text{ m/s}^2; \dots \text{ m/s}^2>$  dla kolejnego punktu, 261 ppm dla (12 m/s; 14 m/s> oraz  $(1,0 \text{ m/s}^2; \dots \text{ m/s}^2>$  dla 10 cm oraz dla ostatniego pomiaru 222 ppm dla przedziałów (14 m/s; 16 m/s> i  $(1,0 \text{ m/s}^2; \dots \text{ m/s}^2>$ .





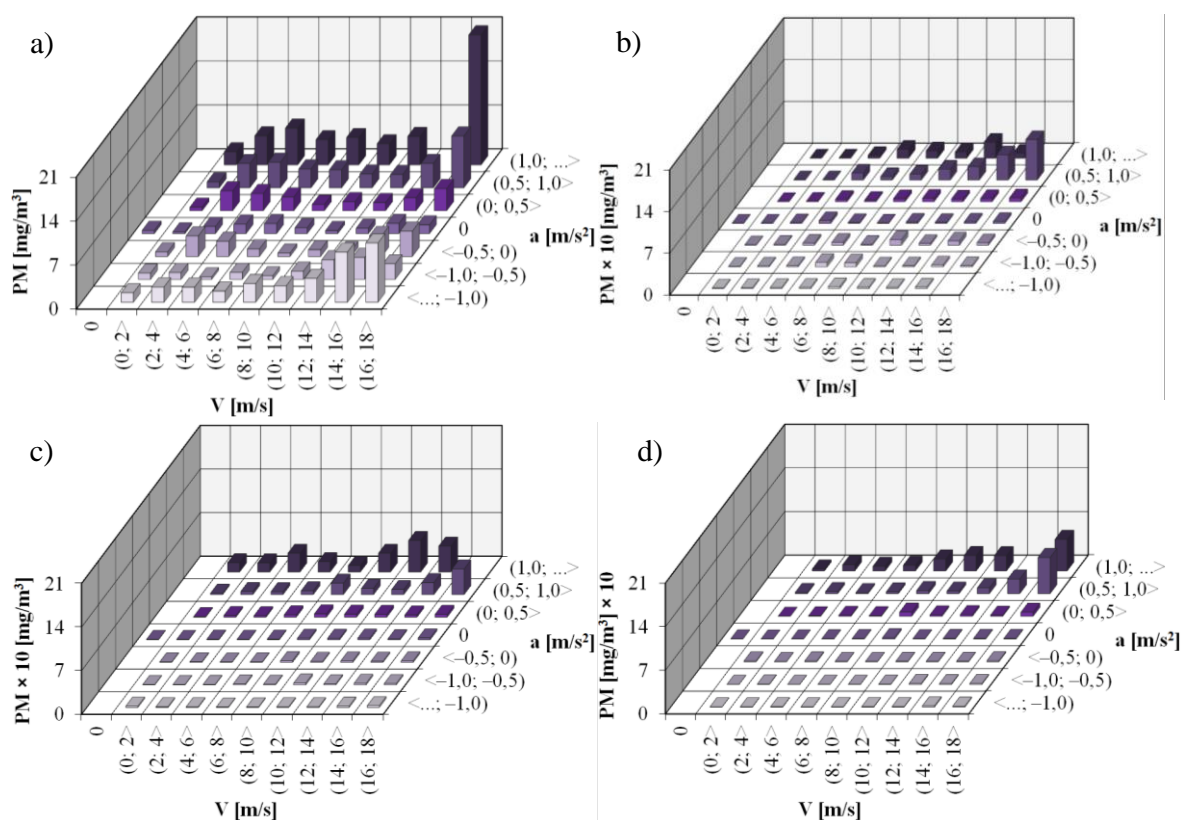
Rys. 6.14. Rozkład stężeń NO pojazdu z silnikiem ZI w funkcji prędkości i przyspieszenia –  
 a) pomiar bezpośrednio w układzie wylotowym, b) pomiar 5 cm za układem wylotowym,  
 c) pomiar 10 cm za układem wylotowym, d) pomiar 20 cm za układem wylotowym



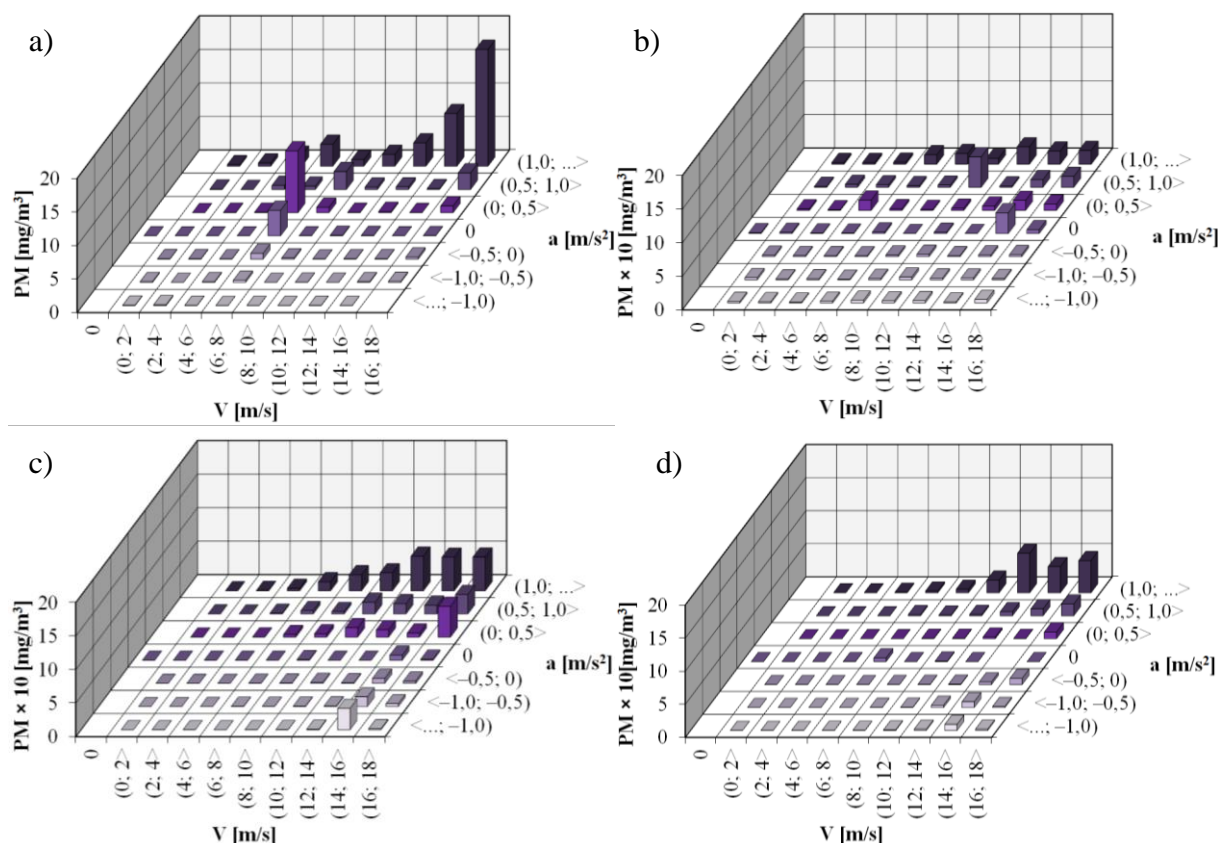
Rys. 6.15. Rozkład stężeń NO pojazdu z silnikiem ZS w funkcji prędkości i przyspieszenia –  
 a) pomiar bezpośrednio w układzie wylotowym, b) pomiar 5 cm za układem wylotowym,  
 c) pomiar 10 cm za układem wylotowym, d) pomiar 20 cm za układem wylotowym

W przypadku PM dla pojazdu z silnikiem ZI wartości stężeń bezpośrednio u układzie wylotowym rozkładały się nierównomiernie w całym obszarze pracy pojazdu (rys. 6.16). Po oddaleniu sondy odnotowano wzrost stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia badanego obiektu. Największe wartości odnotowano dla pomiaru bezpośredniego (20,7 mg/m<sup>3</sup>), 5 cm (0,68 mg/m<sup>3</sup>) oraz 20 cm (0,58 mg/m<sup>3</sup>) za układem wylotowym dla prędkości pojazdu (16 m/s; 18 m/s) oraz odpowiednio dla przyspieszeń (1,0 m/s<sup>2</sup>; ... m/s<sup>2</sup>) w punkcie 1 oraz (0,5 m/s<sup>2</sup>; 1,0 m/s<sup>2</sup>) dla dwóch pozostałych punktów. W przypadku sondy oddalonej o 10 cm od układu wylotowego wartość maksymalna 0,5 mg/m<sup>3</sup> została odnotowana w przedziałach (12 m/s; 14 m/s) i (1,0 m/s<sup>2</sup>; ... m/s<sup>2</sup>). Średnia wartość uzyskana podczas pomiarów wynosiła odpowiednio 2,79 mg/m<sup>3</sup>, 0,063 mg/m<sup>3</sup>, 0,066 mg/m<sup>3</sup> oraz 0,5 mg/m<sup>3</sup>.

Dla pojazdu z silnikiem ZS wartości PM rozłożone były nierównomiernie w całym obszarze pracy pojazdu we wszystkich punktach pomiarowych (rys. 6.17). Maksymalne wartości uzyskane w pojedynczych oknach pomiarowych uzyskano odpowiednio w przypadku pomiaru bezpośredniego w przedziałach (16 m/s; 18 m/s) oraz (1,0 m/s<sup>2</sup>; ... m/s<sup>2</sup>) (17 mg/m<sup>3</sup>), dla kolejnego pomiaru dla prędkości (10 m/s; 12 m/s) i przyspieszenia (0,5 m/s<sup>2</sup>; 1,0 m/s<sup>2</sup>) (0,45 mg/m<sup>3</sup>), dla punktu trzeciego dla (10 m/s; 12 m/s) i (0,5 m/s<sup>2</sup>; 1,0 m/s<sup>2</sup>) (0,45 mg/m<sup>3</sup>). Podczas ostatniego pomiaru uzyskano 0,597 mg/m<sup>3</sup> w przedziałach (12 m/s; 14 m/s) i (1,0 m/s<sup>2</sup>; ... m/s<sup>2</sup>). Średnie wartości stężenia cząstek stałych wyglądały następująco – 1,06 mg/m<sup>3</sup> w pomiarze bezpośrednim, 0,06 mg/m<sup>3</sup> dla sondy pomiarowej oddalonej o 5 cm, 0,058 mg/m<sup>3</sup> w kolejnym pomiarze oraz 0,052 mg/m<sup>3</sup> dla oddalenia sondy o 20 cm.



Rys. 6.16. Rozkład stężeń cząstek stałych pojazdu o zapłonie iskrowym w funkcji prędkości i przyspieszenia – a) pomiar bezpośrednio w układzie wylotowym, b) pomiar 5 cm za układem wylotowym, c) pomiar 10 cm za układem wylotowym, d) pomiar 20 cm za układem wylotowym



Rys. 6.17. Rozkład stężeń cząstek stałych pojazdu o zapłonie samoczynnym w funkcji prędkości i przyspieszenia – a) pomiar bezpośrednio w układzie wylotowym, b) pomiar 5 cm za układem wylotowym, c) pomiar 10 cm za układem wylotowym, d) pomiar 20 cm za układem wylotowym

### 6.5. Porównanie analiz dotyczących wskaźników ekologicznych badanych obiektów

Wykonane badania stężeń związków szkodliwych mierzonych za pojazdem pozwoliły na dokładną analizę rozproszenia spalin. Dzięki temu możliwe było wybranie punktów pomiarowych do dalszych pomiarów (tab. 6.1, 6.2). Pierwszym, kluczowym punktem pomiarowym był pomiar bezpośrednio w układzie wylotowym pojazdu. Badanie to przeprowadzono w celu uzyskania informacji dotyczącej stężenia związków szkodliwych spalin badanych obiektów. Na podstawie uzyskanych w ten sposób danych, następnie możliwe było przeprowadzenie analizy dotyczącej rozproszenia spalin za pojazdem. W konsekwencji dało to możliwość wykorzystania otrzymanych wyników badań do stworzenia korelacji z wynikami pozyskanymi przy użyciu bramy emisyjnej. Kolejnymi punktami pomiarowymi w których następowała znaczna zmiana uzyskanych wartości, zarówno w przypadku pojazdu z silnikiem o zapłonie iskrowym jak i samoczynnym były punkty pomiarowe oddalone od układu wylotowego pojazdów o 5 cm, 10 cm oraz 20 cm. Uzyskane wyniki pomiarów, wskazują na to, że wybrane punkty pomiarowe powinny być zastosowane w dalszych badaniach rozproszenia spalin, ze względu na ich kluczowe znaczenie przy zmniejszaniu się wartości stężenia wszystkich związków szkodliwych spalin.



Tab. 6.1. Zestawienie wyników rozproszenia spalin pojazdu z silnikiem ZI w warunkach laboratoryjnych

Punkt pomiarowy	Rozproszenie spalin [%]				
	CO <sub>2</sub>	CO	HC	NO	PM
<b>Bieg jałowy</b>					
<b>bezp.<sup>1</sup></b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
0 cm	1,0	3,4	18,8	18,0	10,3
<b>5 cm</b>	<b>29,5</b>	<b>13,8</b>	<b>32,2</b>	<b>65,8</b>	<b>93,5</b>
<b>10 cm</b>	<b>56,0</b>	<b>21,5</b>	<b>56,8</b>	<b>68,9</b>	<b>95,1</b>
15 cm	68,5	40,6	65,8	79,5	96,4
<b>20 cm</b>	<b>79,3</b>	<b>60,1</b>	<b>72,6</b>	<b>87,4</b>	<b>97,5</b>
25 cm	81,1	64,7	74,5	89,0	97,7
30 cm	82,5	62,9	74,9	88,3	97,7
35 cm	84,7	67,9	76,2	93,2	98,1
40 cm	88,9	78,1	79,9	97,9	98,6
45 cm	89,6	78,4	80,1	97,5	98,6
50 cm	91,5	81,8	81,5	98,7	98,8
<b>1500 obr/min</b>					
<b>bezp.<sup>1</sup></b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
0 cm	6,2	4,4	13,4	8,6	8,1
<b>5 cm</b>	<b>30,7</b>	<b>24,0</b>	<b>17,1</b>	<b>38,6</b>	<b>92,8</b>
<b>10 cm</b>	<b>48,5</b>	<b>26,3</b>	<b>23,4</b>	<b>55,3</b>	<b>93,8</b>
15 cm	61,2	47,8	30,3	69,0	95,2
<b>20 cm</b>	<b>70,4</b>	<b>57,6</b>	<b>34,8</b>	<b>77,3</b>	<b>96,0</b>
25 cm	76,8	65,3	38,2	85,0	96,6
30 cm	78,2	71,0	41,0	88,4	97,0
35 cm	78,5	74,1	43,3	87,6	97,1
40 cm	82,1	76,1	44,2	91,1	97,3
45 cm	75,1	77,3	44,5	93,1	97,2
50 cm	87,1	79,0	45,7	97,4	97,7
<b>3000 obr/min</b>					
<b>bezp.<sup>1</sup></b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
0 cm	0,4	1,2	12,9	1,9	4,1
<b>5 cm</b>	<b>12,5</b>	<b>8,1</b>	<b>23,0</b>	<b>12,3</b>	<b>91,4</b>
<b>10 cm</b>	<b>14,5</b>	<b>24,9</b>	<b>25,7</b>	<b>12,7</b>	<b>91,9</b>
15 cm	35,7	46,3	33,1	36,0	93,8
<b>20 cm</b>	<b>43,5</b>	<b>43,2</b>	<b>33,2</b>	<b>37,9</b>	<b>93,9</b>
25 cm	52,4	49,6	35,0	45,3	94,6
30 cm	58,0	56,1	37,1	49,8	95,0
35 cm	64,3	63,2	39,4	61,8	95,7
40 cm	70,5	69,9	42,0	68,7	96,3
45 cm	72,7	70,0	42,5	67,2	96,3
50 cm	76,8	73,0	43,9	74,1	96,7
1 – pomiar wykonany bezpośrednio w układzie wylotowym					

Tab. 6.2. Zestawienie wyników rozproszenia spalin pojazdu z silnikiem ZS w warunkach laboratoryjnych

Punkt pomiarowy	Rozproszenie spalin [%]				
	CO <sub>2</sub>	CO	HC	NO	PM
<b>Bieg jałowy</b>					
<b>bezp.<sup>1</sup></b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
0 cm	7,1	7,7	16,6	8,7	33,8
<b>5 cm</b>	<b>57,1</b>	<b>30,8</b>	<b>46,6</b>	<b>40,9</b>	<b>70,6</b>
<b>10 cm</b>	<b>66,4</b>	<b>53,8</b>	<b>64,9</b>	<b>64,2</b>	<b>75,7</b>
15 cm	69,3	84,6	68,2	69,0	85,0
<b>20 cm</b>	<b>78,6</b>	<b>88,5</b>	<b>71,4</b>	<b>86,0</b>	<b>90,0</b>
25 cm	78,6	92,3	76,5	87,2	91,5
30 cm	79,3	93,1	79,9	90,0	94,0
35 cm	80,0	93,8	84,8	91,2	95,7
40 cm	88,6	94,6	87,2	94,8	97,2
45 cm	92,9	95,0	88,2	96,4	97,9
50 cm	94,3	95,8	90,0	98,1	98,6
<b>1500 obr/min</b>					
<b>bezp.1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
0 cm	9,5	3,3	16,1	9,1	35,6
<b>5 cm</b>	<b>51,6</b>	<b>22,2</b>	<b>46,0</b>	<b>49,8</b>	<b>75,2</b>
<b>10 cm</b>	<b>63,2</b>	<b>33,3</b>	<b>70,6</b>	<b>62,5</b>	<b>85,0</b>
15 cm	65,3	33,3	72,1	78,3	87,4
<b>20 cm</b>	<b>87,4</b>	<b>72,2</b>	<b>75,6</b>	<b>91,7</b>	<b>89,7</b>
25 cm	89,5	74,4	77,6	93,3	91,4
30 cm	90,1	76,7	79,1	95,3	92,4
35 cm	90,9	78,9	80,3	96,1	94,3
40 cm	92,1	80,0	82,2	97,1	96,3
45 cm	92,9	83,3	85,0	97,6	97,7
50 cm	93,9	88,9	85,6	98,0	98,1
<b>3000 obr/min</b>					
<b>bezp.1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
0 cm	3,3	2,0	1,1	8,2	42,3
<b>5 cm</b>	<b>48,9</b>	<b>9,7</b>	<b>8,5</b>	<b>55,0</b>	<b>75,7</b>
<b>10 cm</b>	<b>53,9</b>	<b>49,6</b>	<b>13,0</b>	<b>67,8</b>	<b>90,1</b>
15 cm	56,9	56,9	26,7	77,7	90,7
<b>20 cm</b>	<b>68,6</b>	<b>70,5</b>	<b>57,4</b>	<b>83,4</b>	<b>91,4</b>
25 cm	71,3	71,1	64,1	83,6	91,7
30 cm	75,8	71,9	65,0	84,0	94,1
35 cm	78,3	73,3	66,0	84,3	94,8
40 cm	79,6	76,1	67,9	84,7	95,5
45 cm	83,1	78,2	68,8	85,0	96,3
50 cm	84,9	79,6	70,8	85,1	97,7
1 – pomiar wykonany bezpośrednio w układzie wylotowym					

Przedłożone dane wskazują, że w warunkach laboratoryjnych uzyskane przez pojazd zasilany benzyną rozproszenie wszystkich związków szkodliwych spalin zarówno na biegu jałowym jak i przy prędkości obrotowej wynoszącej 1500 obr/min przekraczały lub były równe około 90%. Wyjątek stanowiły jedynie HC, w przypadki których uzyskano w tych punktach rozproszenie na poziomie około 80%. Dla 3000 obr/min tak wysokie wartości rozproszenia uzyskano już jedynie dla PM, pozostałe związki charakteryzowały się wartościami w przedziale od 5,65% dla HC do 63,4% dla CO. W przejeździe rzeczywistym uzyskano dużo większą różnorodność wyników. Najmniejsze wartości otrzymano w przypadku NO, gdzie zanotowano rozproszenie na poziomie 51%. Największe rozproszenie 97,8% otrzymano natomiast dla PM. Wartości pozostałych związków szkodliwych zawierały się w przedziale od 65% do 75% (tab. 6.2).

Tab. 6.2. Zestawienie wyników dotyczących stężenia i rozproszenia spalin pojazdu z silnikiem ZI

Związek szkodliwy	Punkt pomiarowy	Prędkość obrotowa [obr/min]			Przejazd rzeczywisty
		bieg jałowy	1500	3000	
CO <sub>2</sub> [%]	1	13,4	13,27	13,82	13,7
	2	0,7	2,35	8,6	5,7
	3	3,4	1,94	7,46	4,15
	4	1,1	1,17	5,2	3,47
<b>Rozproszenie</b>	<b>1 – 4</b>	<b>91,8</b>	<b>91,2</b>	<b>62,4</b>	<b>74,7</b>
CO [%]	1	470	549	463	418
	2	57	107	291	214
	3	111	93	261	170
	4	40	58	190	145
<b>Rozproszenie</b>	<b>1 – 4%</b>	<b>91,3%</b>	<b>87,7%</b>	<b>63,4%</b>	<b>65,3%</b>
HC [ppm]	1	253	157	109	529
	2	44	46,5	66,5	203
	3	60	37	53,2	145
	4	47	35,5	48,4	129
<b>Rozproszenie</b>	<b>1 – 4</b>	<b>81,4%</b>	<b>77,4%</b>	<b>55,6%</b>	<b>75,6%</b>
NO [ppm]	1	232	417	462	809
	2	5	45	319	659
	3	35	25	225	489
	4	12	18	177	397
<b>Rozproszenie</b>	<b>1 – 4</b>	<b>94,8%</b>	<b>95,7%</b>	<b>61,7%</b>	<b>51%</b>
PM [mg/m <sup>3</sup> ]	1	0,6	0,84	1,3	1,45
	2	0	0,0023	0,4	0,028
	3	0	0,014	0,22	0,035
	4	0,09	0,07	0,091	0,048
<b>Rozproszenie</b>	<b>1 – 4</b>	<b>98,5%</b>	<b>91,7%</b>	<b>93%</b>	<b>96,7%</b>

W przypadku pojazdu wyposażonego w silnik o zapłonie samoczynnym rozproszenie spalin w warunkach laboratoryjnych, na poziomie przekraczającym 90% uzyskano jedynie dla CO na biegu jałowym, NO dla 1500 obr/min i 3000 obr/min oraz PM dla wszystkich badanych prędkości obrotowych. Otrzymane wyniki zawierały się w przedziale od około 71,2% do 97,7%. Największymi wartościami charakteryzowały się PM, najmniejszymi natomiast HC. Podczas rzeczywistej eksploatacji otrzymane wyniki wynosiły od 61% dla NO do 97,8% dla PM. Wartości rozproszenia pozostałych związków szkodliwych spalin zawierały się w przedziale 67,7% (CO<sub>2</sub>) do 82,7% (CO). Uzyskane wyniki pomiarów, zarówno pojazdu z silnikiem ZI jak i ZS, wskazują na to, że największe rozproszenie spalin uzyskiwane jest przy małych prędkościach obrotowych w warunkach laboratoryjnych.

Tab. 6.4. Zestawienie wyników dotyczących stężenia i rozproszenia spalin pojazdu z silnikiem ZS

Związek szkodliwy	Punkt pomiarowy	Prędkość obrotowa n [obr/min]			Przejazd rzeczywisty
		bieg jałowy	1500	3000	
CO <sub>2</sub> [%]	1	3,58	4,36	3,67	3,34
	2	1,45	1,39	1,88	4,22
	3	1,3	1,51	1,56	1,08
	4	0,6	0,46	0,39	1,08
<b>Rozproszenie</b>	<b>1 – 4</b>	<b>83,2%</b>	<b>89,5%</b>	<b>89,4%</b>	<b>67,7%</b>
CO [ppm]	1	342	561	735	550
	2	232	474	661	388
	3	162	367	372	160
	4	8	122	212	95
<b>Rozproszenie</b>	<b>1 – 4</b>	<b>97,7%</b>	<b>78,2%</b>	<b>71,2%</b>	<b>82,7%</b>
HC [ppm]	1	33,2	34,4	35	129
	2	18,2	25,2	33,2	59
	3	10,2	26,6	32	54
	4	8,4	8,3	8,6	32
<b>Rozproszenie</b>	<b>1 – 4</b>	<b>74,7%</b>	<b>75,9%</b>	<b>75,4%</b>	<b>75,2%</b>
NO [ppm]	1	96,4	144	229	154
	2	60	65,5	89	120
	3	58	50	57,4	57
	4	9,8	8,9	19	60
<b>Rozproszenie</b>	<b>1 – 4</b>	<b>89,8%</b>	<b>93,8%</b>	<b>91,7%</b>	<b>61%</b>
PM [mg/m <sup>3</sup> ]	1	0,59	1,25	2,2	2,7
	2	0,17	0,32	0,57	0,32
	3	0,14	0,19	0,24	0,09
	4	0,043	0,08	0,2	0,06
<b>Rozproszenie</b>	<b>1 – 4</b>	<b>92,7%</b>	<b>93,3%</b>	<b>90,9%</b>	<b>97,8%</b>

Dodatkowo z przedstawionego zestawienia wynika, że ruch pojazdu sprzyja ocenie stężeń związków szkodliwych spalin za badanym obiektem, ponieważ uzyskane rozproszenie nie jest tak duże jak w przypadku badań laboratoryjnych (szczególnie dla małych prędkości obrotowych) Stanowi to podstawę do tego, aby uznać że, dzięki temu możliwe jest wykonanie analizy uzyskanych stężeń i przeprowadzenie badań przy użyciu bramy emisyjnej. Wykorzystać należy do tego jak najbardziej stałe warunki, aby rozproszenie utrzymywało się na podobnym poziomie dla każdego obiektu badawczego.

Badania rozkładu stężeń związków szkodliwych spalin w funkcji prędkości i przyspieszenia pojazdów wykonano w czterech różnych punktach pomiarowych – bezpośrednio w układzie wylotowym oraz w odległościach 5 cm, 10 cm oraz 20 cm za nim. Analiza pomiaru bezpośredniego (tab 6.5) zarówno pojazdu z silnikiem ZI jak i ZS wykazała, że w przypadku CO<sub>2</sub>, CO oraz HC wartości związków rozłożone były równomiernie w całym obszarze ruchu pojazdu, czyli we wszystkich oknach pomiarowych opisanych przy użyciu analizowanych parametrów ruchu – prędkości i przyspieszenia. W przypadku NO zanotowano wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu. PM natomiast wykazywały brak zależności od parametrów ruchu, a wartości rozłożone były nierównomiernie w całym obszarze ruchu pojazdów. Po odsunięciu sondy pomiarowej o 5 cm (tab. 6.6) od układu wylotowego stwierdzono, że w przypadku wszystkich związków szkodliwych spalin wartości stężeń rosły wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia. W kolejnym punkcie pomiarowym (10 cm a układem wylotowym) natomiast większość związków zależna była jedynie od przyspieszenia pojazdu (CO<sub>2</sub>, CO, HC), pozostałe składniki spalin pojazdu zasilanego benzyną nadal uwarunkowane były zarówno od przyspieszenia jak i prędkości (tab. 6.7). W przypadku pojazdu z silnikiem ZS natomiast odnotowano brak zależności PM od parametrów ruchu obiektu badawczego oraz równomierny rozkład w całym obszarze ruchu w przypadku HC. Ostatni punkt pomiarowy charakteryzował się takimi samymi zależnościami jak poprzednie badanie. Różnicę stanowił jedynie pomiar CO<sub>2</sub>, który wykazywał zależność zarówno od prędkości jak i przyspieszenia pojazdu z silnikiem ZS (tab. 6.8).

Przeprowadzone analizy stężeń związków szkodliwych spalin w funkcji prędkości i przyspieszenia pojazdów wykazały, że rozproszenie spalin należy rozważać przy ściśle określonych parametrach ruchu pojazdu. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że podczas pomiarów teledetekcyjnych pojazdy powinny charakteryzować się dużym przyspieszeniem. Zaświadczają o tym wykonane pomiary stężeń związków szkodliwych spalin, w przypadku których większość badanych związków, we wszystkich warunkach, cechowały się zależnością od tego parametru ruchu pojazdu. Jeśli chodzi natomiast o prędkość pojazdu, badania wykazały, że stężenia związków rosną proporcjonalnie wraz z tym parametrem. Należy jednak wziąć w tym przypadku pod uwagę możliwości pomiarowe bramy emisyjnej. Podczas szybkiego przejazdu pojazdów aparatura pomiarowa nie byłaby w stanie prawidłowo zmierzyć stężenia za układem wylotowym badanych obiektów. Dlatego stwierdzono, że wskaźnikami ruchu przejeżdżających pojazdów powinna być mała lub średnia prędkość i duże przyspieszenie. Na podstawie tych parametrów uznano, że przed urządzeniem do zdalnego pomiaru związków szkodliwych spalin powinno się zastosować spowalniacz ruchu na przykład w formie progę zwalniającego.

Tab. 6.5. Zestawienie wyników badań stężenia związków szkodliwych spalin w rzeczywistych warunkach eksploatacji mierzonych bezpośrednio w układzie wylotowym pojazdów

Związek	Parametr	Pojazd z silnikiem ZI	Pojazd z silnikiem ZS
CO <sub>2</sub> [%]	Charakterystyka obszaru	Wartości rozłożone równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu	Wartości stężeń rosną wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	8,81 (14 m/s; 16 m/s> ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )	0,47 (10 m/s; 12 m/s> ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	14,5 (6 m/s; 8 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )	10,2 (12 m/s; 14 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	13,5	4,24
CO [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wartości rozłożone w miarę równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu	Wartości stężeń rosną wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	483 (0 m/s; 2 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )	278 (4 m/s; 6 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	1079 (16 m/s; 18 m/s> ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	1222 (12 m/s; 14 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	634	489
HC [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wartości rozłożone w miarę równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu	Wartości rozłożone w miarę równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	546 (4 m/s; 6 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )	63 (4 m/s; 6 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	1050 (16 m/s; 18 m/s> ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >	226 (10 m/s; 12 m/s> ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	733	139
NO [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	263 (10 m/s; 12 m/s> ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )	54,7 (8 m/s; 10 m/s> ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	2080 (16 m/s; 18 m/s> ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >	458,5 (16 m/s; 18 m/s> ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	881	201
PM [mg/m <sup>3</sup> ]	Charakterystyka obszaru	Wartości rozłożone nierównomiernie w całym obszarze pracy pojazdu	Wartości rozłożone nierównomiernie w całym obszarze pracy pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	0,269 (0 m/s; 2 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )	0,0016 (2 m/s; 4 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	20,7 (16 m/s; 18 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >	17 (16 m/s; 18 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	2,79	1,06



Tab. 6.6. Zestawienie wyników badań stężenia związków szkodliwych spalin w rzeczywistych warunkach eksploatacji mierzonych 5 cm za układem wylotowym pojazdów

Związek	Parametr	Pojazd z silnikiem ZI	Pojazd z silnikiem ZS
CO <sub>2</sub> [%]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	2,25 (12 m/s; 14 m/s> ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )	1,03 (16 m/s; 18 m/s> ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	11,51 (12 m/s; 14 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >	9,83 (12 m/s; 14 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	6,5	4,44
CO [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	297 (0 m/s; 2 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >	263 (16 m/s; 18 m/s> ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	896 (6 m/s; 8 m/s> ; (0 m/s <sup>2</sup> ; 0,5 m/s <sup>2</sup> >	705 (14 m/s; 16 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup>
	Wartość średnia	530	479
HC [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu	Wartości rozłożone w miarę równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	104 (14 m/s; 16 m/s> ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	45,3 (4 m/s; 6 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup>
	Wartość max. w punkcie pracy	479 (14 m/s; 16 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >	128 (14 m/s; 16 m/s> ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość średnia	214	65,7
NO [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	120 (0 m/s; 2 m/s> ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	48,6 (10 m/s; 12 m/s> ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	1525 (16 m/s; 18 m/s> ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >	342 (12 m/s; 14 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	556	156
PM [mg/m <sup>3</sup> ]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu	Wartości rozłożone nierównomiernie w całym obszarze pracy pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	0,005 (0 m/s; 2 m/s> ; (0 m/s <sup>2</sup> ; 0,5 m/s <sup>2</sup> >	0,006 (4 m/s; 6 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup>
	Wartość max. w punkcie pracy	0,678 (16 m/s; 18 m/s> ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >	0,455 (10 m/s; 12 m/s> ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	0,063	0,06

Tab. 6.7. Zestawienie wyników badań stężenia związków szkodliwych spalin w rzeczywistych warunkach eksploatacji mierzonych 10 cm za układem wylotowym pojazdów

Związek	Parametr	Pojazd z silnikiem ZI	Pojazd z silnikiem ZS
CO <sub>2</sub> [%]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	1,4 (14 m/s; 16 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	0,38 (12 m/s; 14 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	6,78 (14 m/s; 16 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> ) >	4,57 (12 m/s; 14 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> ) >
	Wartość średnia	4,06	1,61
CO [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	61,1 (12 m/s; 14 m/s > ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )	6,89 (0 m/s; 2 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	271 (4 m/s; 6 m/s > ; (0 m/s <sup>2</sup> ; 0,5 m/s <sup>2</sup> ) >	578 (16 m/s; 18 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> ) >
	Wartość średnia	175	173
HC [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu	Wartości rozłożone w miarę równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	71,6 (12 m/s; 14 m/s > ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )	29,7 (0 m/s; 2 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	330 (14 m/s; 16 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> ) >	79,7 (14 m/s; 16 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> ) >
	Wartość średnia	135	56,9
NO [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	37,5 (10 m/s; 12 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	29,9 (10 m/s; 12 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	785 (14 m/s; 16 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> ) >	261 (12 m/s; 14 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> ) >
	Wartość średnia	247	95,7
PM [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu	Wartości rozłożone nierównomiernie w całym obszarze pracy pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	0,006 (0 m/s; 2 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )	0,006 (4 m/s; 6 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	0,5 (12 m/s; 14 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> ) >	0,45 (10 m/s; 12 m/s > ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> ) >
	Wartość średnia	0,066	0,058

Tab. 6.8. Zestawienie wyników badań stężenia związków szkodliwych spalin w rzeczywistych warunkach eksploatacji mierzonych 20 cm za układem wylotowym pojazdów

Związek	Parametr	Pojazd z silnikiem ZI	Pojazd z silnikiem ZS
CO <sub>2</sub> [%]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	1,04 (14 m/s; 16 m/s> ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )	0,315 (12 m/s; 14 m/s> ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	5,55 (16 m/s; 18 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >	4,47 (12 m/s; 14 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	3,24	1,55
CO [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	56,5 (12 m/s; 14 m/s> ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	8 (0 m/s; 2 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	334 (16 m/s; 18 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >	362 (12 m/s; 14 m/s> ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	149	100
HC [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu	Wartości rozłożone w miarę równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	66,4 (10 m/s; 12 m/s> ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )	22,7 (8 m/s; 10 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	314 (16 m/s; 18 m/s> ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >	66,3 (14 m/s; 16 m/s> ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	120	37,1
NO [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	24,5 (12 m/s; 14 m/s> ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	29,7 (12 m/s; 14 m/s> ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	626 (16 m/s; 18 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >	222 (14 m/s; 16 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	142	93,5
PM [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem prędkości i przyspieszenia pojazdu	Wartości rozłożone nierównomiernie w całym obszarze pracy pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	0,001 (0 m/s; 2 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )	$7,08 \cdot 10^{-5}$ (0 m/s; 2 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	0,58 (16 m/s; 18 m/s> ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >	0,597 (12 m/s; 14 m/s> ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	0,5	0,052

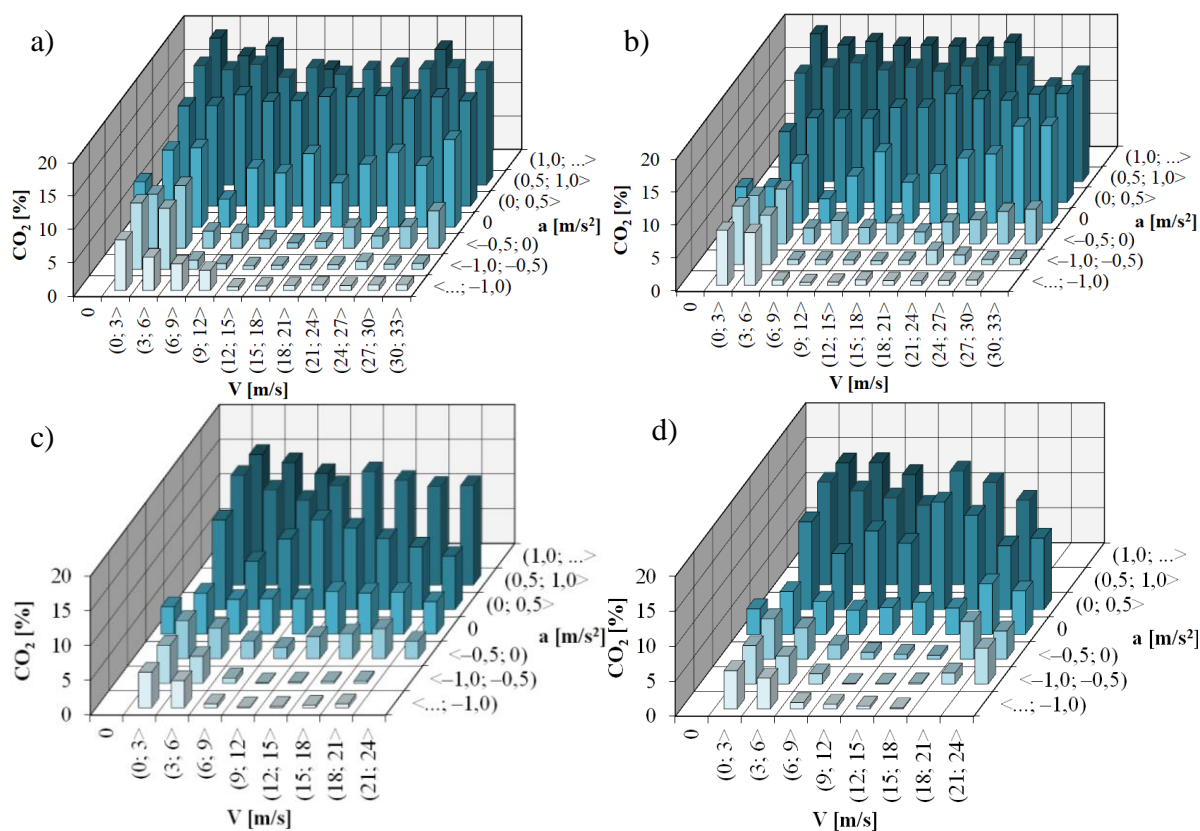
## 7. Badanie stężeń związków szkodliwych spalin pojazdów szynowych przy użyciu aparatury typu PEMS

### 7.1. Uwagi ogólne

W kolejnej części badań dokonano pomiarów stężenia związków szkodliwych spalin w funkcji prędkości i przyspieszenia dla pojazdów szynowych. Badania wykonano w rzeczywistych warunkach eksploatacji przy użyciu aparatury typu PEMS. Zanieczyszczenia pojazdów szynowych wykonane zostały bezpośrednio w układzie wylotowym ze względu na ograniczenia logistyczne związane z umiejscowieniem sondy pomiarowej poza układem wylotowym. Podobnie jak w przypadku pojazdów osobowych, pomiary zostały wykonane w celu dokładnej analizy rozkładu poszczególnych wskaźników ekologicznych. Na tej podstawie ustalono najlepsze parametry ruchu pojazdów do dalszych badań za pomocą bramy emisyjnej.

### 7.2. Analiza rozkładu stężeń związków szkodliwych spalin w funkcji prędkości i przyspieszenia pojazdów

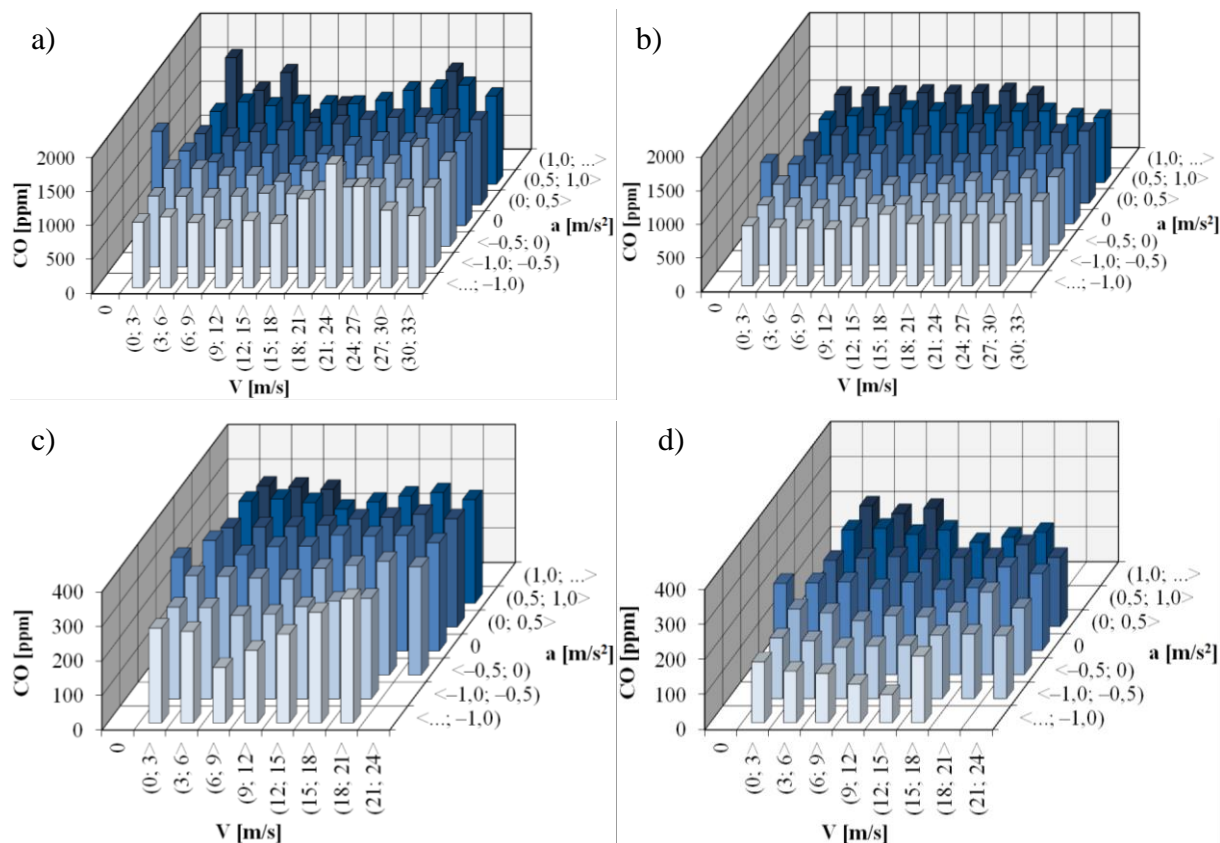
Pomiary stężenia CO<sub>2</sub> bezpośrednio w układzie wylotowym wykazały, że na trasie Poznań – Wągrowiec (I) oraz Wągrowiec – Poznań (II) wartości rosły wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu (rys. 7.1). Maksymalną wartość 18,87% (trasa I) oraz 19,24% (trasa II) uzyskano w punkcie (0 m/s; 3 m/s >; (1,0 m/s<sup>2</sup>; ... m/s<sup>2</sup>) natomiast najmniejszą wartością 0,54% charakteryzował się punkt (12 m/s; 15 m/s >; <... m/s<sup>2</sup>; -1,0 m/s<sup>2</sup>) i 0,43% dla (9 m/s; 12 m/s >; <-1,0 m/s<sup>2</sup>; -0,5 m/s<sup>2</sup>). Średnio otrzymano wartość 9,07% oraz 9,33%.



Rys. 7.1. Rozkład stężenia CO<sub>2</sub> w funkcji prędkości i przyspieszenia – a) pomiar pojazdu I na trasie Poznań – Wągrowiec b) pomiar pojazdu I na trasie Wągrowiec – Poznań c) pomiar pojazdu II pomiar na trasie Leszno – Zbąszynek d) pomiar pojazdu II pomiar na trasie Zbąszynek – Leszno

Na trasach Leszno – Zbąszynek (III) i Zbąszynek – Leszno (IV) wartości stężeń również wykazywały charakter rosnący proporcjonalnie do wzrostu przyspieszenia pojazdu. Wartości maksymalne dla trasy III i IV rozkładały się następująco – 16,33% przy prędkości (12 m/s; 15 m/s> i przyspieszeniu (0,5 m/s<sup>2</sup>; 1,0 m/s<sup>2</sup>> oraz 16,26% w punkcie pracy (15 m/s; 18 m/s> ;(0,5 m/s<sup>2</sup>; 1,0 m/s<sup>2</sup>>. Średnio dwutlenek węgla charakteryzował się wartościami na poziomie 6,74% na trzeciej trasie pomiarowej oraz 6,48% na trasie czwartej.

W przypadku pomiarów CO dla autobusu szynowego I wartości stężeń rozłożone były równomiernie w całym obszarze ruchu pojazdu na obu trasach pomiarowych (rys. 7.2). Pojazd II na obu trasach również charakteryzował się tymi samymi zależnościami. Wartość maksymalną, wynoszącą odpowiednio – 1820 ppm uzyskano dla prędkości (21 m/s; 24 m/s> i przyspieszenia <... m/s<sup>2</sup>; -1,0 m/s<sup>2</sup>) na trasie I, 1093 ppm dla (9 m/s; 12 m/s> oraz (0,5 m/s<sup>2</sup>; 1,0 m/s<sup>2</sup>> na trasie II, 360 ppm dla (18 m/s; 21 m/s> i <... m/s<sup>2</sup>; -1,0 m/s<sup>2</sup>) na trasie III oraz 239 ppm w przedziale (18 m/s; 21 m/s > i przy przyspieszeniu 0 m/s<sup>2</sup> na trasie IV. Średnia wartość tlenku węgla cechowała się natomiast wartością 1166 ppm dla trasy I, 973 dla trasy II, 290 ppm dla trasy III oraz 181 ppm dla trasy IV.

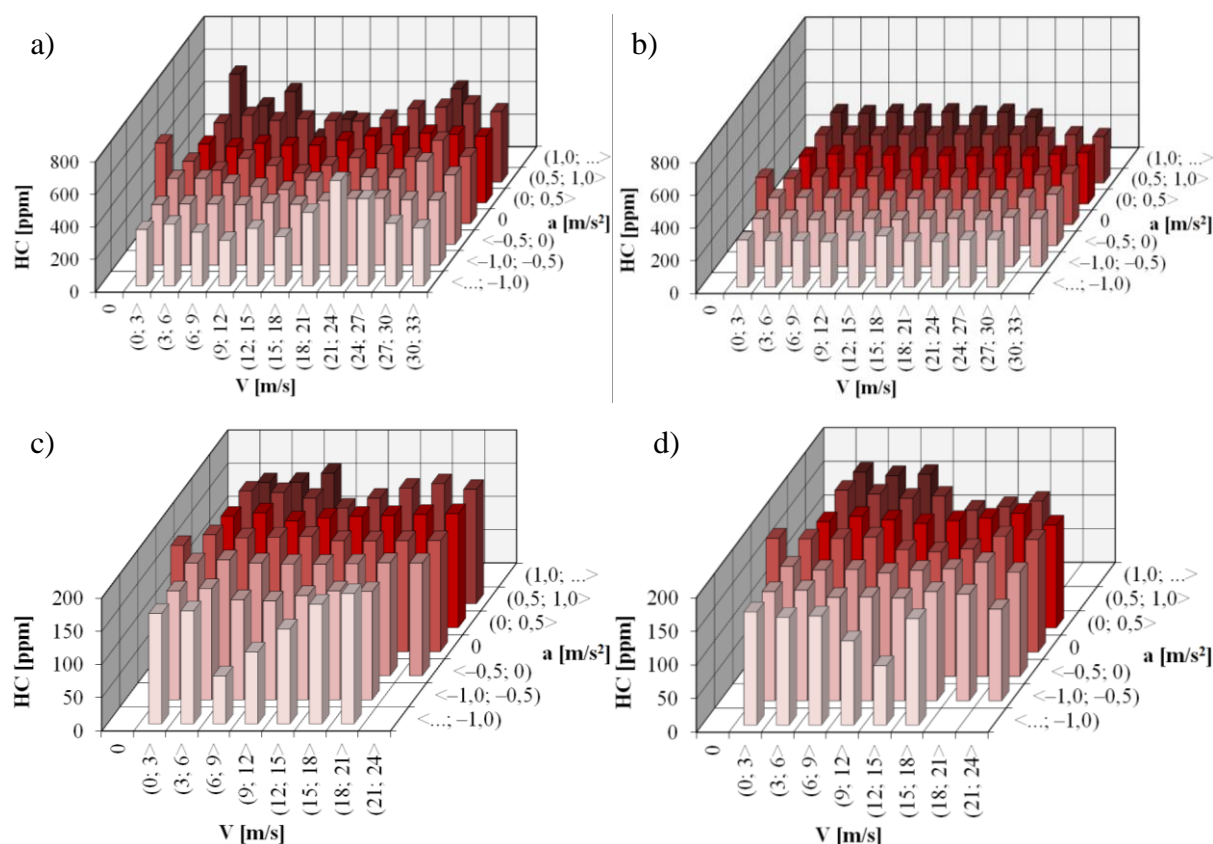


Rys. 7.2. Rozkład stężenia CO w funkcji prędkości i przyspieszenia – a) pomiar pojazdu I na trasie Poznań – Wągrowiec b) pomiar pojazdu I na trasie Wągrowiec – Poznań c) pomiar pojazdu II pomiar na trasie Leszno – Zbąszynek d) pomiar pojazdu II pomiar na trasie Zbąszynek – Leszno

Badania HC wykazały, że w przypadku wszystkich tras pomiarowych wartości stężeń rozłożone były równomiernie w całym obszarze ruchu pojazdu (rys. 7.3). Średnie stężenia HC wynosiły odpowiednio – 394 ppm (I), 296 ppm (II), 163 ppm (III) oraz 155 ppm (IV). Największymi wartościami natomiast charakteryzowały się punkty: dla prędkości (21 m/s; 24



m/s> i przyspieszenia  $<\dots \text{ m/s}^2; -1,0 \text{ m/s}^2$ ) (648 ppm) dla trasy I, w przedziale (15 m/s; 18 m/s> i  $<\dots \text{ m/s}^2; -1,0 \text{ m/s}^2$ ) (316 ppm) dla trasy II, (18 m/s; 21 m/s> oraz  $<\dots \text{ m/s}^2; -1,0 \text{ m/s}^2$ ) (196 ppm) dla trasy III oraz (18 m/s; 21 m/s > i  $0 \text{ m/s}^2$  (172 ppm) dla ostatniej z tras.

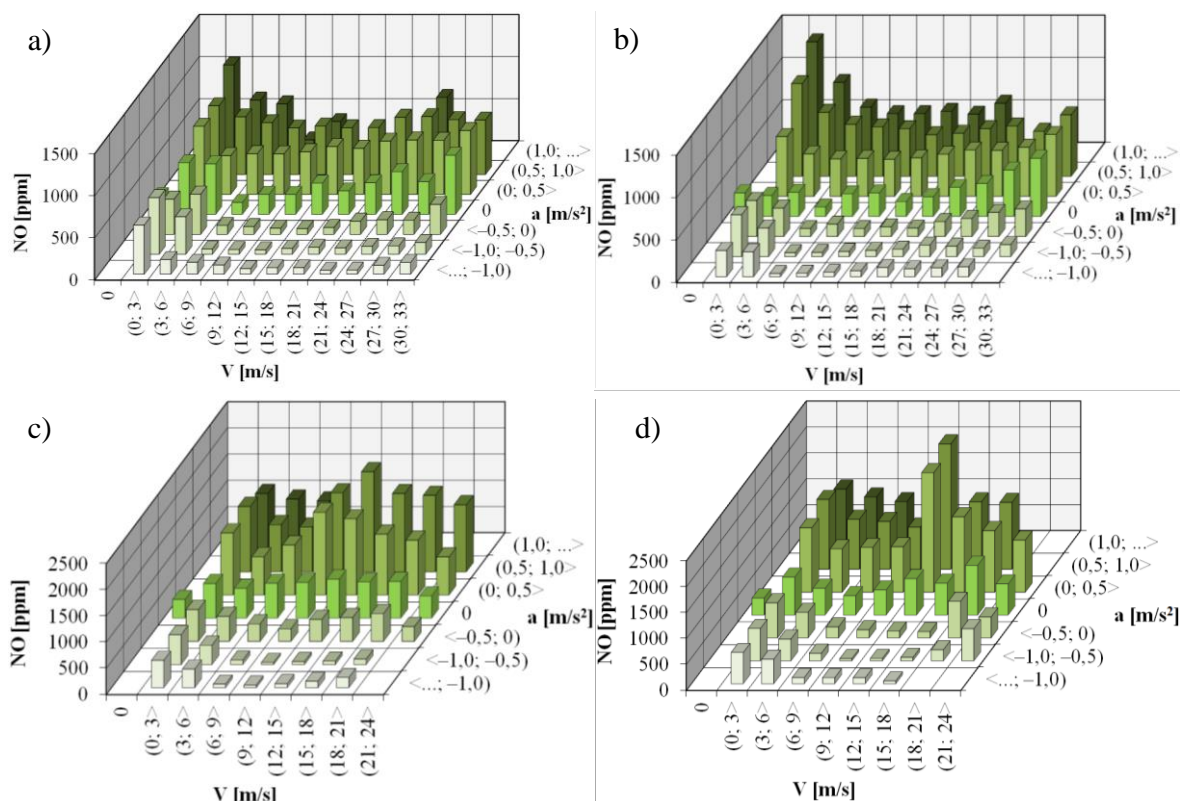


Rys. 7.3. Rozkład stężenia HC w funkcji prędkości i przyspieszenia – a) pomiar pojazdu I na trasie Poznań – Wągrowiec b) pomiar pojazdu I na trasie Wągrowiec – Poznań c) pomiar pojazdu II pomiar na trasie Leszno – Zbąszynek d) pomiar pojazdu II pomiar na trasie Zbąszynek – Leszno

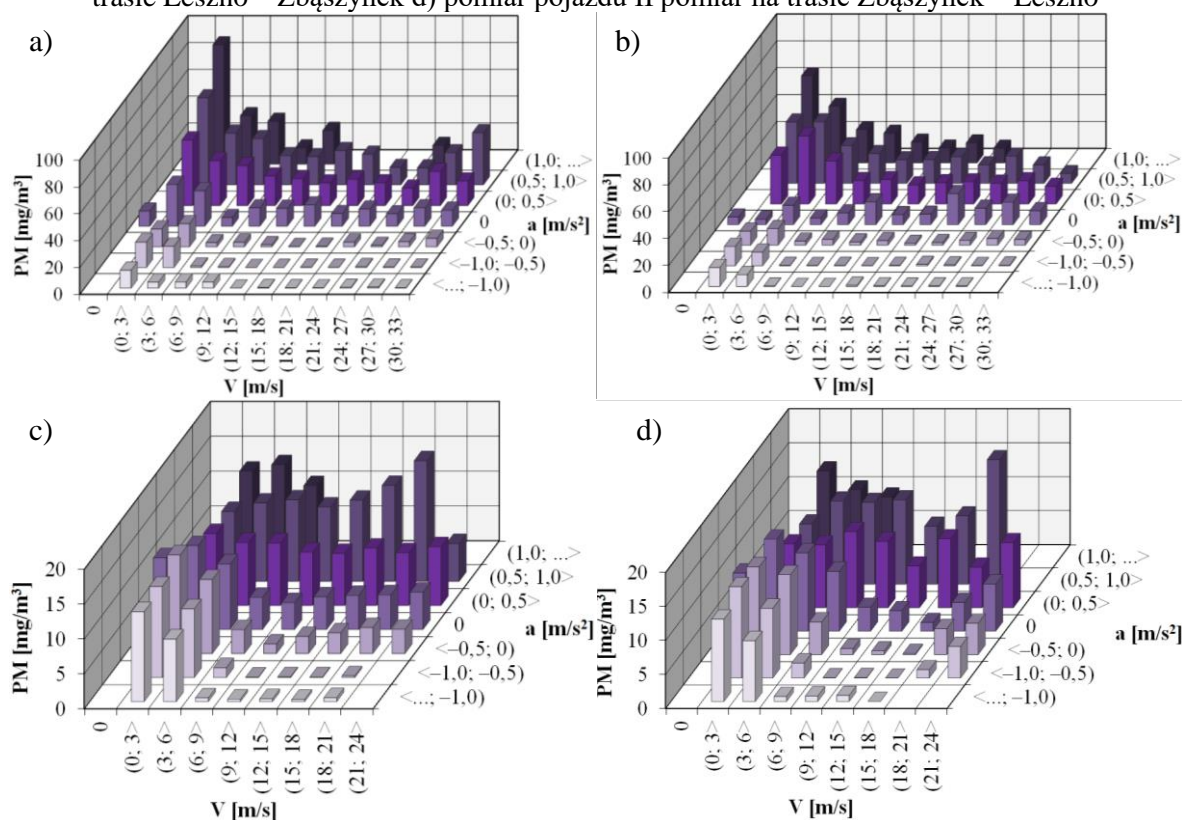
Stężenie NO wykazywało zależność od przyspieszenia pojazdu we wszystkich próbach pomiarowych (rys. 7.4). Największe wartości pomiarowe na trasie I (1065 ppm) oraz trasie II (1351 ppm) odnotowano w pojedynczym punkcie pracy opisanym przedziałami  $(0 \text{ m/s}; 3 \text{ m/s}>$  oraz  $(1,0 \text{ m/s}^2; \dots \text{ m/s}^2>$ . Dla tras Leszno – Zbąszynek (1913 ppm) i Zbąszynek – Leszno (2424 ppm) maksymalna wartość wystąpiła natomiast dla prędkości  $(12 \text{ m/s}; 15 \text{ m/s}>$  i przyspieszenia  $(0,5 \text{ m/s}^2; 1,0 \text{ m/s}^2>$ . Średnie stężenia dla pojazdu I charakteryzowały się podobnymi wartościami 376 ppm (trasa I), 385 ppm (trasa II). Również dla pojazdu II uzyskano bardzo zbliżone wyniki 679 ppm (trasa III) oraz 676 ppm (trasa IV).

Obie trasy pojazdu I charakteryzowały się zależnością wartości stężenia PM od przyspieszenia pojazdu. W przypadku pojazdu II natomiast jedynie na trasie Leszno – Zbąszynek wartości stężeń rosły wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu. Na trasie Zbąszynek – Leszno zaobserwować można było nierównomierne rozłożenie wartości PM w całym obszarze ruchu pojazdu (rys. 7.5). Na trasie I ( $89 \text{ mg/m}^3$ ) oraz II ( $64,7 \text{ mg/m}^3$ ) zanotowano największą wartość stężenia PM w punkcie pomiarowym  $(0 \text{ m/s}; 3 \text{ m/s}>$  oraz  $(1,0 \text{ m/s}^2; \dots \text{ m/s}^2>$ , natomiast na trasie III ( $17,33 \text{ mg/m}^3$ ) i IV ( $18,35 \text{ mg/m}^3$ ) w przedziałach prędkości  $(18 \text{ m/s}; 21 \text{ m/s}>$  i przyspieszenia  $(0,5 \text{ m/s}^2; 1,0 \text{ m/s}^2>$ . Średnia wartość stężenia cząstek stałych wynosiła odpowiednio  $2,79 \text{ mg/m}^3$ ,  $2,87 \text{ mg/m}^3$ ,  $6,94 \text{ mg/m}^3$  oraz  $7 \text{ mg/m}^3$ .





Rys. 7.4. Rozkład stężenia NO w funkcji prędkości i przyspieszenia – a) pomiar pojazdu I na trasie Poznań – Wągrowiec b) pomiar pojazdu I na trasie Wągrowiec – Poznań c) pomiar pojazdu II pomiar na trasie Leszno – Zbąszynek d) pomiar pojazdu II pomiar na trasie Zbąszynek – Leszno



Rys. 7.5. Rozkład stężenia PM w funkcji prędkości i przyspieszenia – a) pomiar pojazdu I na trasie Poznań – Wągrowiec b) pomiar pojazdu I na trasie Wągrowiec – Poznań c) pomiar pojazdu II pomiar na trasie Leszno – Zbąszynek d) pomiar pojazdu II pomiar na trasie Zbąszynek – Leszno

### 7.3. Podsumowanie analiz stężeń związków szkodliwych pojazdów szynowych

Przeprowadzone analizy stężeń związków szkodliwych spalin w funkcji prędkości i przyspieszenia pojazdów szynowych, wykazały, że rozproszenie spalin należy rozważać przy ściśle określonych parametrach ruchu badanych obiektów (tab. 7.1, 7.2).

Tab. 7.1. Zestawienie wyników badań stężenia związków szkodliwych spalin pojazdu I

Związek	Parametr	Poznań - Wągrowiec	Wągrowiec – Poznań
CO <sub>2</sub> [%]	Charakterystyka obszaru	Wartości stężeń rosną wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu	Wartości stężeń rosną wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	0,54 (12 m/s; 15 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	0,43 (9 m/s; 12 m/s > ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	18,87 (0 m/s; 3 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> )	19,24 (0 m/s; 3 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> )
	Wartość średnia	9,07	9,33
CO [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wartości stężeń rozłożone w miarę równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu	Wartości stężeń rozłożone w miarę równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	690 (9 m/s; 12 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> )	840 (9 m/s; 12 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	1820 (21 m/s; 24 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	1093 (9 m/s; 12 m/s > ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość średnia	1166	973
HC [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wartości stężeń rozłożone w miarę równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu	Wartości stężeń rozłożone w miarę równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	148 (9 m/s; 12 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> )	276 (21 m/s; 24 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	648 (21 m/s; 24 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	316 (15 m/s; 18 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość średnia	394	296
NO [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	46 (21 m/s; 24 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	38,8 (6 m/s; 9 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	1065 (0 m/s; 3 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> )	1351 (0 m/s; 3 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> )
	Wartość średnia	376	385
PM [mg/m <sup>3</sup> ]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	0,013 (12 m/s; 15 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	0,0067 (12 m/s; 15 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	89 (0 m/s; 3 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> )	64,7 (0 m/s; 3 m/s > ; (1,0 m/s <sup>2</sup> ; ... m/s <sup>2</sup> )
	Wartość średnia	2,79	2,87

Tab. 7.2. Zestawienie wyników badań stężenia związków szkodliwych spalin pojazdu II

Związek	Parametr	Leszno - Zbąszynek	Zbąszynek - Leszno
CO <sub>2</sub> [%]	Charakterystyka obszaru	Wartości stężeń rosną wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu	Wartości stężeń rosną wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	0,087 (9 m/s; 12 m/s > ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )	0,077 (9 m/s; 12 m/s > ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	16,33 (12 m/s; 15 m/s > ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >	16,26 (15 m/s; 18 m/s > ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	6,74	6,48
CO [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wartości stężeń rozłożone w miarę równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu	Wartości stężeń rozłożone w miarę równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	160 (6 m/s; 9 m/s > <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	80 (12 m/s; 15 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	360 (18 m/s; 21 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	239 (18 m/s; 21 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup>
	Wartość średnia	290	181
HC [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wartości stężeń rozłożone w miarę równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu	Wartości stężeń rozłożone w miarę równomiernie w całym obszarze pracy pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	72 (6 m/s; 9 m/s > <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	88 (12 m/s; 15 m/s > <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	196 (18 m/s; 21 m/s > ; <... m/s <sup>2</sup> ; -1,0 m/s <sup>2</sup> )	172 (18 m/s; 21 m/s > ; 0 m/s <sup>2</sup>
	Wartość średnia	163	155
NO [ppm]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	39,5 (9 m/s; 12 m/s > ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )	41,3 (9 m/s; 12 m/s > ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	1913 (12 m/s; 15 m/s > ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >	2424 (12 m/s; 15 m/s > ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	679	676
PM [mg/m <sup>3</sup> ]	Charakterystyka obszaru	Wzrost wartości stężeń wraz ze wzrostem przyspieszenia pojazdu	Wartości stężeń rozłożone nierównomiernie w całym obszarze pracy pojazdu
	Wartość min. w punkcie pracy	0,054 (9 m/s; 12 m/s > ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )	0,031 (9 m/s; 12 m/s > ; <-1,0 m/s <sup>2</sup> ; -0,5 m/s <sup>2</sup> )
	Wartość max. w punkcie pracy	17,33 (18 m/s; 21 m/s > ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >	18,35 (18 m/s; 21 m/s > ; (0,5 m/s <sup>2</sup> ; 1,0 m/s <sup>2</sup> >
	Wartość średnia	6,94	7

Wykonane badania wskazują, że pomiary przy użyciu aparatury teledetekcyjnej powinny odbywać się w warunkach charakteryzujących się dużymi przyspieszeniami pojazdów. Potwierdzają to wykonane analizy wskaźników ekologicznych, które wskazują na to, że większość związków szkodliwych spalin cechuje się zależnością od przyspieszenia pojazdu. Badania potwierdzają, że można odnotować wzrost stężeń wraz ze wzrostem omawianego parametru ruchu pojazdu. W przypadku analizowanych autobusów szynowych nie zaobserwowano znacznego związku z prędkością badanych obiektów. Bazując na badaniach pojazdów osobowych stwierdzono jednak, że do prawidłowego pomiaru wskaźników ekologicznych należy rozważać przejazdy przy niskiej lub średniej prędkości, tak aby aparatura pomiarowa była w stanie wykonać prawidłowy pomiar stężeń związków szkodliwych spalin za układem wylotowym. Pomiary pojazdów szynowych jedynie potwierdzają słuszność wcześniejszego założenia, mówiącego, że najlepszymi wskaźnikami ruchu przejeżdżających pojazdów powinna być mała lub średnia prędkość i duże przyspieszenie. Na podstawie tych założeń, stwierdzono, że pomiar tego typu pojazdów należy wykonywać podczas ruszania pojazdu np. za stacją kolejową lub na terenie punktów utrzymania taboru kolejowego.

## 8. Badanie stężeń związków szkodliwych spalin pojazdów osobowych przy użyciu bramy emisyjnej

### 8.1. Uwagi ogólne

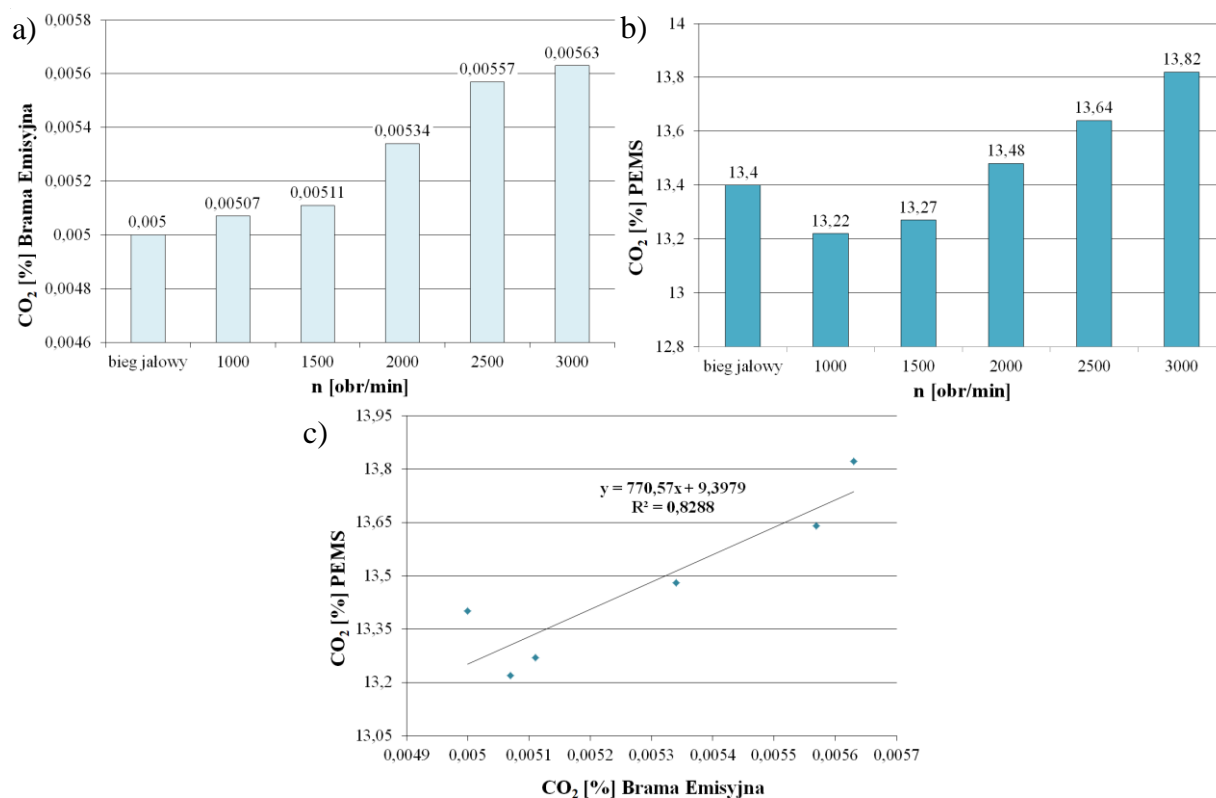
Badania stężeń związków szkodliwych spalin przy użyciu bramy emisyjnej dokonano zarówno w warunkach laboratoryjnych jak i rzeczywistych. Na specjalnie przygotowanym stanowisku badawczym przeprowadzono pomiary przykładowych pojazdów z silnikiem o zapłonie iskrowym oraz samoczynnym na biegu jałowym oraz przy prędkościach obrotowych od 1000 obr/min do 3000 obr/min co 500 obr/min. Dodatkowo tożsame pomiary wykonano przy użyciu aparatury typu PEMS, dzięki czemu można było określić występujące korelacje między wykonanymi badaniami. W pomiarach rzeczywistych wykorzystano grupę pojazdów różnych kategorii liczącą ponad 70 pojazdów. Na podstawie otrzymanych wyników możliwe było określenie wartości granicznej do wyłapywania największych emiterów przy użyciu bramy emisyjnej.

### 8.2. Analiza występujących korelacji między wynikami uzyskanymi przy użyciu bramy emisyjnej oraz aparatury typu PEMS

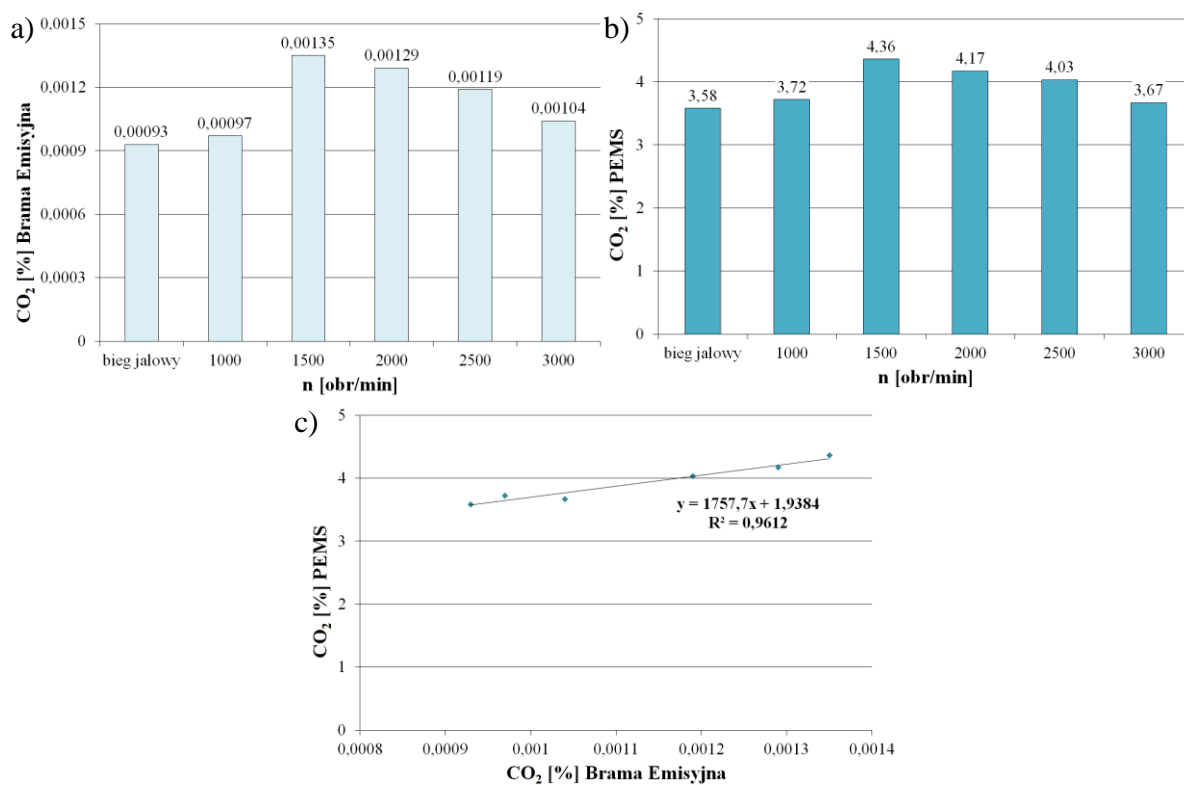
Analiza występujących korelacji między wynikami uzyskanymi przy użyciu bramy emisyjnej oraz aparatury typu PEMS udowodniła, że wszystkie analizowane związki szkodliwe spalin wykazują między sobą bardzo silną zależność. W przypadku pojazdu z silnikiem ZI uzyskano niżej zaprezentowane wyniki. Dla analizowanych stężeń CO<sub>2</sub> w badaniach dowiedziono, że współczynnik determinacji ( $R^2$ ) wyniósł 0,8288 (rys. 8.1). Oznacza to, że współczynnik korelacji liniowej tych dwóch zmiennych przyjął wartość 0,91. Badania stężeń CO wykazały natomiast, że otrzymano współczynnik determinacji równy 0,9433 (rys. 8.3). Oznacza to, że współczynnik korelacji wyniósł 0,97. W przypadku HC uzyskano współczynnik determinacji 0,9781 (rys. 8.5), co oznacza, że współczynnik korelacji otrzymano na poziomie 0,99. Współczynnik determinacji NO wyniósł natomiast 0,9376 co wskazuje na to, że współczynnik korelacji między analizowanymi wartościami przyjął wartość równą 0,97 (rys. 8.7). Ostatnim z analizowanych związków szkodliwych spalin było PM, gdzie uzyskano współczynnik determinacji 0,9491 (rys. 8.9). Oznacza to, że współczynnik korelacji liniowej analizowanych wartości uzyskanych w czasie badań, w których wykorzystano dwie różne aparatury pomiarowe wyniósł ponad 0,97.

W przypadku analizy pojazdu z silnikiem ZS otrzymano niżej opisane wartości. Wartości stężenia CO<sub>2</sub> charakteryzowały się współczynnikiem determinacji 0,9612, co przekłada się na współczynnik korelacji na poziomie 0,98. (rys. 8.2). Dla CO otrzymano współczynnik determinacji równy 0,9303 (rys. 8.4), co oznacza, że otrzymana wartość współczynnika korelacji między uzyskanymi wynikami badań równa była 0,96. Współczynnik determinacji uzyskany dla HC natomiast przyjął wartość 0,9255 (rys. 8.6), co oznacza, że otrzymano współczynnik korelacji 0,96. Dla stężenia NO współczynnik determinacji wyniósł 0,9087, co jest równoznaczne z otrzymaniem współczynnika korelacji na poziomie 0,95. (rys. 8.8). Jedną z najmniejszych ze wszystkich dotychczasowych zależności odznaczał się pomiar PM (rys. 8.10). Analizowany współczynnik determinacji wyniósł 0,8529, co przekłada się na równowartość współczynnika korelacji na poziomie 0,92.

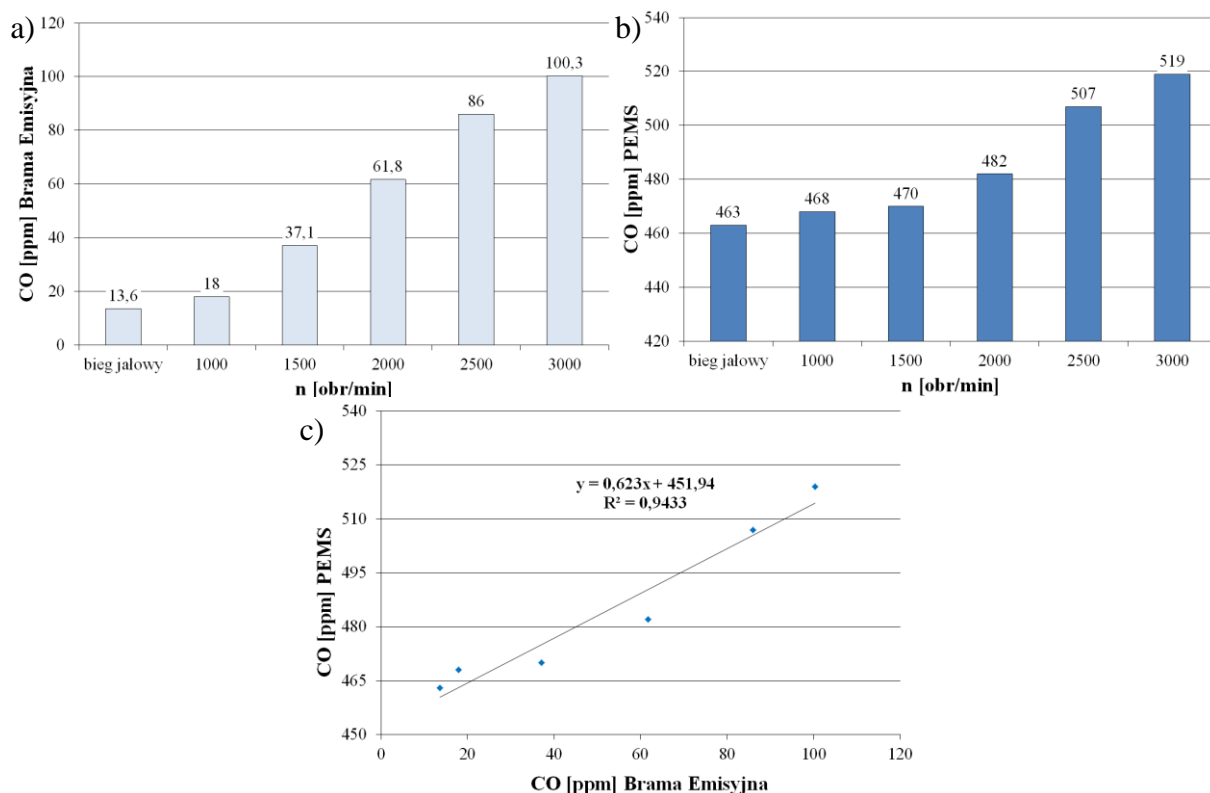




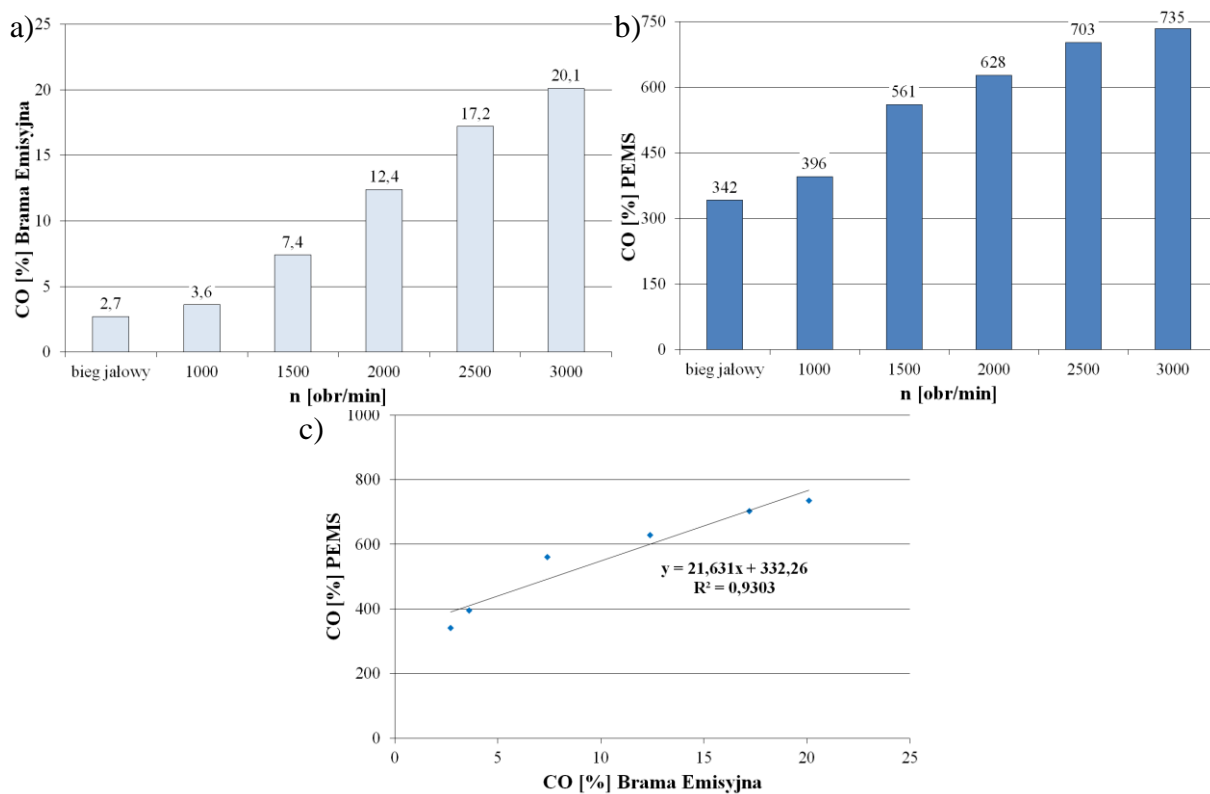
Rys. 8.1. Stężenie CO<sub>2</sub> dla pojazdu z silnikiem ZI – a) brama emisyjna, b) aparatura typu PEMS, c) korelacja brama emisyjna i aparatura typu PEMS



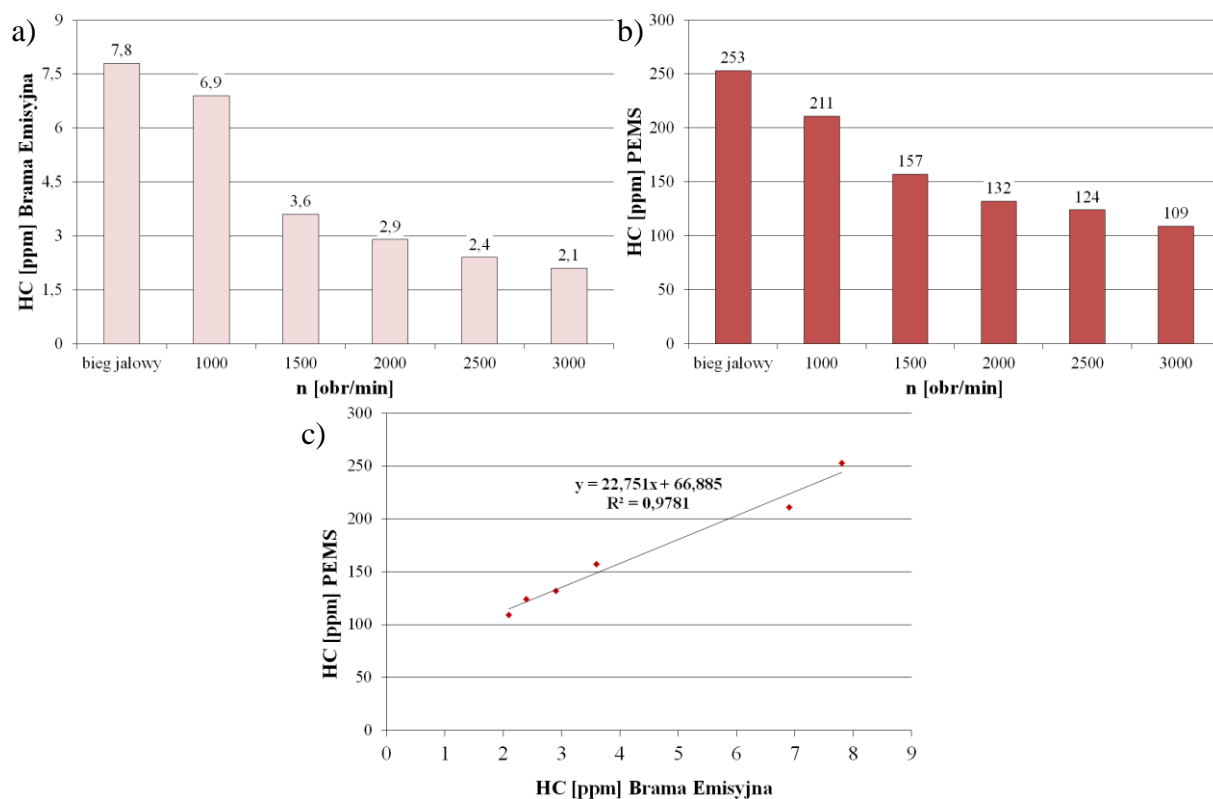
Rys. 8.2. Stężenie CO<sub>2</sub> dla pojazdu z silnikiem ZS – a) brama emisyjna, b) aparatura typu PEMS, c) korelacja brama emisyjna i aparatura typu PEMS



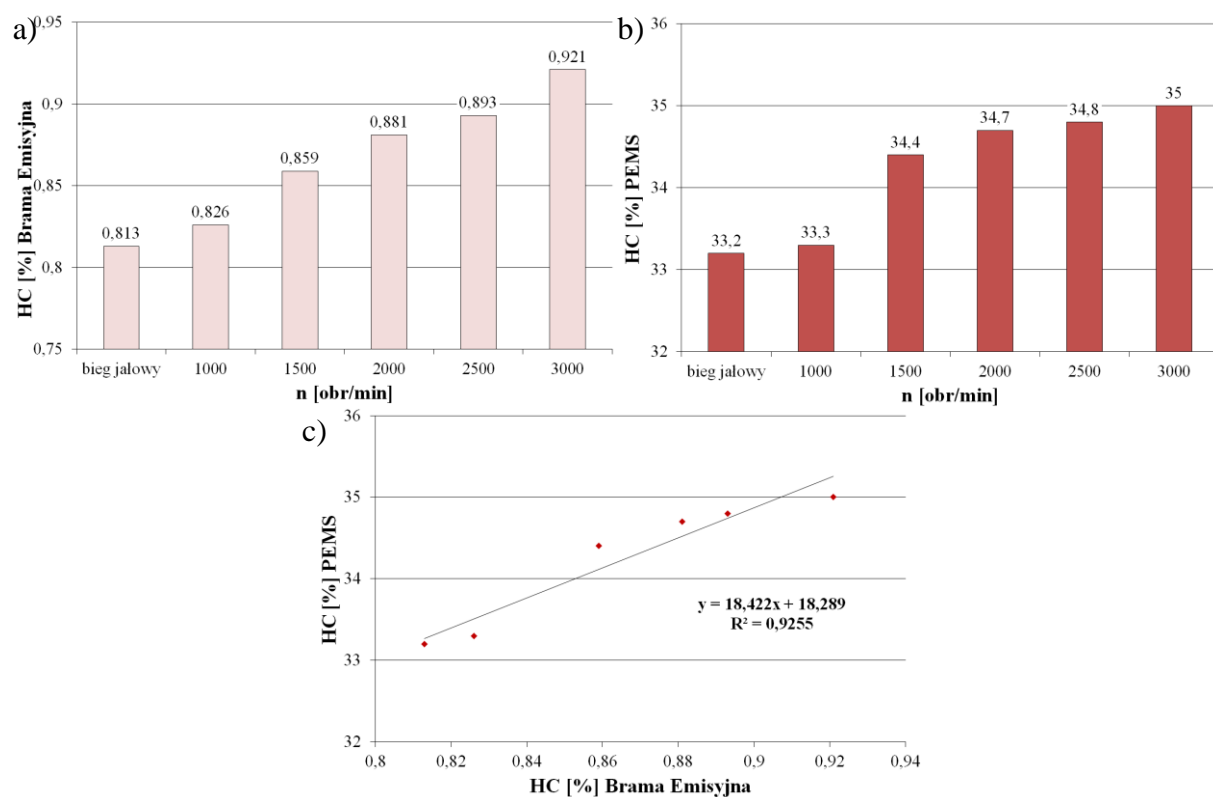
Rys. 8.3. Stężenie CO dla pojazdu z silnikiem ZI – a) brama emisyjna, b) aparatura typu PEMS, c) korelacja brama emisyjna i aparatura typu PEMS



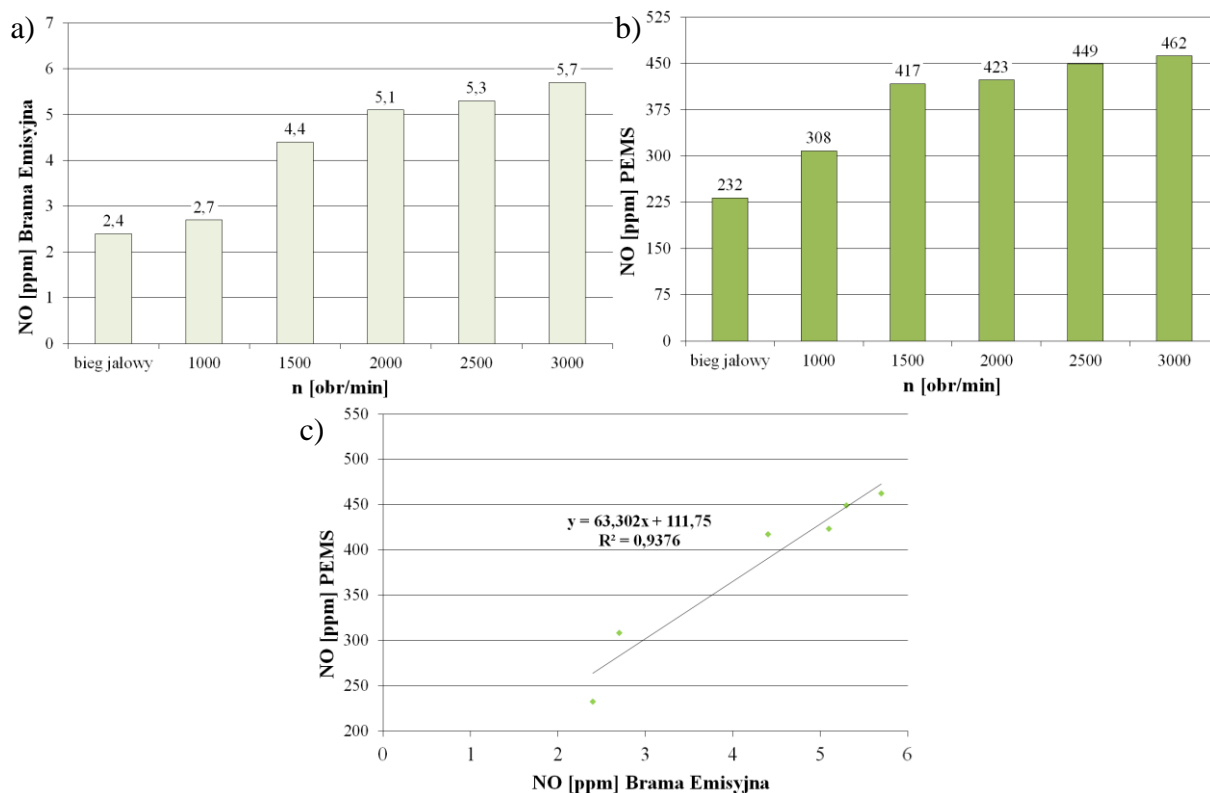
Rys. 8.4. Stężenie CO dla pojazdu z silnikiem ZS – a) brama emisyjna, b) aparatura typu PEMS, c) korelacja brama emisyjna i aparatura typu PEMS



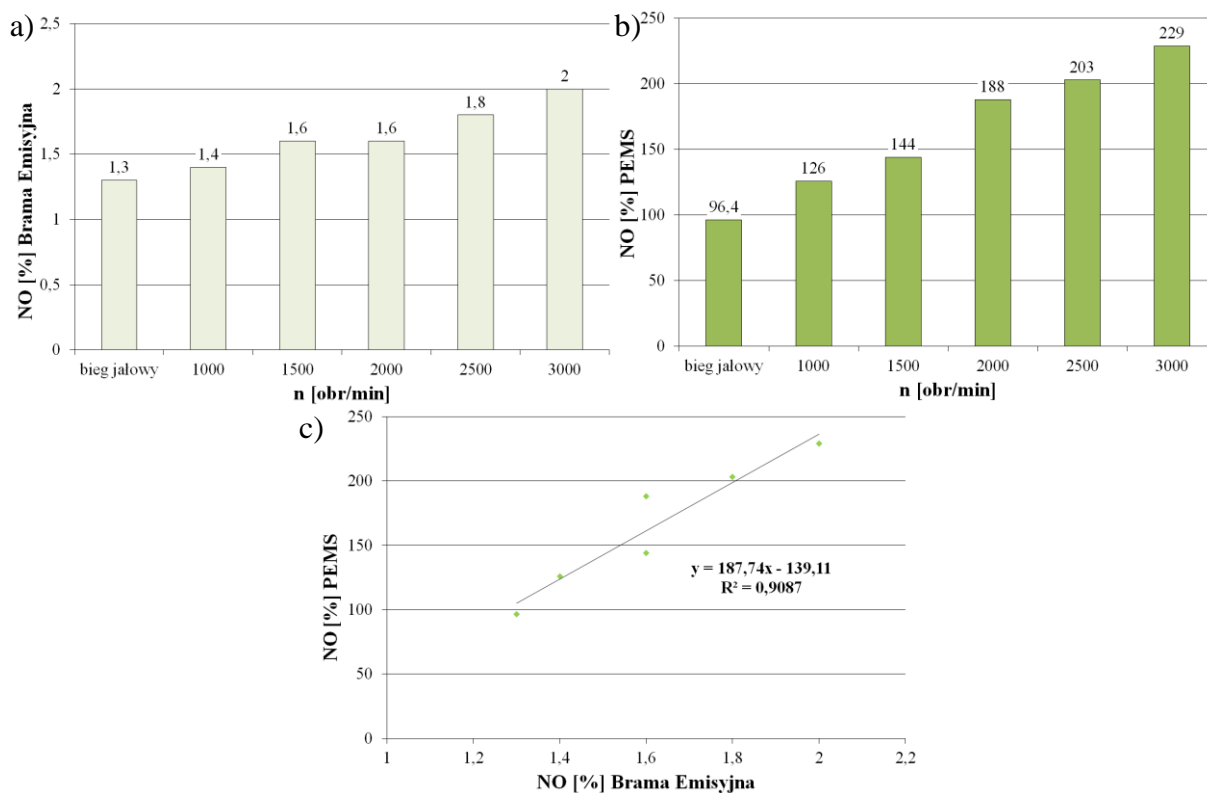
Rys. 8.5. Stężenie HC dla pojazdu z silnikiem ZI – a) brama emisyjna, b) aparatura typu PEMS, c) korelacja brama emisyjna i aparatura typu PEMS



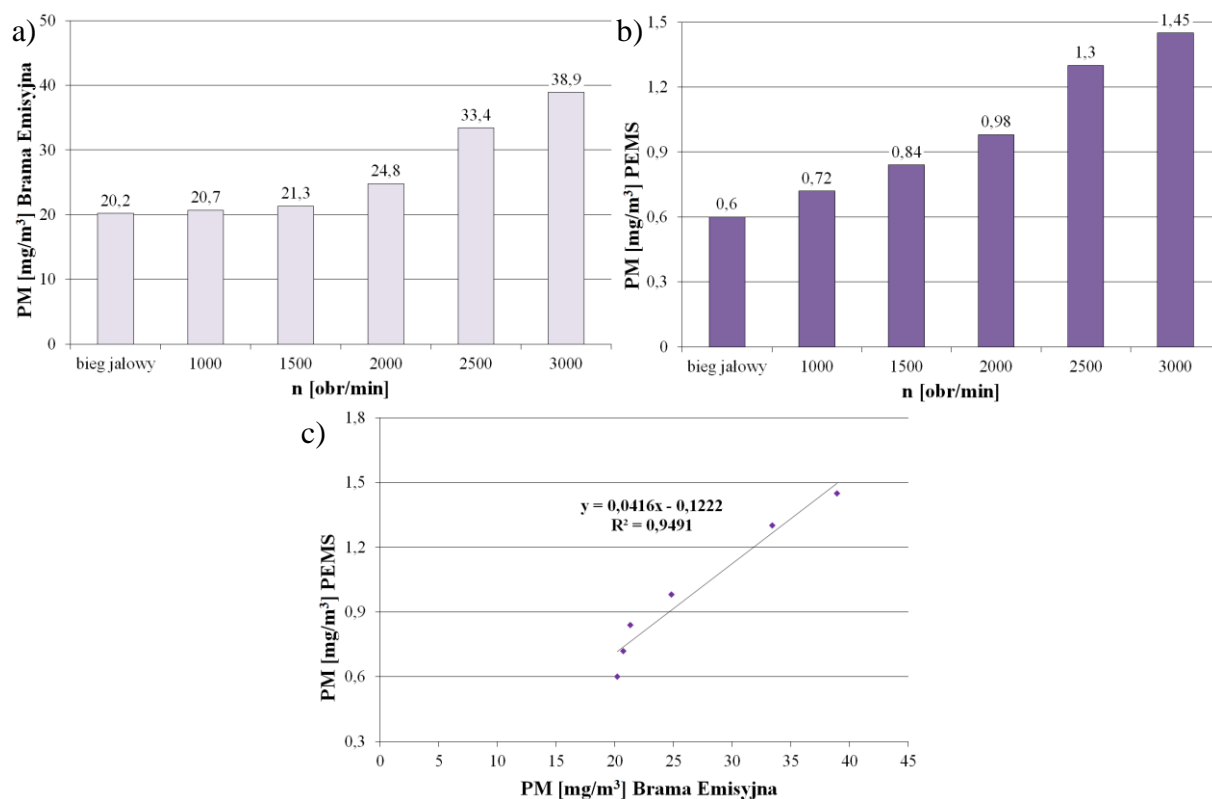
Rys. 8.6. Stężenie HC dla pojazdu z silnikiem ZS – a) brama emisyjna, b) aparatura typu PEMS, c) korelacja brama emisyjna i aparatura typu PEMS



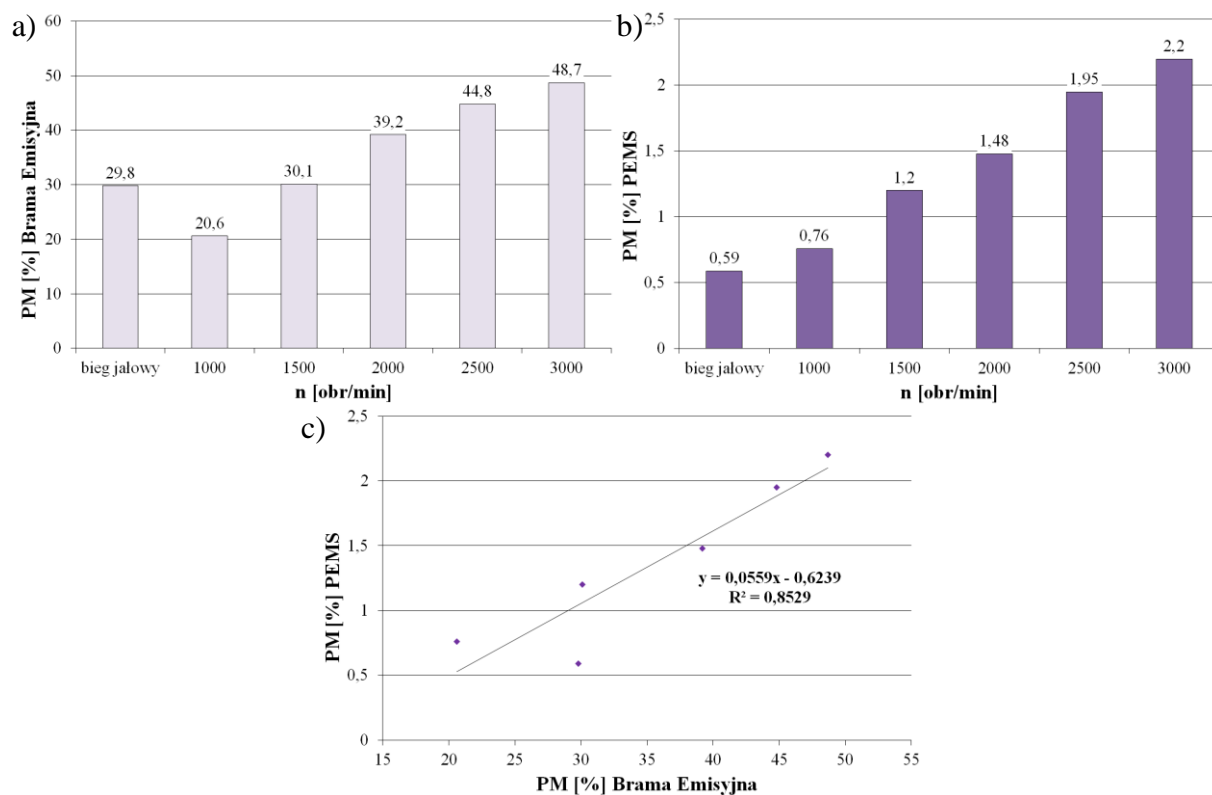
Rys. 8.7. Stężenie NO dla pojazdu z silnikiem ZI – a) brama emisyjna, b) aparatura typu PEMS, c) korelacja brama emisyjna i aparatura typu PEMS



Rys. 8.8. Stężenie NO dla pojazdu z silnikiem ZS – a) brama emisyjna, b) aparatura typu PEMS, c) korelacja brama emisyjna i aparatura typu PEMS



Rys. 8.9. Stężenie PM dla pojazdu z silnikiem ZI – a) brama emisyjna, b) aparatura typu PEMS, c) korelacja brama emisyjna i aparatura typu PEMS

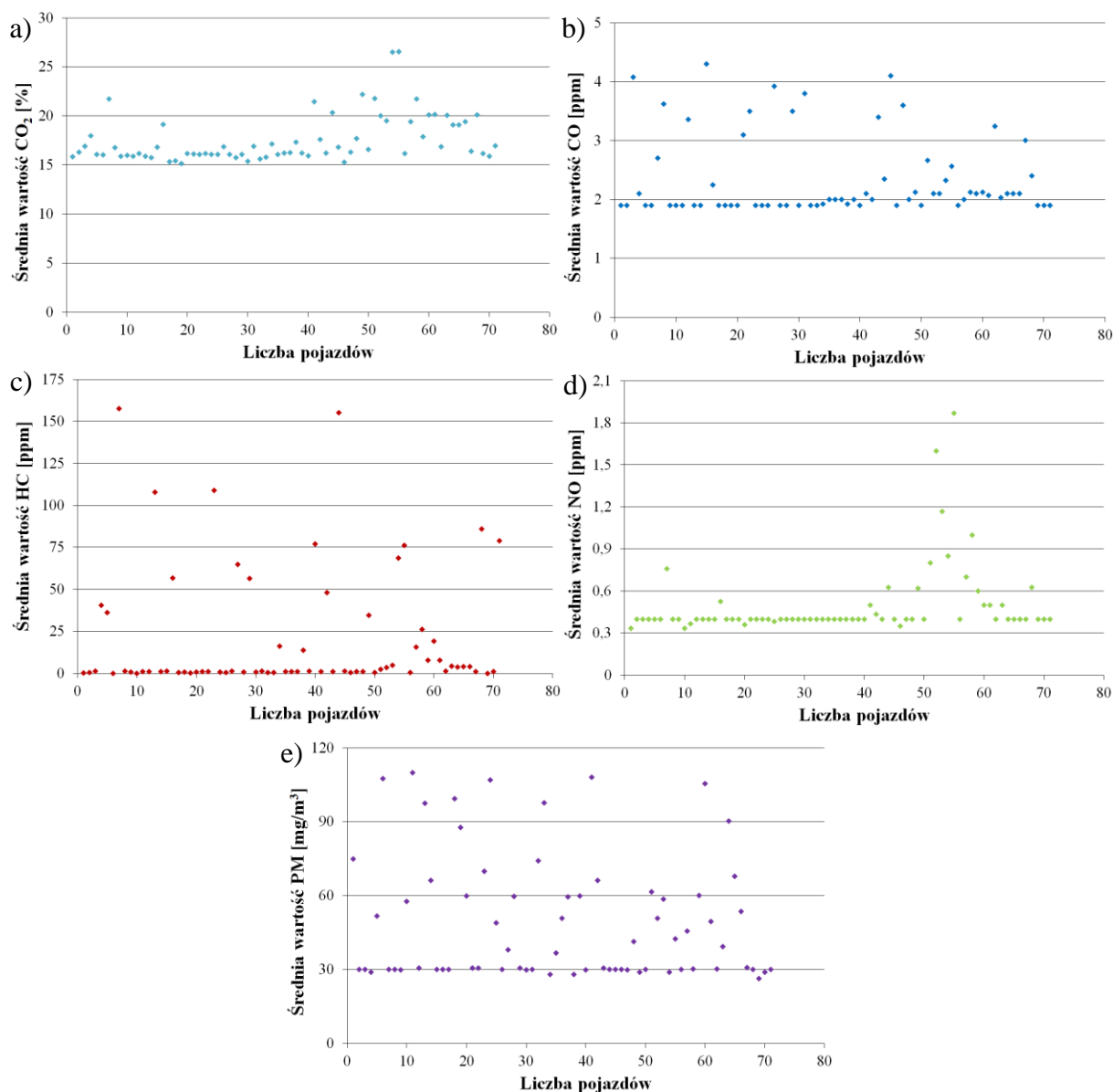


Rys. 8.10. Stężenie PM dla pojazdu z silnikiem ZS – a) brama emisyjna, b) aparatura typu PEMS, c) korelacja brama emisyjna i aparatura typu PEMS



### 8.3. Analiza średnich wartości stężeń analizowanych związków szkodliwych spalin

Badania stężenia CO<sub>2</sub> w rzeczywistych warunkach eksploatacji wykazały, że związek ten utrzymywał się na podobnym poziomie dla większości badanych obiektów (rys. 8.11). Najczęściej wyniki zawierały się w przedziale między 15% a 20% CO<sub>2</sub>. Niecałe 20% z przejeżdżających pojazdów charakteryzowało się stężeniem przekraczającym te wartości. W przypadku CO najczęściej występującą wartością było stężenie na poziomie 2 ppm. Podobnie jak w przypadku CO<sub>2</sub> również tym razem około 20% pojazdów charakteryzowało się odmiennymi wartościami (przekraczającymi 3 ppm).



Rys. 8.11. Średnie stężenie związków szkodliwych spalin pojazdów osobowych mierzone przy użyciu bramy emisyjnej – a) CO<sub>2</sub>, b) CO, c) HC, d) NO, e) PM

Kolejnym analizowanym związkiem były HC, dla których większość pojazdów uzyskiwała wartości nieprzekraczające 5 ppm. W tym przypadku można wyróżnić jeszcze dwie zauważalne grupy samochodów, jedna z nich charakteryzowała się wartościami między 5 ppm

a 50 ppm i stanowiła 15% wszystkich obiektów badawczych oraz druga, dla której uzyskano wartości powyżej 50 ppm (20% z wszystkich testowanych pojazdów drogowych). W przypadku NO badane samochody można podzielić na trzy wyróżniające się grupy. Pierwsza z nich, stanowiąca znaczną większość, cechowała się stężeniem NO w przedziale między 0,3 ppm a 0,6 ppm (prawie 85%). Kolejna grupa to pojazdy charakteryzujące się stężeniami tego związku w przedziale między 0,6 ppm a 0,9 ppm (10%) oraz ostatnia w przypadku której stężenie NO przekraczało 0,9 ppm (5%). Ostatnim analizowanym związkiem było stężenie PM, w przypadku którego również można ustalić podział na trzy zbiory wartości. Pierwszy z nich to pojazdy o stężeniu PM zawartym w przedziale od 30 mg/m<sup>3</sup>, do 60 mg/m<sup>3</sup> (76,5%), kolejna grupa to samochody, dla których uzyskano stężenie na poziomie od 60 mg/m<sup>3</sup> do 90 mg/m<sup>3</sup> (11%) oraz ostatni zbiór stanowią obiekty badawcze, w przypadku których stężenie cząstek stałych przekroczyło wartość 90 mg/m<sup>3</sup> (12.5%).

#### **8.4. Podsumowanie analiz dotyczących stężeń związków szkodliwych spalin badanych obiektów**

Z przeprowadzonych badań dotyczących występujących korelacji między przeprowadzonymi pomiarami wynika, że w przypadku wszystkich związków szkodliwych spalin występuje bardzo silna zależność (tab. 8.1). Największym współczynnikiem determinacji oraz korelacji charakteryzował się dla pojazdu z silnikiem ZI pomiar HC, dla którego uzyskano odpowiednio 0,9781 oraz 0,99, najniższymi współczynnikami charakteryzował się natomiast pomiar CO<sub>2</sub> (współczynnik determinacji 0,8288, współczynnik korelacji równy 0,91). Dla pojazdu z silnikiem ZS uzyskano odmienne wyniki, dla których różnice wartości nie przekraczały jednak 10%. Najbardziej korzystne współczynniki otrzymano w przypadku pomiaru CO<sub>2</sub> ( $R^2 = 0,9612$ ,  $R = 0,98$ ), natomiast najmniejszymi wartościami charakteryzował się pomiar PM, gdzie współczynnik determinacji wyniósł 0,8529, a czynnik korelacji 0,92. Rozwiązany tym samym został pierwszy problem badawczy, mówiący o tym, że na podstawie analizy stężeń związków szkodliwych z pojazdów drogowych i szynowych mierzonych przy użyciu aparatury typu PEMS można stworzyć silną korelację z wynikami uzyskanymi podczas pomiarów teledetekcyjnych dla pojazdów drogowych. Przeprowadzone pomiary udowadniają również słuszność wykorzystania bramy emisyjnej do pomiaru stężeń związków szkodliwych spalin.

Wykonane badania wykazują również, że w większości przypadków wszystkie związki szkodliwe spalin utrzymywały się na podobnym poziomie (tab. 8.2). Jest to związane z utrzymującym się w powietrzu stałym zanieczyszczeniem, na które znaczna część pojazdów nie miała wpływu. Przeprowadzona analiza pokrywa się z rzeczywistymi obserwacjami (rejestracja przejeżdżających pojazdów), dzięki którym wiadomo, że większość badanych obiektów homologowana była zgodnie z normą Euro 5 i wyższymi. Brama emisyjna ma natomiast wskazywać na największe emitery, przy których zauważyć można znaczną różnicę w otrzymanych wynikach. Charakterystyki wskazują zatem, że możliwe jest wstępne ustalenie wartości dopuszczalnych dla wszystkich związków szkodliwych spalin i wyraźne oddzielenie wartości normalnych od wartości granicznych opierając się jedynie na pozyskanych danych. Oznacza to, że polegając jedynie na otrzymanych wartościach możliwe jest ustalenie, które z badanych obiektów charakteryzowały się największymi zanieczyszczeniami (największe emitery).

Tab. 8.1. Zestawienie wyników dotyczących występujących korelacji między wykonanymi badaniami pojazdów osobowych

Parametr	Pojazd z silnikiem ZI	Pojazd z silnikiem ZS
	<b>CO<sub>2</sub></b>	
Współczynnik determinacji	0,8288	0,9612
Współczynnik korelacji	0,91	0,98
Rodzaj korelacji	korelacja dodatnia	korelacja dodatnia
Siła korelacji	bardzo silna zależność	bardzo silna zależność
	<b>CO</b>	
Współczynnik determinacji	0,9433	0,9303
Współczynnik korelacji	0,97	0,96
Rodzaj korelacji	korelacja dodatnia	korelacja dodatnia
Siła korelacji	bardzo silna zależność	bardzo silna zależność
	<b>HC</b>	
Współczynnik determinacji	0,9781	0,9255
Współczynnik korelacji	0,99	0,96
Rodzaj korelacji	korelacja dodatnia	korelacja dodatnia
Siła korelacji	bardzo silna zależność	bardzo silna zależność
	<b>NO</b>	
Współczynnik determinacji	0,9376	0,9087
Współczynnik korelacji	0,97	0,95
Rodzaj korelacji	korelacja dodatnia	korelacja dodatnia
Siła korelacji	bardzo silna zależność	bardzo silna zależność
	<b>PM</b>	
Współczynnik determinacji	0,9491	0,8529
Współczynnik korelacji	0,97	0,92
Rodzaj korelacji	korelacja dodatnia	korelacja dodatnia
Siła korelacji	bardzo silna zależność	bardzo silna zależność

Tab. 8.2. Zestawienie wyników dotyczących analizy otrzymanych wyników badań pojazdów osobowych

Związek	Zakres wartości	Udział populacji [%]
CO <sub>2</sub> [%]	15 – 20	83
	> 20	17
CO [ppm]	2 – 3	82
	> 3	18
HC [ppm]	< 5	63,5
	5 – 50	15,5
	> 50	21
NO [ppm]	0,3 – 0,6	84,5
	0,6 – 0,9	10
	> 0,9	5,5
PM [mg/m <sup>3</sup> ]	30 – 60	76,5
	60 – 90	11
	> 90	12,5

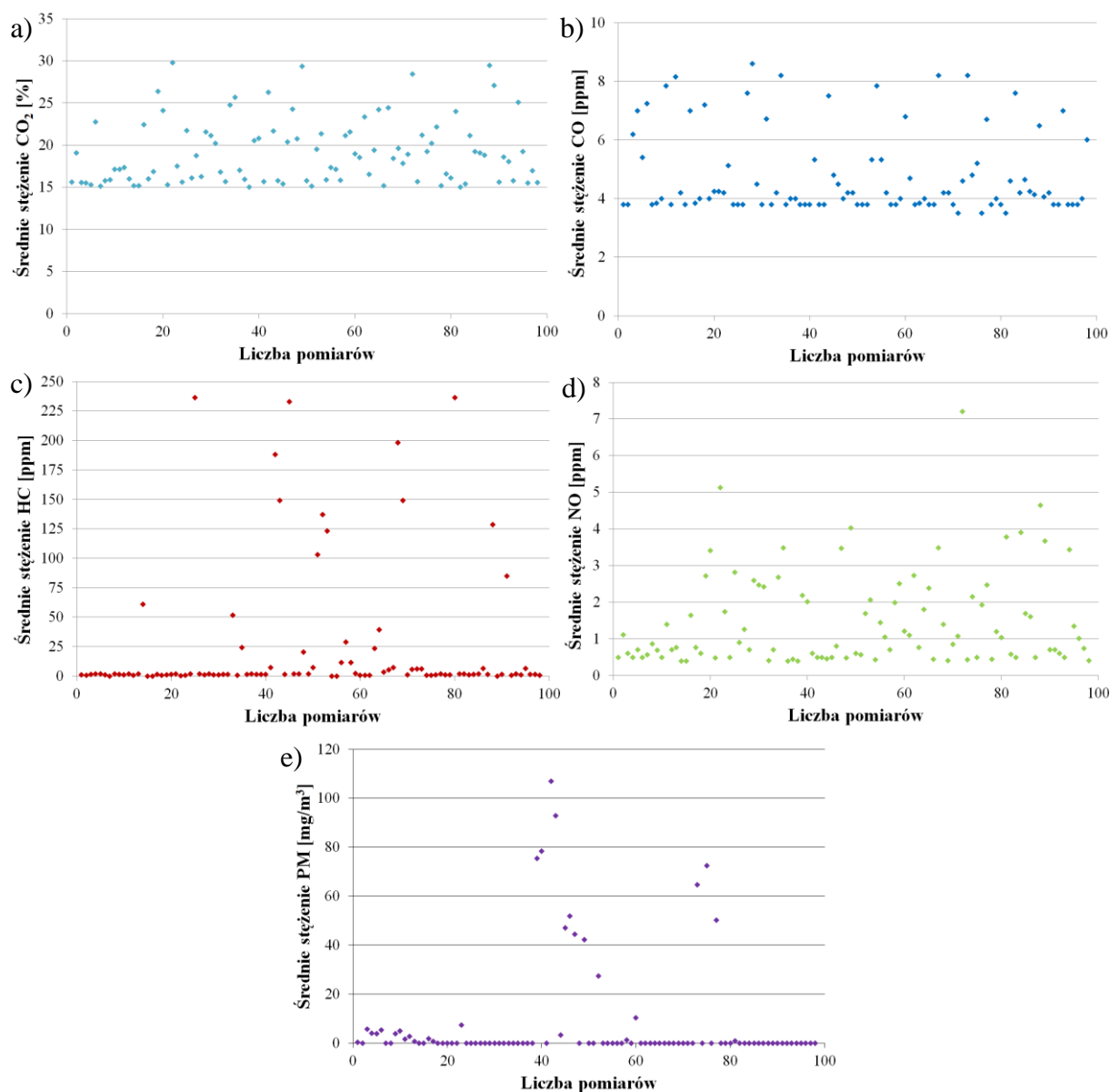
## 9. Badanie stężeń związków szkodliwych spalin pojazdów szynowych przy użyciu bramy emisyjnej

### 9.1. Uwagi ogólne

Ostatnia część badań opierała się na pomiarze stężeń związków szkodliwych spalin pojazdów szynowych przy użyciu bramy emisyjnej w warunkach rzeczywistych. Wykorzystano w tym celu kontrolną grupę autobusów szynowych, spełniających różne normy emisji spalin, począwszy od najstarszych norm Stage I oraz Stage II do tych najnowszych homologowanych zgodnie z Stage V, liczącą prawie 100 pojazdów. Aparatura pomiarowa została zainstalowana w Punkcie Utrzymania Taboru Kolei, w miejscu, przed którym zatrzymywały się autobusy szynowe w celach postojowych lub przeglądowych, a następnie ruszały do dalszej eksploatacji. Umożliwiło to pomiar w odpowiednich warunkach, ustalonych na wcześniejszym etapie przeprowadzonych badań, czyli z małą prędkością i dużym przyspieszeniem pojazdu. Na podstawie otrzymanych wyników możliwe było określenie wartości granicznej do wyłapywania największych emiterów wśród badanych pojazdów szynowych przy użyciu bramy emisyjnej.

### 9.1. Analiza średnich wartości stężeń analizowanych związków szkodliwych spalin

Badania CO<sub>2</sub> pojazdów szynowych wskazywały na to, że wartości tego związku można podzielić na trzy grupy (rys. 9.1). Pierwsza z nich zawierała się w przedziale wartości od 15% do 20% i charakteryzowała się nią największa część pojazdów, stanowiąca 65% wszystkich obiektów badawczych. Kolejna grupa to pojazdy o stężeniach w przedziale od 20% do 25% (licząca 25%), ostatnia grupa badawcza to natomiast autobusy szynowe których wartości CO<sub>2</sub> przekraczały 25% (10% populacji). Pomiar CO utrzymywały się natomiast w przybliżeniu na tym samym poziomie dla większości badanych obiektów. Najczęściej wyniki zawierały się od około 4 ppm do 6 ppm. Wartości te przekroczyło jedynie około 20% populacji obiektów badawczych. Maksymalna wartość uzyskana dla CO nie przekroczyła natomiast 9 ppm. Analiza wyników dla HC również pozwala wyodrębnić trzy różne grupy pojazdów szynowych. Pierwsza z nich, stanowiąca 70%, to pojazdy, dla których nie została przekroczona wartość 5 ppm. Kolejną grupę stanowiły pojazdy, w przypadku których uzyskano wartości między 5 ppm a 50 ppm (około 15%), ostatnia grupa to natomiast pojazdy szynowe, dla których zostało przekroczone stężenie HC na poziomie 50 ppm (również około 15%). Kolejnym analizowanym związkiem było stężenie NO w przypadku którego większość pojazdów charakteryzowała się wartościami nieprzekraczającymi 3 ppm. Większe stężenia NO w przedziale wartości od 3 ppm do około 7 ppm uzyskano w przypadku 12% ze wszystkich badanych obiektów. Ostatnim z badanych związków szkodliwych spalin było stężenie PM, dla którego również można wydzielić dwa odrębne zbiory pojazdów. Pierwszy z nich to pojazdy szynowe, których stężenia nie przekraczają wartości równej 20 ppm (88% całkowitego udziału populacji badanych pojazdów). Pozostałe 12% to pojazdy, których stężenia PM zawierają się w przedziale od 20 ppm do 110 ppm .



Rys. 9.1. Średnie stężenie związków szkodliwych spalin pojazdów szynowych mierzone przy użyciu bramy emisyjnej – a) CO<sub>2</sub>, b) CO, c) HC, d) NO, e) PM

## 9.2. Podsumowanie analiz dotyczących wskaźników ekologicznych badanych obiektów

Przeprowadzone analizy dla pojazdów szynowych wykazują podobne tendencje jak w przypadku pojazdów osobowych. Dla wszystkich związków szkodliwych spalin otrzymano wyniki utrzymujące się na podobnym poziomie (tab. 9.1). Dla autobusów szynowych poziom ten był niższy ze względu na to, że pomiary wykonywane były w wentylowanym pomieszczeniu zamkniętym, przez co w powietrzu nie utrzymywał się stały poziom zanieczyszczeń pochodzących z otoczenia. Tym samym wartości dla takich związków szkodliwych jak PM, HC czy NO były bliskie zera. Symulowało to warunki rzeczywistej eksploatacji, ponieważ pojazdy szynowe nie poruszają się z taką częstotliwością jak pojazdy osobowe przez co w powietrzu otoczenia nie ma zakłóceń związanych z przejazdami innych obiektów badawczych. W przypadku pojazdów osobowych utrzymuje się stałe zanieczyszczenie powietrza, natomiast w przypadku pojazdów szynowych zjawisko to nie



występuje, stąd różnice w uzyskanych wynikach. Znaczna część przejeżdżających pojazdów nie oddziaływała na zmiany stężeń związków szkodliwych spalin lub wykazywała niewielkie zmiany. Przeprowadzona analiza pokrywa się z rzeczywistymi obserwacjami, ponieważ większość przejeżdżających pojazdów szynowych to nowe pojazdy, homologowane zgodnie z normą Stage IIIB oraz Stage V. Brama emisyjna spełniła jednak swoje zadanie wyłapując największe emitery, w przypadku których zauważyć można znaczną różnicę w otrzymanych wynikach. Wykonane charakterystyki, jak w przypadku pojazdów osobowych, wskazują, że istnieje możliwość wyznaczenia limitów związków szkodliwych spalin i wyraźne oddzielenie wartości normalnych od wartości granicznych opierając się jedynie na pozyskanych danych.

Tab. 9.1. Zestawienie wyników dotyczących analizy otrzymanych wyników badań pojazdów szynowych

Związek	Zakres wartości	Udział populacji [%]
CO <sub>2</sub> [%]	15 – 20	65
	20 – 25	25
	> 25	10
CO [ppm]	4 – 6	80
	> 6	20
HC [ppm]	< 5	70
	5 – 50	16
	> 50	14
NO [ppm]	< 3	88
	> 3	12
PM [mg/m <sup>3</sup> ]	< 20	88
	> 20	12

## **10. Propozycja autorskiej procedury badawczej pomiarów teledetekcyjnych z wykorzystaniem bramy emisyjnej dla pojazdów osobowych i szynowych**

### **10.1. Uwagi ogólne**

Na podstawie wcześniej przeprowadzonych badań stężeń związków szkodliwych spalin opracowano propozycję autorskiej procedury badawczej oceny zanieczyszczeń z przejeżdżających pojazdów przy wykorzystaniu bramy emisyjnej. W tym celu konieczne było określenie warunków otoczenia w jakich powinien odbywać się pomiar (temperatura, wilgotność powietrza, wiatr, opady atmosferyczne). Dodatkowo niezbędne było ustalenie warunków pomiarów co związane było przede wszystkim z budową stanowiska badawczego a także z inicjacją pomiaru. Ostatnim krokiem było ustalenie wartości granicznych poszczególnych związków szkodliwych spalin. Punkt ten odnosi się do celu pracy, który polega na przygotowaniu procedury do nieinwazyjnej oceny stężeń związków szkodliwych spalin z różnych typów pojazdów w ruchu, które zostały potwierdzone badaniami zgodnymi z rzeczywistymi warunkami eksploatacji.

### **10.2. Warunki otoczenia**

Do prawidłowej analizy badanych obiektów niezbędna jest kalibracja aparatury pomiarowej uwzględniająca warunki atmosferyczne. Na tej podstawie możliwe jest zastosowanie współczynników korekcyjnych. Jednym z nich jest współczynnik korekcji wilgotności ( $K_H$ ) wykorzystywany podczas pomiarów chwilowego stężenia  $NO$  oraz  $NO_2$ . Uwzględniany jest on w kalkulacji zarówno emisji drogowej jak i jednostkowej  $NO_x$  z pojazdów, dlatego wydaje się zasadne zastosowanie go również w przypadku pomiaru stężeń tego związku podczas pomiaru teledetekcyjnego. Na podstawie przepisów Amerykańskiego Kodeksu Federalnego CFR (*Code of Federal Regulations*) wyróżnia się cztery metody obliczania współczynnika  $K_H$  [100]:

- 1) CFR40 §86.1342-94 SI,
- 2) CFR40 §86.1342-94 Diesel,
- 3) CFR40 §86.1370-2007 NTE ,
- 4) CFR40 §1065.670.

W celu potwierdzenia słuszności stosowania współczynnika korekcji posłużono się wynikami badań opisanymi w pracy [100]. Autorzy publikacji określili wpływ metody obliczania współczynnika przyjętego dla tlenków azotu na podstawie przeprowadzonych badań w rzeczywistych warunkach eksploatacji. Próbie poddano zarówno pojazdy osobowe wyposażone w silniki ZI jak i ZS oraz pojazdy ciężkie. Wszystkie próby badawcze opierały się na czterech przejazdach, z których następnie uśredniono otrzymane wyniki. Dalej zostały obliczone współczynniki korelacji wilgotności przy uwzględnieniu wcześniej omawianych metod (1065.670, 86.1342-94 SI, 86.1342-94 Diesel oraz 86.1370-2007 NTE). Uzyskane dane wykorzystano dalej do analizy zależności charakteryzujących wpływ metody obliczania współczynnika korekcji wilgotności na emisję  $NO$ .

Autorzy pracy wykonali pomiary w warunkach drogowych na terenie aglomeracji poznańskiej. Pojazdy osobowe przebadano na trasie o długości około 12 km, natomiast pojazdy ciężkie (autobusy miejskie) poruszały się na trasie ich normalnej eksploatacji o długości 16,5 km. Podczas przejazdu pojazdu z silnikiem o ZI temperatura otoczenia wynosiła 18°C, w przypadku pojazdu zasilanego olejem napędowym wynosiła ona 23°C, natomiast dla autobusów miejskich 7 °C oraz 11 °C. Na potrzeby badań zasymulowane zostały warunki otoczenia, dla których przyjęto temperaturę o wartościach -10°C oraz 30°C. Analiza porównawcza wszystkich uzyskanych wyników wykazała, że dla wszystkich metod obliczania współczynnika korekcji wilgotności otoczenia emisja drogowa i jednostkowa tlenków azotu rośnie wraz ze wzrostem temperatury otoczenia.

Dla pojazdu o zapłonie iskrowym wykazano, że dla metody 86.1342-94 SI uzyskano większe wartości dla temperatury -10°C (10,8%) i 18 °C (3,2%). W przypadku metody 1065.670 odnotowano natomiast większe wartości dla temperatury 30°C (19,8%). Dla pojazdu o zapłonie samoczynnym we wszystkich przypadkach emisja tlenków azotu obliczona przy wykorzystaniu metody 1065.670 była nieznacznie większa niż przy wykorzystaniu metody II. Autorzy przeanalizowali również wyniki dla dwóch różnych pojazdów ciężkich. W tym przypadku dane korygowano według trzech metod badawczych. Zarówno dla pojazdu III jak i IV w temperaturze -10°C i 7 °C największe wyniki uzyskano dla metody III, natomiast dla 30°C największą emisję tlenków azotu uzyskano dla metody II.

Autorzy analizowanej pracy wykazali, że zastosowanie różnych metod obliczania współczynnika korekcji wilgotności wykazuje znaczne różnice w wartości emisji tlenków azotu. Przeprowadzone analizy wykazały również, że emisja NO<sub>x</sub> rośnie wraz ze wzrostem temperatury otoczenia, dla wszystkich metod obliczania współczynnika wilgotności. W artykule udowodniono, że podczas badań należy uwzględnić wpływ temperatury otoczenia na analizowane wyniki, ponieważ różnice pomiędzy temperaturami ujemnymi a wysokimi temperaturami powietrza mogą dochodzić do 30%.

W celu dokładnej analizy warunków otoczenia przeprowadzono również badania laboratoryjne w czasie opadów deszczu (rys. 10.1). Podczas testów użyto agregatu prądotwórczego, będącego przykładową wytwornicą spalin. Pomiary wykonywano podczas opadów deszczu wynoszących 0,1 cm/h – 0,2 cm/h (dla kropeł do 1 mm). Przeprowadzone próby pomiarowe potwierdziły skuteczność działania analizatorów gazowych. Utrudnienie napotkano jedynie w przypadku pyłomierza, gdyż podczas przerywania linii pomiarowej przez krople deszczu pojawiał się odczyt wskazujący na wystąpienie zadymienia. Opierając się na własnym doświadczeniu oraz na pracy [100], w której opracowano zależności opadu deszczu na wpływ odczytu zaczerwienia przyjęto, że uzyskane wyniki należy poddać korekcji. Korekcja wykonywana dla pomiarów oparta jest na zależności  $k=0.208e^{1.2741x}$ , gdzie x oznacza wartość opadu wyrażoną w mm/h. Wykorzystany współczynnik korekcyjny wymaga ciągłego pomiaru opadów i jest wyznaczony dla założonej średnicy kropeł przez co musi być ona stale weryfikowana. Wobec tego, w procedurze pomiarowej zadymiania spalin zastosowano ciągły pomiar spadku intensywności światła widzialnego. Wpływ deszczu korygowany był poprzez odjęcie wartości bieżącego zadymienia wyznaczanego 2 s przed rozpoczęciem pomiaru od maksymalnej wartości występującej w czasie 5 s pomiaru właściwego.



Rys. 10.1. Widok aparatury podczas badań kontrolnych w czasie opadów deszczu

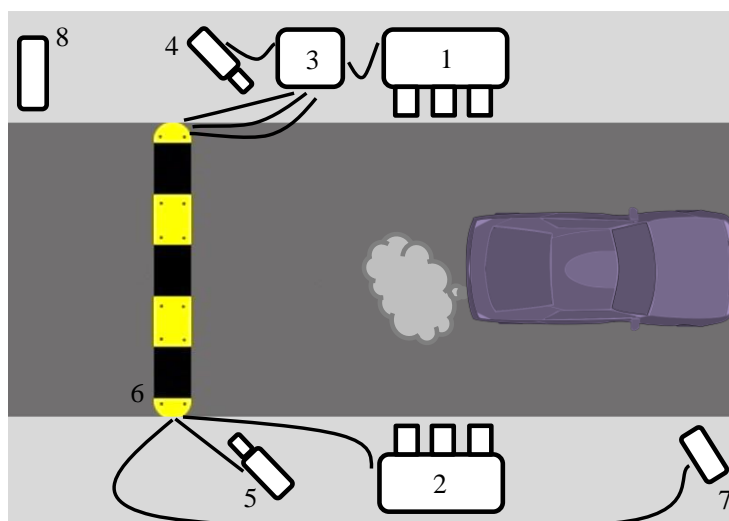
W oparciu o wykonane badania oraz dostępne dane literaturowe [100] stwierdzono, że wyniki uzyskanych pomiarów należy poddać korekcji względem warunków otoczenia (wilgotność, temperatura i ciśnienie). Dodatkowo ustalono, że ze względu na wrażliwość aparatury pomiary przy użyciu bramy emisyjnej nie powinny być przeprowadzane w temperaturach ujemnych (dopuszczalny zakres temperatur od  $0^{\circ}\text{C}$  do  $30^{\circ}\text{C}$ ) przy wilgotności nie większej niż 65%. Opady atmosferyczne nie powinny natomiast przekraczać  $0,1\text{ cm/h}$  (dla kropeł mniejszych niż  $0,5\text{ mm}$ ). Mają one niewielki wpływ na dokładność pomiaru związków gazowych, ponieważ krople wody w linii pomiarowej nie wpływają na jakość pomiaru ze względu na zastosowanie czujników laserowych z modulowanym światłem. Pogorszeniu ulega jedynie transmisja sygnału pomiędzy nadajnikiem, a odbiornikiem, nie ma to jednak wpływu na wynik pomiaru. Należy również wspomnieć, że pomiary teledetekcyjne powinny się odbywać w miarę bezwietrzne dni (przy wietrze bocznym do  $5\text{ m/s}$ ). Do korekcji wyników powinny być wykorzystywane dane meteorologiczne, a także parametry zarejestrowane tuż przed rozpoczęciem pomiaru.

### 10.3. Warunki pomiarów

W celu prawidłowej analizy otrzymanych wyników danych niezwykle istotną rolę pełni inicjacja pomiaru. Dlatego niezbędne jest ustalenie chwili, w którym powinna nastąpić ocena emisyjności badanego obiektu. W momencie przysłonięcia nadajnika przez przejeżdżający pojazd występuje zależność, która wskazuje na zadymienie równe 100%. Dzieje się tak ze względu na całkowite odbicie wiązki pomiarowej i przerwanie linii pomiarowej. Zasada działania analizatora, czyli spadek przejrzystości powietrza na skutek pochłaniania promieniowania jest wprost proporcjonalny do spadku przejrzystości światła. Dlatego w opisywanej sytuacji, gdy do odbiornika nie dociera wiązka lasera z nadajnika, układ pomiarowy odczytuje takie warunki jak przy wystąpieniu maksymalnego zadymienia na ścieżce optycznej. Jest to interpretowane przez jednostkę sterującą jako pojawienie się obiektu, gdyż nawet w silnie zanieczyszczonych spalinach zmiana przejrzystości nie następuje w tak gwałtowny sposób jak przy pojawieniu się obiektu na linii pomiarowej. W chwili odsłonięcia odbiornika oraz przywróceniu toru pomiarowego między urządzeniami, mierzona wartość wskazuje wartości rzeczywiste, a rejestrowany wynik tym samym wykazuje wartość właściwą

tj. spowodowaną zanieczyszczeniami z układu wylotowego pojazdu. Dzięki tej zależności możliwe jest wyznaczenie chwili zadziałania pozostałych analizatorów oraz układu oceny ruchu pojazdu na podstawie zależności fizycznych i w efekcie przeprowadzenia pomiarów stężenia związków szkodliwych spalin bez konieczności stosowania dodatkowych czujników.

Po uruchomieniu pomiaru, dane zbierane są przez 5 s. Uzyskane wyniki zostają poddane obróbce, gdzie przede wszystkim odfiltrowywane są skrajne wartości napięcia wynikające z największego zadymienia. Układ pomiarowy wykorzystujący czujnik laserowy pozwala na uzyskanie natychmiastowego pomiaru, co jest niemożliwe do osiągnięcia w przypadku zastosowania lamp NDUV i NDIR, ponieważ wymagane jest krótkotrwałe (min. 10 s) dostrojenie urządzenia po przerwaniu wiązki oraz ich porównywanie do wartości wzorcowych. Wartości prędkości i przyspieszenia pojazdu wyznaczone są w chwili przejazdu przez linię pomiarową czujnika odbiciowego do pomiaru ruchu badanych obiektów.. Kamera termowizyjna sprzężona jest z rejestratorem tablic rejestracyjnych – układem identyfikacji pojazdu, który zbiera parametry tuż przed wjazdem na linię pomiarową (rys. 10.2). Pozwala to na zapisanie wyników i identyfikację obiektów nadmiernie emisyjnych.



Rys. 10.2. Schemat działania modułowego urządzenia do oceny emisji zanieczyszczeń z poruszających się pojazdów: 1) nadajniki analizatorów, 2) odbiorniki analizatorów, 3) układ zasilający, rejestrujący i stacja meteo, 4) ocena termiczna pojazdu, 5) identyfikacja pojazdu, 6) próg zwalniający, 7) parametry ruchu pojazdu, 8) znak ostrzegawczy

#### 10.4. Wartości graniczne

Do ustalenia wartości granicznych poszczególnych związków szkodliwych spalin zarówno dla pojazdów szynowych jak i drogowych wykorzystano rozkład normalny. W celu zidentyfikowania branego pod uwagę rozkładu dopasowano rozkład empiryczny do rozkładu teoretycznego poprzez porównanie częstości zaobserwowanych danych rzeczywistych do częstości oczekiwanych rozkładu teoretycznego. W tym celu wykorzystano test Shapiro-Wilka, będący standardowym testem wykorzystywanym do testowania normalności danych.

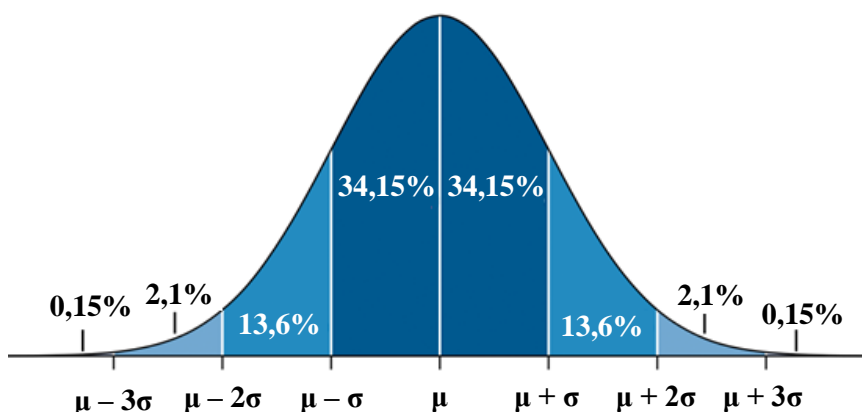
Ważną własnością zmiennej losowej o rozkładzie normalnym jest fakt, że zawsze można określić, jaki procent wartości zmiennej znajduje się w zakresie mierzonym odległością odchylenia standardowego od średniej. Chodzi o to, jaki procent wartości zmiennej znajduje się



w zakresie jednego, dwóch oraz trzech odchyłeń standardowych od średniej. Procent ten jest zawsze taki sam, niezależnie od tego, jakie wartości przyjmują zarówno średnia jak i odchylenie standardowe. Zasada ta nosi nazwę reguły trzech sigm ( $3\sigma$ ) (rys. 10.3) i mówi o tym, że jeśli zmienna ma rozkład normalny, to prawie wszystkie wartości (99,7%) mieszczą się w granicy trzech odchyłeń standardowych od średniej. Tak więc prawdopodobieństwo uzyskania wartości mniejszej niż  $\mu - 3\sigma$  lub wyższej niż  $\mu + 3\sigma$  jest znikome [74, 140, 168, 185, 182, 186]

Zasada trzech sigm wygląda zatem następująco:

- w przedziale  $[\mu - \sigma, \mu + \sigma]$ , znajduje się około 68,3% wartości zmiennej,
- w przedziale  $[\mu - 2\sigma, \mu + 2\sigma]$ , znajduje się około 95,5% wartości zmiennej, c,
- w przedziale  $[\mu - 3\sigma, \mu + 3\sigma]$ , znajduje się około 99,7% wartości zmiennej.



Rys. 10.3. Rozkład normalny – reguła trzech sigm [185]

Powyższe stwierdzenia zapisać można w następujący sposób:

Dla zmiennej  $X$  o rozkładzie normalnym zachodzą relacje:

$$P(\mu - \sigma \leq X \leq \mu + \sigma) = 0,683 \quad (10.11)$$

$$P(\mu - 2\sigma \leq X \leq \mu + 2\sigma) = 0,955 \quad (10.12)$$

$$P(\mu - 3\sigma \leq X \leq \mu + 3\sigma) = 0,997 \quad (10.13)$$

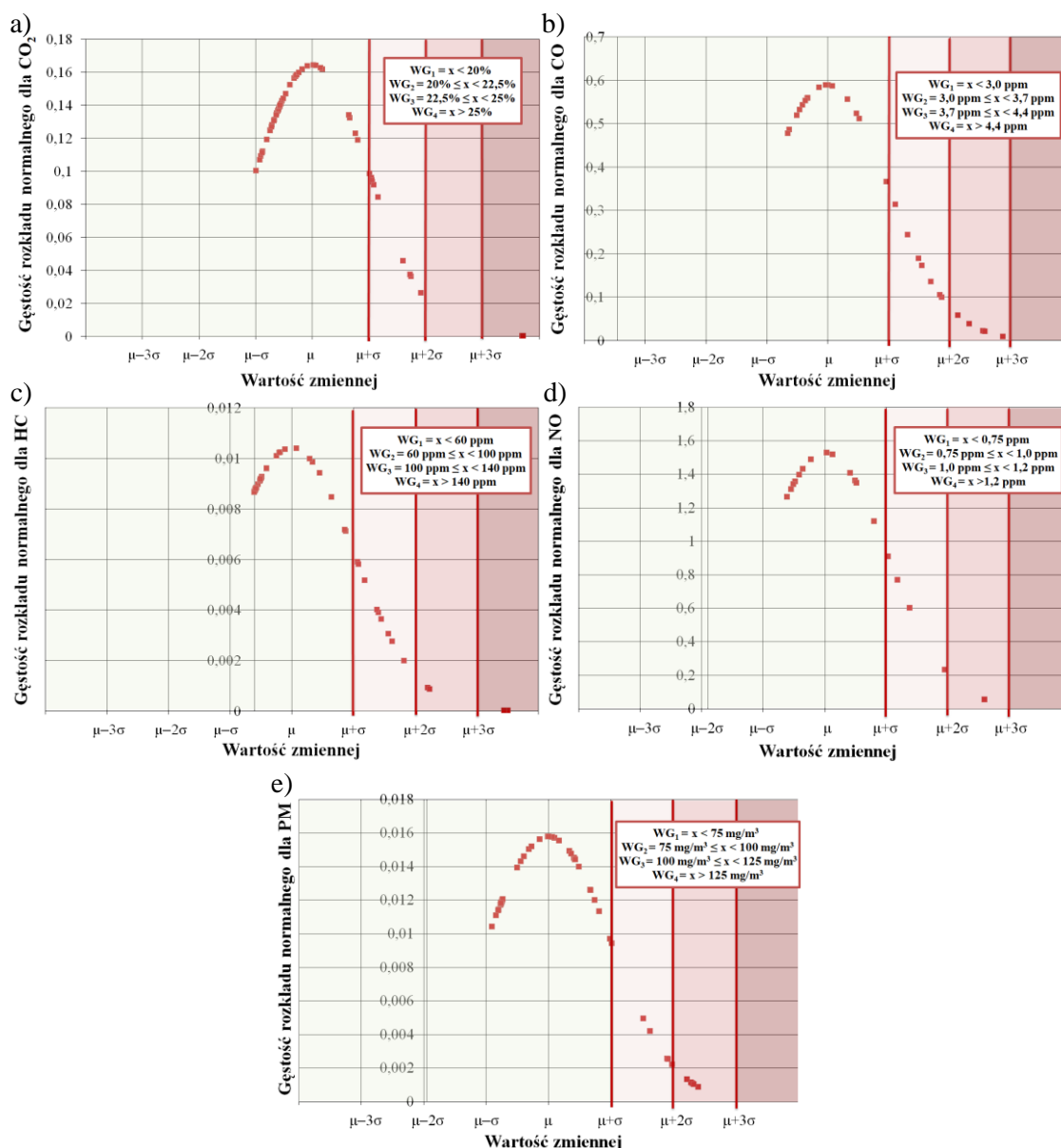
Regułę tą wykorzystano do ustalenia wartości granicznych poszczególnych związków szkodliwych spalin mierzonych przy użyciu bramy emisyjnej. Zarówno dla uzyskanych wyników związków gazowych jak i PM ustalono wartość średnią oraz odchylenie standardowe. Następnie na tej podstawie obliczono dla każdego związku szkodliwego gęstość rozkładu normalnego oraz wykreślono krzywą Gaussa. Analiza danych obejmowała jedynie wartości w przedziale od  $\mu$  do  $\mu+3\sigma$ , ze względu na charakter uzyskanych danych – brama emisyjna wyłapywać ma największe emitery, których wartości znacznie odbiegają od wartości średniej. Na podstawie badań oraz obserwacji (rejestracja przejeżdżających pojazdów) badanym pojazdom przydzielono kategorie, odnoszące się do norm emisji spalin oraz stopnia wyeksploatowania. Przyjęto, że w warunkach w których wykonywane były badania wartości od  $\mu$  do  $\mu+1$ , będące wartościami oczekiwanymi to wartości pojazdów charakteryzujących się odpowiednio normą emisji spalin Euro 5 lub wyższą dla pojazdów osobowych oraz Stage III lub wyższą dla pojazdów szynowych. Przedział wartości od  $\mu+\sigma$  do  $\mu+2\sigma$  to wartości dla pojazdów homologowanych zgodnie z normą Euro 4 i Euro 3 oraz Stage II. Wartości

w przedziale od  $\mu+2\sigma$  do  $\mu+3\sigma$  to natomiast wyniki uzyskane dla pojazdów o najniższych normach emisji spalin (do Euro 2 dla pojazdów osobowych i Stage I dla pojazdów szynowych) oraz obiektów uszkodzonych i wyeksploatowanych (tab. 10.1). Podział ten przyjęto ze względu na dopasowanie wartości granicznych analizowanych stężeń do wartości granicznych emisji tych samych związków.

Tab. 10.1. Podział pojazdów osobowych oraz szynowych według reguły  $3\sigma$

Przedział wartości	Pojazdy osobowe	Pojazdy szynowe	Kategoria przedziału
	Norma emisji spalin		
$\mu \leq x < \mu+1\sigma$	Euro 5, Euro 6	Stage V, Stage IV, Stage IIIB	WG <sub>1</sub>
$\mu+\sigma \leq x < \mu+2\sigma$	Euro 4, Euro 3	Stage IIIA, Stage II	WG <sub>2</sub>
$\mu+2\sigma \leq x < \mu+3\sigma$	Euro 2, Euro 1, pojazdy uszkodzone oraz wyeksploatowane	Stage I, pojazdy uszkodzone oraz wyeksploatowane	WG <sub>3</sub>
$x \geq \mu+3\sigma$	największe emiterzy		WG <sub>4</sub>

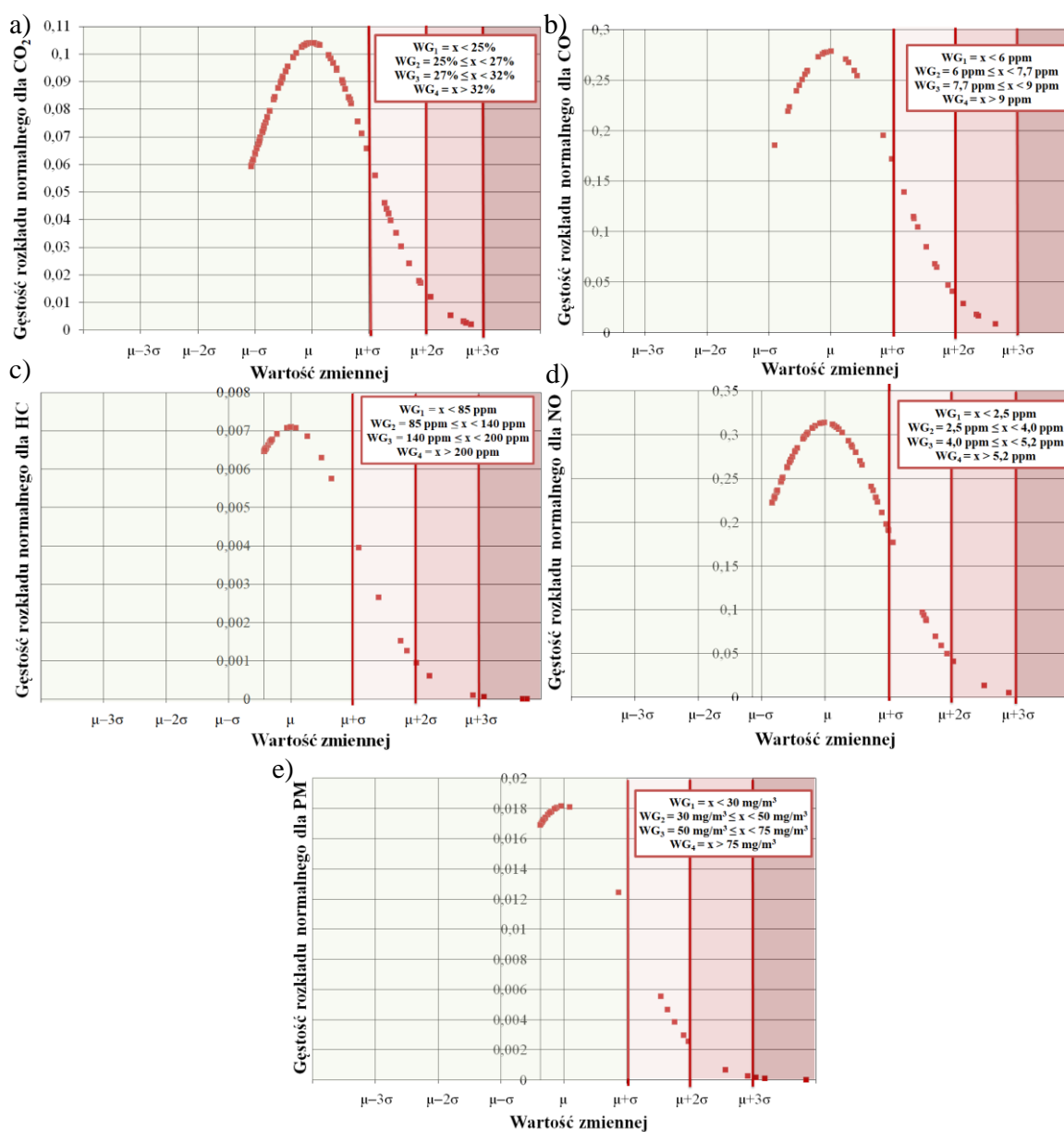
W przypadku pojazdów osobowych otrzymano poniżej przedstawione wyniki (rys. 10.3). Na podstawie uzyskanych danych oraz wcześniejszych obserwacji ustalono, że najnowsze pojazdy, należące do kategorii pierwszej nie przekraczały wartości 20%, obiekty badawcze z kategorii drugiej charakteryzują się natomiast wartościami w przedziale między 20% a 22,5%. Starsze pojazdy cechują się natomiast stężeniem na poziomie od 22,5% do 25%, a największe emiterzy przekraczają wartość stężenia dwutlenku węgla na poziomie 25%. Kolejnym analizowanym związkiem było stężenie CO. Analiza danych wykazała, że nowe obiekty badawcze charakteryzowały się wartościami nie przekraczającymi 3 ppm. Pojazdy z kategorii drugiej cechowały się wartościami granicznymi w przedziale od 3 ppm do 3,7 ppm, a z kategorii trzeciej posiadały stężenia między 3,7 ppm a 4,4 ppm. Dla najstarszych i najbardziej wyeksploatowanych lub uszkodzonych pojazdów przypisanych do grupy 4 wyznaczono stężenie CO na poziomie przekraczającym 4,4 ppm. Dla HC, pierwsza grupa pojazdów nie przekraczała wartości 60 ppm. Kolejny zbiór obiektów badawczych to pojazdy posiadające stężenia HC w przedziale między 60 ppm a 100 ppm. Grupa trzecia charakteryzowała się natomiast wynikami między 100 ppm a 140 ppm. Największe emiterzy przekraczały wartość 140 ppm. Ostatnim związkiem gazowym było stężenie NO dla których ustalono odpowiednie wartości graniczne – 0,75 ppm dla grupy pierwszej, od 0,75 ppm do 1 ppm dla grupy drugiej, od 1 ppm do 1,2 ppm dla grupy trzeciej oraz co najmniej 1,2 dla największych emiterów. W przypadku PM, dla najmniejszych emiterów uzyskano wartość graniczną nie przekraczającą 75 mg/m<sup>3</sup>. Kolejna grupa to pojazdy charakteryzujące się stężeniami w przedziale od 75 mg/m<sup>3</sup> do 100 mg/m<sup>3</sup>. Starsze pojazdy z kategorii trzeciej cechowały się natomiast wartościami na poziomie od 100 mg/m<sup>3</sup> do 125 mg/m<sup>3</sup>. Po przekroczeniu wartości 125 mg/m<sup>3</sup> obiekty badawcze przypisywane są do największych emiterów z grupy czwartej. Ustalono, że uzyskane wyniki pomiarów nie wykazują zależności od zastosowanej jednostki napędowej, dlatego nie podjęto się tematu osobnych analiz dla pojazdów osobowych w zależności od układu zasilania. Przyjęte przedziały są na tyle szerokie, że wyniki które uzyskano w poprzednich cyklach badawczych nie stanowią istotnych różnic.



Rys. 10.3. Gęstość rozkładu normalnego poszczególnych związków szkodliwych spalin: pojazdów osobowych a) CO<sub>2</sub>, b) CO, c) HC, d) NO, e) PM

W przypadku pojazdów szynowych uzyskano następujące wyniki wartości granicznych stężenia CO<sub>2</sub>: 25% dla grupy najmniejszych emiterów, przedział od 25% do 27% dla grupy drugiej, od 27% do 32% dla kategorii trzeciej oraz wartości większe niż 32% dla najbardziej uszkodzonych i wyeksploatowanych pojazdów (rys. 10.4). Dla stężenia CO w przypadku grupy pierwszej pojazdy nie przekraczały wartości 6 ppm. Kolejna grupa obiektów badawczych to ta, których wartości stężeń mieściły się w przedziale od 6 ppm do 7,7 ppm. Trzecia kategoria pojazdów charakteryzowała się natomiast wartościami między 7,7 ppm a 9 ppm. Największe emiterzy to te, których wartości CO przekraczały 9 ppm. Następnie przeanalizowano stężenia HC, w przypadku których pierwsze grupa pojazdów nie przekraczała wartości 85 ppm. Kolejne dwie grupy to odpowiednio pojazdy o wartościach stężeń w przedziałach od 85 ppm do 140 ppm dla grupy drugiej oraz od 140 ppm do 200 ppm dla grupy trzeciej. Największe emiterzy to te, dla których wartość HC przekroczyła 200 ppm. Ostatnim z analizowanych związków

gazowych były stężenia NO które charakteryzowały się odpowiednimi wartościami granicznymi – do 2,5 ppm dla grupy pierwszej, od 2,5 ppm do 4 ppm dla grupy drugiej, od 4 ppm do 5,2 ppm dla grupy trzeciej oraz wartości przekraczające stężenia NO równe 5,2 ppm dla największych emiterów. W przypadku PM natomiast uzyskano wartość stężenia  $30 \text{ mg/m}^3$  dla najnowszych pojazdów. Kolejne dwie kategorie charakteryzowały się następującymi przedziałami: od  $30 \text{ mg/m}^3$  do  $50 \text{ mg/m}^3$  dla grupy drugiej oraz od  $50 \text{ mg/m}^3$  do  $75 \text{ mg/m}^3$  dla grupy trzeciej. Najbardziej uszkodzone i wyeksploatowane pojazdy cechowały się wartościami przekraczającymi  $75 \text{ mg/m}^3$ . Przedstawione analizy oraz dane przedstawione w rozdziale 10 rozwiązują problem badawczy dotyczący określenia wartości dopuszczalnych stężeń związków szkodliwych spalin z przejeżdżających pojazdów oraz zdefiniowanie warunków w których powinien się odbyć pomiar teledetekcyjny.



Rys. 10.4. Gęstość rozkładu normalnego poszczególnych związków szkodliwych spalin: pojazdów szynowych a) CO<sub>2</sub>, b) CO, c) HC, d) NO, e) PM

Uzyskane dane wskazują, że dla wszystkich analizowanych związków szkodliwych spalin możliwe jest ustalenie dopuszczalnych wartości w ramach procedury badawczej przy użyciu bramy emisyjnej. Zarówno w przypadku pojazdów osobowych jak i szynowych określono przedziały wartości granicznych, które skategoryzowano względem norm emisji spalin. Pozyskane dane podzielono na cztery różne grupy, ze względu na możliwość zaimplementowania wykorzystanej aparatury pomiarowej w celu kontroli pojazdów podczas wjazdu do ścisłego centrum miasta. Biorąc pod uwagę główną funkcję urządzenia (wyłapywanie pojazdów charakteryzujących się największymi stężeniami związków szkodliwych spalin) kluczową rolę odgrywają dwa ostatnie przedziały (WG<sub>3</sub> oraz WG<sub>4</sub>), które wskazywać mają na największe emitery, pojazdy stare, uszkodzone oraz wyeksploatowane. Zestawienie danych dotyczących ustalonych wartości granicznych stężeń związków szkodliwych dla pojazdów osobowych i szynowych przedstawiono w tabeli 10.2.

Tab. 10. 2 Wartości graniczne stężeń związków szkodliwych spalin dla pojazdów osobowych i szynowych

Parametr	Pojazdy osobowe	Pojazdy szynowe
<b>CO<sub>2</sub> [%]</b>		
Wartość średnia	15,62	21,81
Odchylenie standardowe	2,16	4,26
Wartość graniczna 1	$x < 20$	$x < 25$
Wartość graniczna 2	$20 \leq x < 22,5$	$25 \leq x < 27$
Wartość graniczna 3	$22,5 \leq x < 25$	$27 \leq x < 32$
Wartość graniczna 4	$x > 25$	$x > 32$
<b>CO [ppm]</b>		
Wartość średnia	1,96	4,71
Odchylenie standardowe	0,57	1,45
Wartość graniczna 1	$x < 3,0$	$x < 6$
Wartość graniczna 2	$3,0 \leq x < 3,7$	$6 \leq x < 7,7$
Wartość graniczna 3	$3,7 \leq x < 4,4$	$7,7 \leq x < 9$
Wartość graniczna 4	$x > 4,4$	$x > 9$
<b>HC [ppm]</b>		
Wartość średnia	19,16	21,26
Odchylenie standardowe	31,38	46,28
Wartość graniczna 1	$x < 60$	$x < 85$
Wartość graniczna 2	$60 \leq x < 100$	$85 \leq x < 140$
Wartość graniczna 3	$100 \leq x < 140$	$140 \leq x < 200$
Wartość graniczna 4	$x > 140$	$x > 200$
<b>NO [ppm]</b>		
Wartość średnia	0,35	1,69
Odchylenie standardowe	0,18	1,35
Wartość graniczna 1	$x < 0,75$	$x < 2,5$
Wartość graniczna 2	$0,75 \leq x < 1,0$	$2,5 \leq x < 4,0$
Wartość graniczna 3	$1,0 \leq x < 1,2$	$4,0 \leq x < 5,2$
Wartość graniczna 4	$x > 1,2$	$x > 5,2$
<b>PM [mg/m<sup>3</sup>]</b>		
Wartość średnia	44,32	6,69
Odchylenie standardowe	22,74	17,26
Wartość graniczna 1	$x < 75$	$x < 30$
Wartość graniczna 2	$75 \leq x < 100$	$30 \leq x < 50$
Wartość graniczna 3	$100 \leq x < 125$	$50 \leq x < 75$
Wartość graniczna 4	$x > 125$	$x > 75$



Normy emisji spalin wyraża się jako masę substancji zanieczyszczającej na jednostkę przebytej drogi w przypadku pojazdów osobowych oraz lekkich pojazdów użytkowych oraz na jednostkę wytworzonej energii mechanicznej w przypadku pojazdów ciężkich oraz pozadrogowych. Przyjmuje się, że wskaźniki te najlepiej opisują ocenę wpływu pojazdów na środowisko, jednak uzyskanie tych wskaźników wymaga pomiaru masowego natężenia emisji badanych związków szkodliwych spalin. Masowa emisja spalin jest proporcjonalna do stężenia zanieczyszczeń, a także do całkowitego przepływu masowego spalin. W celu uzyskania próbki spalin z układu wylotowego niezbędne jest wykonanie drogich i czasochłonnych badań w warunkach laboratoryjnych lub rzeczywistych.

Brama emisyjna będąca urządzeniem do pomiaru teledetekcyjnego umożliwia pomiar jedynie stężeń związków szkodliwych spalin, co jest spowodowane brakiem możliwości bezkontaktowego pomiaru przepływu spalin. Urządzenie to, ma na celu wykrycie pojazdów wyeksploatowanych oraz uszkodzonych, a nie sprawdzenie zgodności pojazdu z limitami homologacji typu. W związku z tym stosowanie badań umożliwiających pomiar emisji spalin z taką samą dokładnością jak podczas badań homologacyjnych jest niepraktyczne, dlatego w badaniach teledetekcyjnych wymaga się jedynie pomiary stężenia związków szkodliwych spalin.

W celu oszacowania emisji związków szkodliwych można jednak przyrównać wyznaczone wartości stężeń związków szkodliwych spalin z pojazdów szynowych i drogowych do odpowiadającym przejeżdżającym pojazdom norm emisji spalin. W niniejszej rozprawie tego typu działanie odbyło się na zasadzie badań oraz obserwacji (rejestracja przejeżdżających pojazdów). Dzięki temu możliwe było stwierdzenie, że przypisane wcześniej wartości graniczne będą przyjmowały wartości emisji spalin opisane w tabeli 10.3 oraz 10.4.

Tab. 10. 3 Wartości graniczne emisji związków szkodliwych spalin dla pojazdów osobowych

Związek szkodliwy	Wartość graniczna 1	Wartość graniczna 2	Wartość graniczna 3	Wartość graniczna 4
CO [g/km]	1,0	2,3	2,72	> 2,72
HC [g/km]	0,1	0,2	HC+NO <sub>x</sub> = 0,97	HC+NO <sub>x</sub> = > 0,97
NO <sub>x</sub> [g/km]	0,06	0,15		
PM [g/km]	0,005	0,05	0,14	> 0,14

Tab. 10. 4 Wartości graniczne stężeń związków szkodliwych spalin dla pojazdów szynowych

Związek szkodliwy	Wartość graniczna 1	Wartość graniczna 2	Wartość graniczna 3	Wartość graniczna 4
CO [g/kWh]	3,5	3,5	5,0	> 5,0
HC [g/kWh]	0,19	1,0	1,3	> 1,3
NO <sub>x</sub> [g/kWh]	2,0	6,0	9,2	> 9,2
PM [g/kWh]	0,025	0,2	0,54	> 0,54

## 11. Podsumowanie i wnioski

Biorąc pod uwagę złożoność podjętych zagadnień opisanych w niniejszej rozprawie doktorskiej, wyodrębniono kolejno wnioski ogólne, szczegółowe, metodyczne, użytkowe oraz prognostyczne, czyli proponowane kierunki dalszych prac.

### Wnioski ogólne:

1. Na podstawie opracowanej metodyki badawczej, wykonanych badań oraz przedstawionych analiz należy stwierdzić, że problem badawczy został rozwiązany, a cel rozprawy doktorskiej został osiągnięty.
2. Przeprowadzone w pracy badania związków szkodliwych spalin przy użyciu różnych narzędzi pomiarowych potwierdzają uzyskanie silnej korelacji między wartościami stężeń analizowanych związków.
3. Dzięki wykorzystaniu rozkładu normalnego oraz reguły trzech sigm ustalono limity stężeń związków szkodliwych spalin
4. Na podstawie przeprowadzonych pomiarów określono warunki realizacji pomiaru teledetekcyjnego oraz warunków zewnętrznych w trakcie wykonywania badania.
5. Przeprowadzone badania oraz analiza uzyskanych danych pozwoliła na rozwiązanie problemu badawczego polegającego na identyfikacji pojazdów o ponadnormatywnej emisji związków szkodliwych spalin z wykorzystaniem metody teledetekcyjnej
6. Wykonane pomiary, zdefiniowanie warunków otoczenia oraz warunków pomiarów, a także określenie wartości granicznych związków szkodliwych spalin pozwoliły na realizację celu dysertacji mówiącego o opracowaniu metody nieinwazyjnej oceny stężeń związków szkodliwych spalin z różnych typów pojazdów w ruchu, potwierdzonej badaniami zgodnymi z RDE wraz z ich eksperymentalną weryfikacją.
7. Zaproponowana procedura pomiarów teledetekcyjnych przy użyciu bramy emisyjnej jest unikatowa w skali zarówno lokalnej jak i globalnej co potwierdza szeroki przegląd literatury. Wykazał on brak istniejących opracowań i publikacji, które zawierałyby szczegółowy i kompleksowy opis wytycznych przeprowadzania tego typu pomiarów.
8. Wyznaczenie wartości granicznych emisji spalin analizowanych związków spalin było możliwe dzięki wykonanym badaniom oraz obserwacjom (rejestracja pojazdów przy użyciu kamery).

### Wnioski szczegółowe:

1. Wykonane badania stężeń związków szkodliwych za pojazdem pozwoliły na dokładną analizę rozproszenia spalin, dzięki której możliwe było wybranie punktów pomiarowych do dalszych testów.
2. Uzyskane wyniki pomiarów stężeń związków szkodliwych spalin, zarówno pojazdu o ZI jak i ZS, wskazują na to, że największe rozproszenie spalin uzyskuje się przy niskich prędkościach obrotowych w warunkach laboratoryjnych.
3. Na podstawie przeprowadzonych badań ustalono że ruch pojazdu sprzyja ocenie stężeń związków szkodliwych spalin za badanym obiektem ze względu na uzyskanie mniejszych

wartości rozproszenia związków szkodliwych spalin niż te uzyskane w warunkach laboratoryjnych (szczególnie dla małych prędkości obrotowych).

4. Przeprowadzone analizy stężeń związków szkodliwych spalin pojazdów drogowych oraz szynowych wykazały, że pomiary przy użyciu bramy emisyjnej powinny odbywać się podczas pomiaru charakteryzującego się dużym przyspieszeniem badanych obiektów. W przypadku prędkości pojazdu należy wziąć natomiast pod uwagę możliwości pomiarowe urządzenia. Badania należy przeprowadzać więc na pojazdach przejeżdżających przez ścieżkę pomiarową z małą lub średnią prędkością.
5. Przeprowadzone badania dotyczące występujących korelacji między pomiarami przy użyciu aparatury typu PEMS oraz bramy emisyjnej wykazały, że w przypadku wszystkich związków szkodliwych spalin występuje bardzo silna zależność. Przeprowadzone pomiary udowodniły słuszność wykorzystania bramy emisyjnej do pomiaru stężeń związków szkodliwych spalin.
6. Opisane w pracy badania pozwoliły na zaproponowanie autorskiej procedury badawczej pomiarów teledetekcyjnych z wykorzystaniem bramy emisyjnej. W tym celu określono warunki otoczenia oraz warunki pomiarów. Na podstawie rozkładu normalnego ustalono również wartości graniczne wszystkich analizowanych związków szkodliwych spalin.

#### **Wnioski metodyczne:**

1. Liczną grupę obiektów badawczych przebadano w szerokim zakresie pracy ich jednostek napędowych, dzięki czemu uzyskane wyniki odzwierciedlają szeroki zakres eksploatacji pojazdów. Na tej podstawie można stwierdzić, że pomiary przy użyciu bramy emisyjnej mogą być przeprowadzane na szerokiej gamie pojazdów zarówno osobowych jak i szynowych.
2. Rozwój technologiczny aparatury pomiarowej umożliwia wykonywanie badań teledetekcyjnych, dzięki którym możliwa jest do uzyskania informacja dotycząca indywidualnych stężeń związków szkodliwych spalin dla pojazdu znajdującego się w ruchu.
3. Zastosowanie reguły trzech sigm dla wszystkich związków szkodliwych spalin potwierdza słuszność podziału pojazdów osobowych oraz szynowych na kategorie związane z normami emisji spalin oraz stopniem wyeksploatowania. Potwierdzają to wykonane badania oraz przeprowadzone obserwacje.
4. Dla pojazdów charakteryzujących się normą emisji spalin Euro 5 lub wyższą dla pojazdów osobowych oraz Stage III dla pojazdów szynowych, czyli dla najliczniejszej grupy badanych obiektów ustalono wartości w przedziale  $\mu \leq x < \mu + 1\sigma$ , w którym według zastosowanej reguły znajduje się najwięcej wartości.
5. Dla pojazdów osobowych homologowanych zgodnie z normą Euro 4 i Euro 3 oraz dla pojazdów szynowych Stage II zastosowano przedział wartości  $\mu + \sigma \leq x < \mu + 2\sigma$ , będącym drugim co do liczności przedziałem.
6. Pojazdy uszkodzone, wyeksploatowane lub homologowane zgodnie z najstarszymi normami emisji spalin – Euro 2, Euro 1 oraz Stage I zawierają się w przedziale  $\mu + 3\sigma \leq x < \mu + 3\sigma$  i stanowią jedną z dwóch najmniej licznych grup obiektów badawczych.
7. Największe emitery będącą najmniej liczną grupą pojazdów charakteryzują się wartością  $x \geq \mu + 3\sigma$ .

### **Wnioski uytylitarne:**

1. Głównym aspektem uytylitarnym dysertacji jest zwrócenie uwagi na problem eksploatacji starych oraz uszkodzonych pojazdów będących największymi emiterami, które dzięki bramie emisyjnej będą mogły być skierowane do dalszych badań lub zostaną wyłączone z eksploatacji.
2. Zastosowanie opracowanej metodyki badań pojazdów przy użyciu aparatury do teledetekcji umożliwi stworzenie stref zielonych oraz stref niskoemisyjnych bazujących na rzeczywistych wartościach związków szkodliwych, a nie jedynie na normach emisji spalin.
3. Dzięki opisanym badaniom oraz ich analizie wykonanej w rozprawie doktorskiej istnieje możliwość rozpowszechnienia problemu ponadnormatywnych stężeń związków szkodliwych spalin z pojazdów poruszających się po terenach miejskich.
4. Badania przeprowadzone przy wykorzystaniu zaproponowanej procedury badań teledetekcyjnych mogą stanowić podstawę do poznania rzeczywistej emisji floty pojazdów dla każdego z wybranych obszarów.

### **Wnioski prognostyczne (proponowane kierunki dalszych prac):**

W rozprawie doktorskiej przeprowadzono badania i analizy odnoszące się do rzeczywistej emisji pojazdów drogowych wyposażonych w różne jednostki napędowe oraz szynowych. Pomiary przeprowadzono przy użyciu dwóch różnych metod badawczych, wykorzystano w tym celu aparaturę typu PEMS oraz bramę emisyjną opierającą się na pomiarze teledetekcyjnym. Na podstawie badań i doświadczenia stwierdzono, że przeprowadzone badania mogą być przydatne w dalszych pracach rozwojowych. Chodzi przede wszystkim o rozszerzenie zagadnienia oceny stężeń związków szkodliwych w odniesieniu do większej ilości pojazdów różnych kategorii. Pozwoliłoby to na zastosowanie opracowanego testu badawczego dla wszystkich pojazdów z wyszczególnieniem silników o różnych typach zasilania. Dzięki temu istniałaby możliwość wprowadzenia specjalnych stref, które nie bazowałyby jedynie na przepisach legislacyjnych, a do której prawo wjazdu miałyby jedynie pojazdy charakteryzujące się najniższymi stężeniami zanieczyszczeń. Ponadto pracę można rozszerzyć o wpływ obciążenia (liczba pasażerów) a także zanieczyszczeń otoczenia na uzyskane wyniki. Na tej podstawie można sformułować dalsze kierunki pracy:

1. Opracowanie procedury badawczej pomiarów stężeń związków szkodliwych spalin z wykorzystaniem bramy emisyjnej dla pojazdów różnej kategorii (np. pojazdy ciężkie, pojazdy pozadrogowe).
2. Sprawdzenie wpływu obciążenia pojazdów różnej kategorii na wyniki pomiarów teledetekcyjnych z wykorzystaniem bramy emisyjnej.
3. Sprawdzenie wpływu zanieczyszczeń otoczenia na wyniki pomiarów teledetekcyjnych z wykorzystaniem bramy emisyjnej.
4. Opracowanie metody pomiaru emisji związków szkodliwych spalin przy użyciu bramy emisyjnej.

## **12. Literatura**

- [1] Andr' e, M. 2004. The ARTEMIS European driving cycles for measuring car pollutant emissions. *Science of the Total Environment*, 334/335, 73–84
- [2] Andr' e, M., Hammarstr' om, U., & Reynaud, I. (1999). Driving statistics for the assessment of air pollutant emissions from road transport. INRETS report, LTE9906, Bron, France
- [3] Andrews, G. E., Li, H., Wylie, J. A., Zhu, G., Bell, M., & Tate, J. (2005). Influence of ambient temperature on cold-start emissions for a Euro 1 SI car using in-vehicle emissions measurement in an urban traffic jam test cycle
- [4] Andrews, G. E., Zhu, G., Li, H., Simpson, A., Wylie, J. A., Bell, M., & Tate, J. (2004). The effect of ambient temperature on cold start urban traffic emissions for a real world SI car. *SAE transactions*, 1580-1597
- [5] Anilovich, I., & Hakkert, A. S. (1996). Survey of vehicle emissions in Israel related to vehicle age and periodic inspection. *Science of the total environment*, 189, 197-203
- [6] AVL: Micro Soot Sensor. Transient High Sensitive Soot Measurement. Graz 2010
- [7] AxionRS+. GlobalMRV Inc. Introducing the world's first Micro PEMS with remote monitoring capabilities, Cheektowaga 2017
- [8] Ayala, A., Olson, B., Cantrell, B., Drayton, M., and Barsic, N. 2003. Estimation of diffusion losses when sampling diesel aerosol: A quality assurance measure. Paper 2003-01-1896. Society of Automotive Engineers, Warrendale, Pennsylvania, USA
- [9] Bajerlein, M., Daszkiewicz, P., Dobrzyński, M., Rymaniak, Ł., & Siedlecki, M. (2015). Analiza emisji zanieczyszczeń autobusu miejskiego zasilanego CNG w aspekcie procedur NTE oraz UE 582/2011. *Combustion Engines*, 54(3), 800-804
- [10] Bäumer, D., Vogel, B., & Fiedler, F. (2005). A new parameterisation of motorway-induced turbulence and its application in a numerical model. *Atmospheric Environment*, 39(31), 5750-5759
- [11] Bernard, Y., German, J., & Muncrief, R. (2019, April). Worldwide use of remote sensing to measure motor vehicle emissions. ICCT
- [12] Bin, O. (2003). A logit analysis of vehicle emissions using inspection and maintenance testing data. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 8(3), 215-227
- [13] Bishop, G. A., & Stedman, D. H. (1990). On-road carbon monoxide emission measurement comparisons for the 1988-1989 Colorado oxy-fuels program. *Environmental Science & Technology*, 24(6), 843-847
- [14] Bishop, G. A., & Stedman, D. H. (1996). Measuring the emissions of passing cars. *Accounts of chemical research*, 29(10), 489-495
- [15] Bishop, G. A., Burgard, D. A., & Stedman, D. H. (2004). On-Road Remote Sensing of Automobile Emissions in the La Brea Area: Year 3, October 2003
- [16] Bishop, G. A., Starkey, J. R., Ihlenfeldt, A., Williams, W. J., & Stedman, D. H. (1989). IR long-path photometry: a remote sensing tool for automobile emissions. *Analytical Chemistry*, 61(10), 671A-677A

- [17] Bishop, G. A., Stedman, D. H., & Ashbaugh, L. (1996). Motor vehicle emissions variability. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 46(7), 667-675
- [18] Bishop, G. A., Stedman, D. H., De La Garza Castro, J., & Dávalos, F. J. (1997). On-road remote sensing of vehicle emissions in Mexico. *Environmental science & technology*, 31(12), 3505-3510
- [19] Bishop, G. A., Stedman, D. H., Peterson, J. E., Hosick, T. J., & Guenther, P. L. (1993). A cost-effectiveness study of carbon monoxide emissions reduction utilizing remote sensing. *Air & Waste*, 43(7), 978-988
- [20] Black, F. M. (1991). Control of motor vehicle emissions-the US experience. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 21(5-6), 373-410
- [21] Borg Warner, Worldwide emissions standards, On and off-highway commercial vehicles, 2021/2022
- [22] Bukowiecki, N., Dommen, J., Prévôt, A. S. H., Richter, R., Weingartner, E., & Baltensperger, U. (2002). A mobile pollutant measurement laboratory—measuring gas phase and aerosol ambient concentrations with high spatial and temporal resolution. *Atmospheric Environment*, 36(36-37), 5569-5579
- [23] Chan, L. Y., Liu, Y. M., Lee, S. C., & Chan, C. Y. (2002). Carbon monoxide levels measured in major commuting corridors covering different landuse and roadway microenvironments in Hong Kong. *Atmospheric Environment*, 36(2), 255-264
- [24] Chan, L. Y., Zeng, L., Qin, Y., & Lee, S. C. (1996). CO concentration inside the cross harbor tunnel in Hong Kong. *Environment international*, 22(4), 405-409
- [25] Colberg, C. A., Tona, B., Catone, G., Sangiorgio, C., Stahel, W. A., Sturm, P., & Staehelin, J. (2005). Statistical analysis of the vehicle pollutant emissions derived from several European road tunnel studies. *Atmospheric Environment*, 39(13), 2499-2511
- [26] Colberg, C.A., Tona, B., Stahel, W.A., Meier, M., and Staehelin, J. 2005b. Comparison of a road traffic emission model (HBEFA) with emissions derived from measurements in the Gubrist road tunnel, Switzerland. *Atmospheric Environment*, 39, 4703–4714
- [27] Corsmeier, U. (2005). The Karlsruhe Autobahn-campaign BAB II: validation of emission data. *Atmospheric environment* (1994), 39(31)
- [28] Corsmeier, U., Kohler, M., Vogel, B., Vogel, H., & Fiedler, F. (2005). BAB II: a project to evaluate the accuracy of real-world traffic emissions for a motorway. *Atmospheric environment*, 39(31), 5627-5641
- [29] de Almeida Azevedo, D., Moreira, L. S., & de Siqueira, D. S. (1999). Composition of extractable organic matter in aerosols from urban areas of Rio de Janeiro city, Brazil. *Atmospheric Environment*, 33(30), 4987-5001
- [30] Delphi Technologies, Worldwide emissions standards, Passenger cars and light duty vehicles 2020/2021
- [31] Duffy, B. L., & Nelson, P. F. (1996). Non-methane exhaust composition in the Sydney Harbour Tunnel: A focus on benzene and 1, 3-butadiene. *Atmospheric environment*, 30(15), 2759-2768



- [32] DYREKTYWA 2002/88/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 9 grudnia 2002 r. zmieniająca dyrektywę 97/68/WE w sprawie zbliżenia ustawodawstw Państw Członkowskich odnoszących się do środków dotyczących ograniczenia emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłowych z silników spalinowych montowanych w maszynach samojezdnych nieporuszających się po drogach
- [33] DYREKTYWA 2004/26/WE PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 21 kwietnia 2004 r. zmieniająca dyrektywę 97/68/WE w sprawie zbliżenia ustawodawstw Państw Członkowskich odnoszących się do środków dotyczących ograniczenia emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłowych z silników spalinowych montowanych w maszynach samojezdnych nieporuszających się po drogach.
- [34] DYREKTYWA 94/12/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 marca 1994 r. odnosząca się do środków, jakie mają być podjęte w celu ograniczenia zanieczyszczenia powietrza przez emisje z pojazdów silnikowych i zmieniająca dyrektywę 70/220/EWG
- [35] DYREKTYWA 96/69/WE PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 8 października 1996 r. zmieniająca dyrektywę 70/220/EWG w sprawie zbliżenia ustawodawstw Państw Członkowskich odnoszących się do działań, jakie mają być podjęte w celu ograniczenia zanieczyszczenia powietrza przez spaliny z silników o zapłonie iskrowym pojazdów silnikowych
- [36] DYREKTYWA 97/68/WE PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 16 grudnia 1997 r. w sprawie zbliżenia ustawodawstw Państw Członkowskich odnoszących się do środków dotyczących ograniczenia emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłowych z silników spalinowych montowanych w maszynach samojezdnych nieporuszających się po drogach
- [37] DYREKTYWA 98/69/WE PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 13 października 1998 r. odnosząca się do środków mających zapobiegać zanieczyszczeniu powietrza przez emisje z pojazdów silnikowych i zmieniająca dyrektywę Rady 70/220/EWG
- [38] DYREKTYWA KOMISJI 2002/80/WE z dnia 3 października 2002 r. dostosowująca do postępu technicznego dyrektywę Rady 70/220/EWG odnoszącą się do działań, jakie mają być podjęte w celu ograniczenia zanieczyszczenia powietrza przez emisje z pojazdów silnikowych
- [39] DYREKTYWA KOMISJI 2010/22/UE z dnia 15 marca 2010 r. zmieniająca w celu dostosowania do postępu technicznego dyrektywy Rady 80/720/EWG, 86/298/EWG, 86/415/EWG i 87/402/EWG oraz dyrektywy 2000/25/WE i 2003/37/WE Parlamentu Europejskiego i Rady, odnoszące się do homologacji typu ciągników rolniczych lub leśnych
- [40] DYREKTYWA KOMISJI 2010/26/UE z dnia 31 marca 2010 r. zmieniająca dyrektywę 97/68/WE Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie zbliżenia ustawodawstw państw członkowskich odnoszących się do środków dotyczących ograniczenia emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłowych z silników spalinowych montowanych w maszynach samojezdnych nieporuszających się po drogach

- [41] DYREKTYWA KOMISJI 2012/46/UE z dnia 6 grudnia 2012 r. zmieniająca dyrektywę 97/68/WE Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie zbliżenia ustawodawstw państw członkowskich odnoszących się do środków dotyczących ograniczenia emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłowych z silników spalinowych montowanych w maszynach samojezdnych nieporuszających się po drogach
- [42] DYREKTYWA RADY 70/220/EEC z dnia 20 marca 1970 r. w sprawie zbliżenia ustawodawstw Państw Członkowskich odnoszących się do działań, jakie mają być podjęte w celu ograniczenia zanieczyszczania powietrza przez spaliny z silników o zapłonie iskrowym pojazdów silnikowych
- [43] DYREKTYWA RADY 91/441/EWG z dnia 26 czerwca 1991 r. zmieniająca dyrektywę 70/220/EWG w sprawie zbliżenia ustawodawstw Państw Członkowskich odnoszących się do działań, jakie mają być podjęte w celu ograniczenia zanieczyszczania powietrza przez emisje z pojazdów silnikowych
- [44] DYREKTYWA RADY 93/59/EWG z dnia 28 czerwca 1993 r. zmieniająca dyrektywę 70/220/EWG w sprawie zbliżenia ustawodawstw Państw Członkowskich odnoszących się do działań, jakie mają być podjęte w celu ograniczenia zanieczyszczania powietrza przez emisje z pojazdów silnikowych
- [45] El-Fadel, M., & Hashisho, Z. (2000). Vehicular emissions and air quality assessment in roadway tunnels: the Salim Slam tunnel. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 5(5), 355-372
- [46] Fraser, M. P., Buzcu, B., Yue, Z. W., McGaughey, G. R., Desai, N. R., Allen, D. T., ... & Harley, R. A. (2003). Validation of source attribution using organic molecular markers for emissions of fine particles from mobile sources. *Environmental Science and Technology*, 37, 3904-3909
- [47] Fraser, M. P., Cass, G. R., & Simoneit, B. R. (1998). Gas-phase and particle-phase organic compounds emitted from motor vehicle traffic in a Los Angeles roadway tunnel. *Environmental science & technology*, 32(14), 2051-2060
- [48] Friedeburg, C. V., Pundt, I., Mettendorf, K. U., Wagner, T., & Platt, U. (2005). Multi-axis-DOAS measurements of NO<sub>2</sub> during the BAB II motorway emission campaign. *Atmospheric Environment*, 39(5), 977-985
- [49] Fruin, S. A., Winer, A. M., & Rodes, C. E. (2004). Black carbon concentrations in California vehicles and estimation of in-vehicle diesel exhaust particulate matter exposures. *Atmospheric Environment*, 38(25), 4123-4133
- [50] Fuć, P., Lijewski, P., Ziółkowski, A., & Siedlecki, M. (2015). Tendencje zmian przepisów homologacyjnych w aspekcie emisji gazów wylotowych dla pojazdów kategorii PC i LDV. *Combustion Engines*, 54(3), 417-424
- [51] Fujita, E. M., Croes, B. E., Bennett, C. L., Lawson, D. R., Lurmann, F. W., & Main, H. H. (1992). Comparison of emission inventory and ambient concentration ratios of CO, NMOG, and NO<sub>x</sub> in California's South Coast Air Basin. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 42(3), 264-276

- [52] Gertler, A. W., & Pierson, W. R. (1996). Recent measurements of mobile source emission factors in North American tunnels. *Science of the Total Environment*, 189, 107-113
- [53] Gertler, A. W., Wittorff, D. N., McLaren, R., Belzer, W., & Dann, T. (1997). Characterization of vehicle emissions in Vancouver BC during the 1993 Lower Fraser Valley oxidants study. *Atmospheric Environment*, 31(14), 2107-2112
- [54] Gidhagen, L., Johansson, C., Ström, J., Kristensson, A., Swietlicki, E., Pirjola, L., & Hansson, H. C. (2003). Model simulation of ultrafine particles inside a road tunnel. *Atmospheric environment*, 37(15), 2023-2036
- [55] Giugliano, M., Lonati, G., Butelli, P., Romele, L., Tardivo, R., & Grosso, M. (2005). Fine particulate (PM<sub>2.5</sub>-PM<sub>1</sub>) at urban sites with different traffic exposure. *Atmospheric Environment*, 39(13), 2421-2431
- [56] Gouriou, F., Morin, J. P., & Weill, M. E. (2004). On-road measurements of particle number concentrations and size distributions in urban and tunnel environments. *Atmospheric Environment*, 38(18), 2831-2840
- [57] Guenther, P. L., Bishop, G. A., Peterson, J. E., & Stedman, D. H. (1994). Emissions from 200 000 vehicles: a remote sensing study. *Science of the total environment*, 146, 297-302
- [58] Hampton, C. V., Pierson, W. R., Harvey, T. M., & Schuetzle, D. (1983). Hydrocarbon gases emitted from vehicles on the road. 2. Determination of emission rates from diesel and spark-ignition vehicles. *Environmental science & technology*, 17(12), 699-708
- [59] Haszpra, L., & Szilagyi, I. (1994). Non-methane hydrocarbon composition of car exhaust in Hungary. *Atmospheric Environment*, 28(16), 2609-2614
- [60] HEALTH EFFECTS INSTITUTE. State of global air 2019. Special Report, 2019
- [61] HEALTH EFFECTS INSTITUTE. State of global air 2020. Special Report, 2020
- [62] HEALTH EFFECTS INSTITUTE. State of global air 2022. Special Report, 2022
- [63] Hickman, A. J. (1994). Vehicle maintenance and exhaust emissions. *Science of the total environment*, 146, 235-243
- [64] Hsieh, C. C., Chang, K. H., & Kao, Y. S. (1999). Estimating the ozone formation potential of volatile aromatic compounds in vehicle tunnels. *Chemosphere*, 39(9), 1433-1444
- [65] Hsu, Y. C., Tsai, J. H., Chen, H. W., & Lin, W. Y. (2001). Tunnel study of on-road vehicle emissions and the photochemical potential in Taiwan. *Chemosphere*, 42(3), 227-234
- [66] Hwa, M. Y., Hsieh, C. C., Wu, T. C., & Chang, L. F. W. (2002). Real-world vehicle emissions and VOCs profile in the Taipei tunnel located at Taiwan Taipei area. *Atmospheric Environment*, 36(12), 1993-2002
- [67] Imhof, D., Weingartner, E., Prévôt, A. S., Ordonez, C., Kurtenbach, R., Wiesen, P., ... & Baltensperger, U. (2006). Aerosol and NO<sub>x</sub> emission factors and submicron particle

- number size distributions in two road tunnels with different traffic regimes. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(8), 2215-2230
- [68] Imhof, D., Weingartner, E., Vogt, U., Dreiseidler, A., Rosenbohm, E., Scheer, V., ... & Baltensperger, U. (2005). Vertical distribution of aerosol particles and NO<sub>x</sub> close to a motorway. *Atmospheric Environment*, 39(31), 5710-5721
- [69] Ingalls, M. N. (1989). On-road vehicle emission factors from measurements in a Los Angeles area tunnel. *Air & Waste Management Assoc*, Pittsburgh, Pa,(USA)., 8, 1989
- [70] John, C., Friedrich, R., Staehelin, J., Schlöpfer, K., & Stahel, W. A. (1999). Comparison of emission factors for road traffic from a tunnel study (Gubrist tunnel, Switzerland) and from emission modeling. *Atmospheric Environment*, 33(20), 3367-3376
- [71] Joumard, R., André, M., Vidon, R., Tassel, P., & Pruvost, C. (2000). Influence of driving cycles on unit emissions from passenger cars. *Atmospheric environment*, 34(27), 4621-4628
- [72] Joumard, R., Jost, P., Hickman, J., & Hassel, D. (1995). Hot passenger car emissions modelling as a function of instantaneous speed and acceleration. *Science of the total environment*, 169(1-3), 167-174
- [73] Joumard, R., Paturel, L., Vidon, R., & COMBET, E. (1990). Emissions unitaires de polluants des véhicules légers. *Rapport INRETS*, (116)
- [74] Józwiak, J., & Podgórski, J. (2012). *Statystyka od podstaw*, Wyd. VII, Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa.
- [75] Kelly, N. A., & Groblicki, P. J. (1993). Real-world emissions from a modern production vehicle driven in Los Angeles. *Air & Waste*, 43(10), 1351-1357
- [76] Ketzel, M., Wåhlin, P., Berkowicz, R., & Palmgren, F. (2003). Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof-level observations. *Atmospheric Environment*, 37(20), 2735-2749
- [77] Kirchstetter, T. W., Harley, R. A., Kreisberg, N. M., Stolzenburg, M. R., & Hering, S. V. (1999). On-road measurement of fine particle and nitrogen oxide emissions from light- and heavy-duty motor vehicles. *Atmospheric Environment*, 33(18), 2955-2968
- [78] Kittelson, D. B., Watts, W. F., & Johnson, J. P. (2004). Nanoparticle emissions on Minnesota highways. *Atmospheric Environment*, 38(1), 9-19
- [79] Kittelson, D., Johnson, J., Watts, W., Wei, Q., Drayton, M., Paulsen, D., & Bukowiecki, N. (2000). Diesel aerosol sampling in the atmosphere. *SAE transactions*, 2247-2254
- [80] Kittelson, D., Watts, W., & Johnson, J. (2002). Diesel aerosol sampling methodology—CRC E-43. Final report, Coordinating Research Council
- [81] Ko, Y. W., & Cho, C. H. (2006). Characterization of large fleets of vehicle exhaust emissions in middle Taiwan by remote sensing. *Science of the total environment*, 354(1), 75-82
- [82] Kohler, M., Corsmeier, U., Vogt, U., and Vogel, B. 2006. Estimation of gaseous real world traffic emissions downstream a motorway. *Atmospheric Environment*, 39, 5665–5684

- [83] Kousoulidou, M., Fontaras, G., Ntziachristos, L., Bonnel, P., Samaras, Z., & Dilara, P. (2013). Use of portable emissions measurement system (PEMS) for the development and validation of passenger car emission factors. *Atmospheric Environment*, 64, 329-338
- [84] Kristensson, A., Johansson, C., Westerholm, R., Swietlicki, E., Gidhagen, L., Wideqvist, U., & Vesely, V. (2004). Real-world traffic emission factors of gases and particles measured in a road tunnel in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment*, 38(5), 657-673
- [85] Kurtenbach, R., Becker, K. H., Gomes, J. A. G., Kleffmann, J., Lörzer, J. C., Spittler, M., Wiesen, P., Ackermann, R., Geyer, A., and Platt, U. 2001. Investigations of emissions and heterogeneous formation of HONO in a road traffic tunnel. *Atmospheric Environment*, 35, 3385–3394
- [86] Laschober, C., Limbeck, A., Rendl, J., & Puxbaum, H. (2004). Particulate emissions from on-road vehicles in the Kaisermühlen-tunnel (Vienna, Austria). *Atmospheric Environment*, 38(14), 2187-2195
- [87] Lawson, D. R., Groblicki, P. J., Stedman, D. H., Bishop, G. A., & Guenther, P. L. (1990). Emissions from lit-use motor vehicles in Los Angeles: A pilot study of remote sensing and the inspection and maintenance program. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 40(8), 1096-1105
- [88] Li, H., Andrews, G. E., Zhu, G., Daham, B., Bell, M., Tate, J., & Ropkins, K. (2005). Impact of ambient temperatures on exhaust thermal characteristics during cold start for real world si car urban driving tests (No. 2005-01-3896). SAE Technical Paper
- [89] Lijewski, P. (2013). Studium emisji związków toksycznych spalin z silników o zastosowaniach pozadrogowych. Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej.
- [90] Lonneman, W. A., Seila, R. L., & Meeks, S. A. (1986). Non-methane organic composition in the Lincoln Tunnel. *Environmental science & technology*, 20(8), 790-796
- [91] Ma, C. J., Tohno, S., & Kasahara, M. (2004). A case study of the single and size-resolved particles in roadway tunnel in Seoul, Korea. *Atmospheric Environment*, 38(38), 6673-6677
- [92] Maly, P., Scherer, S., Bishop, G. A., & Ackermann, F. (1998). Remote sensing Messungen zur on-road Bestimmung der Abgase von schweren Motorfahrzeugen. *OGKoscience*, Juni
- [93] Materiały producentów aparatury badawczej
- [94] Maurin, M., & Crauser, J. P. (1990). The kinematic sequences, an "atomistic" approach to automobile travel and the effects of traffic. *Recherche Transports Securite*, (5)
- [95] May, J., Bosteels, D., & Favre, C. (2014). An assessment of emissions from light-duty vehicles using PEMS and chassis dynamometer testing. *SAE International Journal of Engines*, 7(3), 1326-1335
- [96] Mazzoleni, C., Moosmüller, H., Kuhns, H. D., Keislar, R. E., Barber, P. W., Nikolic, D., ... & Watson, J. G. (2004). Correlation between automotive CO, HC, NO, and PM emission factors from on-road remote sensing: implications for inspection and

- maintenance programs. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 9(6), 477-496
- [97] McGaughey, G. R., Desai, N. R., Allen, D. T., Seila, R. L., Lonneman, W. A., Fraser, M. P., ... & Price, J. H. (2004). Analysis of motor vehicle emissions in a Houston tunnel during the Texas Air Quality Study 2000. *Atmospheric Environment*, 38(20), 3363-3372
- [98] McLaren, R., Gertler, A. W., Wittorff, D. N., Belzer, W., Dann, T., & Singleton, D. L. (1996). Real-world measurements of exhaust and evaporative emissions in the Cassiar tunnel predicted by chemical mass balance modeling. *Environmental science & technology*, 30(10), 3001-3009
- [99] Merkisz, J., & Rymaniak, Ł. (2017). Tests of urban bus specific emissions in terms of currently applicable heavy vehicles operating emission regulations. *Combustion Engines*, 56
- [100] Merkisz, J., Andrzejewski, M., & Pielecha, J. (2010). Metody obliczania współczynnika korekcji wilgotności i ich wpływ na emisję tlenków azotu. *Logistyka*, (2)
- [101] Miguel, A. H., Kirchstetter, T. W., Harley, R. A., & Hering, S. V. (1998). On-road emissions of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons and black carbon from gasoline and diesel vehicles. *Environmental Science & Technology*, 32(4), 450-455
- [102] Mugica, V., Vega, E., Arriaga, J. L., & Ruiz, M. E. (1998). Determination of motor vehicle profiles for non-methane organic compounds in the Mexico City metropolitan area. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 48(11), 1060-1068
- [103] Mugica, V., Vega, E., Cervantes, A., & Ruiz, M. E. (1970). Determination of volatile organic compounds source profiles in Mexico City. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 28
- [104] Na, K., Kim, Y. P., & Moon, K. C. (2002). Seasonal variation of the C<sub>2</sub>–C<sub>9</sub> hydrocarbons concentrations and compositions emitted from motor vehicles in a Seoul tunnel. *Atmospheric Environment*, 36(12), 1969-1978
- [105] Na, K., Kim, Y. P., Moon, I., & Moon, K. C. (2004). Chemical composition of major VOC emission sources in the Seoul atmosphere. *Chemosphere*, 55(4), 585-594
- [106] Nejedlý, Z., Campbell, J. L., Rogak, S. N., Hoff, R. M., & Teesdale, W. J. (1999). Air quality work at Guelph: GAViM and a traffic tunnel study. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 150(1-4), 398-402
- [107] Pielecha, I., Pielecha, J., Kozak, M., & Fuć, P. (2017). Badania emisji zanieczyszczeń silników spalinowych. *Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej*
- [108] Pierson, W. R., Brachaczek, W. W., Hammerle, R. H., McKee, D. E., & Butler, J. W. (1978). Sulfate emissions from vehicles on the road. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 28(2), 123-132
- [109] Pierson, W. R., Gertler, A. W., & Bradow, R. L. (1990). Comparison of the SCAQS tunnel study with other on road vehicle emission data. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 40(11), 1495-1504



- [110] Pierson, W. R., Gertler, A. W., Robinson, N. F., Sagebiel, J. C., Zielinska, B., Bishop, G. A., ... & Ray, W. D. (1996). Real-world automotive emissions—Summary of studies in the Fort McHenry and Tuscarora mountain tunnels. *Atmospheric Environment*, 30(12), 2233-2256
- [111] Pokharel, S.J., Bishop, G.A., and Stedman, D.H. (2000). On-road remote sensing of automobile emissions in the Chicago area: Year 3. CRC Report
- [112] Pokharel, S.J., Bishop, G.A., and Stedman, D.H. (2001). On-road remote sensing of automobile emissions in the Phoenix area: Year 1. CRC Report
- [113] Pokharel, S.J., Bishop, G.A., and Stedman, D.H. (2001). On-road remote sensing of automobile emissions in the Denver area: Year 2. CRC Report
- [114] Pokharel, S.J., Bishop, G.A., and Stedman, D.H. (2001). On-road remote sensing of automobile emissions in the Los Angeles area: Year 2. CRC Report
- [115] Pokharel, S.J., Bishop, G.A., and Stedman, D.H. (2002). On-road remote sensing of automobile emissions in the Denver area: Year 3. CRC Report
- [116] Pokharel, S.J., Bishop, G.A., and Stedman, D.H. (2002). On-road remote sensing of automobile emissions in the Phoenix area: Year 3. CRC Report
- [117] Pokharel, S.J., Bishop, G.A., and Stedman, D.H. (2003). On-road remote sensing of automobile emissions in the Los Angeles area: Year 3 (Riverside). CRC Report
- [118] Popp, P.J., Bishop, G.A., and Stedman, D.H. (1998). On-road remote sensing of automobile emissions in the Chicago area: Year 1. CRC Report
- [119] Popp, P.J., Bishop, G.A., and Stedman, D.H. (1999). On-road remote sensing of automobile emissions in the Chicago area: Year 2. CRC Report
- [120] Popp, P.J., Pokharel, S.J., Bishop, G.A., and Stedman, D.H. (1999). On-road remote sensing of automobile emissions in the Denver area: Year 1. CRC Report
- [121] Pundt, I., Mettendorf, K. U., Laepple, T., Knab, V., Xie, P., Lösch, J., ... & Wagner, T. (2005). Measurements of trace gas distributions using Long-path DOAS-Tomography during the motorway campaign BAB II: experimental setup and results for NO<sub>2</sub>. *Atmospheric Environment*, 39(5), 967-975
- [122] Revitt, D. M., Muncaster, G. M., & Hamilton, R. S. (1999). Trends in hydrocarbon fleet emissions at four UK highway sites. *Science of the total environment*, 235(1-3), 91-99
- [123] Rodes, C., Sheldon, L., Whitaker, D., Clayton, A., Fitzgerald, K., Flanagan, J., ... & Frazier, C. (1998). Measuring concentrations of selected air pollutants inside California vehicles
- [124] Rogak, S. N., Pott, U., Dann, T., & Wang, D. (1998). Gaseous emissions from vehicles in a traffic tunnel in Vancouver, British Columbia. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 48(7), 604-615
- [125] Rosenbohm, E., Vogt, R., Scheer, V., Nielsen, O. J., Dreiseidler, A., Baumbach, G., ... & Jaeschke, W. (2005). Particulate size distributions and mass measured at a motorway during the BAB II campaign. *Atmospheric Environment*, 39(31), 5696-5709

- [126] Ross, M. (1994). Automobile fuel consumption and emissions: Effects of vehicle and driving characteristics. *Annual Review of Energy and the Environment*, 19(1), 75-112
- [127] ROZPORZĄDZENIE DELEGOWANE KOMISJI (UE) 2017/654 z dnia 19 grudnia 2016 r. uzupełniające rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/1628 odnośnie do wymogów technicznych i ogólnych dotyczących wartości granicznych emisji i homologacji typu w odniesieniu do silników spalinowych wewnętrznego spalania przeznaczonych do maszyn mobilnych nieporuszających się po drogach
- [128] ROZPORZĄDZENIE DELEGOWANE KOMISJI (UE) 2017/655 z dnia 19 grudnia 2016 r. uzupełniające rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/1628 odnośnie do monitorowania emisji zanieczyszczeń gazowych z silników spalinowych wewnętrznego spalania w trakcie eksploatacji zamontowanych w maszynach mobilnych nieporuszających się po drogach
- [129] ROZPORZĄDZENIE DELEGOWANE KOMISJI (UE) 2018/987 z dnia 27 kwietnia 2018 r. w sprawie zmiany i sprostowania rozporządzenia delegowanego (UE) 2017/655 uzupełniającego rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/1628 odnośnie do monitorowania emisji zanieczyszczeń gazowych z silników spalinowych wewnętrznego spalania w trakcie eksploatacji zamontowanych w maszynach mobilnych nieporuszających się po drogach
- [130] ROZPORZĄDZENIE DELEGOWANE KOMISJI (UE) 2018/989 z dnia 18 maja 2018 r. w sprawie zmiany i sprostowania rozporządzenia delegowanego Komisji (UE) 2017/654 uzupełniającego rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/1628 odnośnie do wymogów technicznych i ogólnych dotyczących wartości granicznych emisji i homologacji typu w odniesieniu do silników spalinowych wewnętrznego spalania przeznaczonych do maszyn mobilnych nieporuszających się po drogach
- [131] ROZPORZĄDZENIE KOMISJI (UE) 2016/427 z dnia 10 marca 2016 r. zmieniające rozporządzenie (WE) nr 692/2008 w odniesieniu do emisji zanieczyszczeń pochodzących z lekkich pojazdów pasażerskich i użytkowych (Euro 6)
- [132] ROZPORZĄDZENIE KOMISJI (UE) 2016/646 z dnia 20 kwietnia 2016 r. zmieniające rozporządzenie (WE) nr 692/2008 w odniesieniu do emisji zanieczyszczeń pochodzących z lekkich pojazdów pasażerskich i użytkowych (Euro 6)
- [133] ROZPORZĄDZENIE KOMISJI (UE) 2017/1151 z dnia 1 czerwca 2017 r. uzupełniające rozporządzenie (WE) nr 715/2007 Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie homologacji typu pojazdów silnikowych w odniesieniu do emisji zanieczyszczeń pochodzących z lekkich pojazdów pasażerskich i użytkowych (Euro 5 i Euro 6) oraz w sprawie dostępu do informacji dotyczących naprawy i utrzymania pojazdów, zmieniające dyrektywę 2007/46/WE Parlamentu Europejskiego i Rady, rozporządzenie Komisji (WE) nr 692/2008 i rozporządzenie Komisji (UE) nr 1230/2012 oraz uchylające rozporządzenie Komisji (WE) nr 692/2008
- [134] ROZPORZĄDZENIE KOMISJI (UE) 2017/1154 z dnia 7 czerwca 2017 r. zmieniające rozporządzenie Komisji (UE) 2017/1151 uzupełniające rozporządzenie (WE) nr 715/2007 Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie homologacji typu pojazdów

- silnikowych w odniesieniu do emisji zanieczyszczeń pochodzących z lekkich pojazdów pasażerskich i użytkowych (Euro 5 i Euro 6) oraz w sprawie dostępu do informacji dotyczących naprawy i utrzymania pojazdów, zmieniające dyrektywę 2007/46/WE Parlamentu Europejskiego i Rady, rozporządzenie Komisji (WE) nr 692/2008 i rozporządzenie Komisji (UE) nr 1230/2012 oraz uchylające rozporządzenie Komisji (WE) nr 692/2008 oraz dyrektywę 2007/46/WE Parlamentu Europejskiego i Rady w odniesieniu do emisji zanieczyszczeń w rzeczywistych warunkach jazdy pochodzących z lekkich pojazdów pasażerskich i użytkowych (Euro 6)
- [135] ROZPORZĄDZENIE KOMISJI (UE) 2017/1347 z dnia 13 lipca 2017 r. w sprawie sprostowania dyrektywy 2007/46/WE Parlamentu Europejskiego i Rady, rozporządzenia Komisji (UE) nr 582/2011 oraz rozporządzenia Komisji (UE) 2017/1151 uzupełniającego rozporządzenie (WE) nr 715/2007 Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie homologacji typu pojazdów silnikowych w odniesieniu do emisji zanieczyszczeń pochodzących z lekkich pojazdów pasażerskich i użytkowych (Euro 5 i Euro 6) oraz w sprawie dostępu do informacji dotyczących naprawy i utrzymania pojazdów, zmieniającego dyrektywę 2007/46/WE Parlamentu Europejskiego i Rady, rozporządzenie Komisji (WE) nr 692/2008 i rozporządzenie Komisji (UE) nr 1230/2012 oraz uchylającego rozporządzenie (WE) nr 692/2008
- [136] ROZPORZĄDZENIE KOMISJI (UE) 2018/1832 z dnia 5 listopada 2018 r. zmieniające dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady 2007/46/WE, rozporządzenie Komisji (WE) nr 692/2008 i rozporządzenie Komisji (UE) 2017/1151 w celu udoskonalenia badań i procedur homologacji typu w odniesieniu do lekkich pojazdów pasażerskich i użytkowych, w tym badań i procedur dotyczących zgodności eksploatacyjnej i emisji zanieczyszczeń w rzeczywistych warunkach jazdy, a także wprowadzenia urządzeń służących do monitorowania zużycia paliwa i energii elektrycznej
- [137] ROZPORZĄDZENIE KOMISJI (WE) nr 692/2008 z dnia 18 lipca 2008 wykonujące i zmieniające rozporządzenie (WE) nr 715/2007 Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie homologacji typu pojazdów silnikowych w odniesieniu do emisji zanieczyszczeń pochodzących z lekkich pojazdów pasażerskich i użytkowych (Euro 5 i Euro 6) oraz w sprawie dostępu do informacji dotyczących naprawy i utrzymania pojazdów
- [138] ROZPORZĄDZENIE PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY (UE) 2016/1628 z dnia 14 września 2016 r. w sprawie wymogów dotyczących wartości granicznych emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłowych oraz homologacji typu w odniesieniu do silników spalinowych wewnętrznego spalania przeznaczonych do maszyn mobilnych nieporuszających się po drogach, zmieniające rozporządzenia (UE) nr 1024/2012 i (UE) nr 167/2013 oraz zmieniające i uchylające dyrektywę 97/68/WE
- [139] ROZPORZĄDZENIE (WE) NR 715/2007 PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 20 czerwca 2007 r. w sprawie homologacji typu pojazdów silnikowych w odniesieniu do emisji zanieczyszczeń pochodzących z lekkich pojazdów pasażerskich i użytkowych (Euro 5 i Euro 6) oraz w sprawie dostępu do informacji dotyczących naprawy i utrzymania pojazdów
- [140] Rószkiewicz, M. (2002). Statystyka: kurs podstawowy. Efekt-Władysław Skrzypczak.

- [141] Sadler, L., Jenkins, N., Legassick, W., & Sokhi, R. S. (1996). Remote sensing of vehicle emissions on British urban roads. *Science of the total environment*, 189, 155-160
- [142] Sagebiel, J. C., Zielinska, B., Pierson, W. R., & Gertler, A. W. (1996). Real-world emissions and calculated reactivities of organic species from motor vehicles. *Atmospheric Environment*, 30(12), 2287-2296
- [143] Samuel, S., Morrey, D., Fowkes, M., Taylor, D. H. C., Austin, L., Felstead, T., & Latham, S. (2004). The most significant vehicle operating parameter for real-world emission levels. *SAE transactions*, 407-425
- [144] Schmid, H., Pucher, E., Ellinger, R., Biebl, P., & Puxbaum, H. (2001). Decadal reductions of traffic emissions on a transit route in Austria—results of the Tauertunnel experiment 1997. *Atmospheric Environment*, 35(21), 3585-3593
- [145] Schürmann, D., & Staab, J. (1990). On-the-road measurements of automotive emissions. *Science of the total environment*, 93, 147-157
- [146] Seinfeld, J. H. (1989). Urban air pollution: state of the science. *Science*, 243(4892), 745-752
- [147] SEMTECH® DS. Sensors Inc. Emissions Measurement Solutions. On Board In-Use Emissions Analyzer. Erkrath 2010
- [148] Sjödin, Å., & Lenner, M. (1995). On-road measurements of single vehicle pollutant emissions, speed and acceleration for large fleets of vehicles in different traffic environments. *Science of the total environment*, 169(1-3), 157-165
- [149] Sjödin, Å., Andreasson, K., Ekström, M., Wingfors, H., Hammarström, U., Cedersund, H. Å., & Karlsson, R. (2001, September). Observed and modelled emission factors in three urban tunnels. In *Proceedings of 10th International Symposium "Transport and Air Pollution"*
- [150] Sjödin, A., Persson, K., Andreasson, K., Arlander, B., & Galle, B. (1998). On-road emission factors derived from measurements in a traffic tunnel. *International Journal of Vehicle Design*, 20(1-4), 147-158
- [151] Staehelin, J., Keller, C., Staehel, W.A., Schlapfer, K., Steinemann, U., Burgin, T., and Schneider, S. (1997). Modeling emission factors of road traffic from a tunnel study. *Environmetrics*, 8, 219–239
- [152] Staehelin, J., Keller, C., Stahel, W., Schläpfer, K., & Wunderli, S. (1998). Emission factors from road traffic from a tunnel study (Gubrist tunnel, Switzerland). Part III: Results of organic compounds, SO<sub>2</sub> and speciation of organic exhaust emission. *Atmospheric Environment*, 32(6), 999-1009
- [153] Staehelin, J., Schläpfer, K., Bürgin, T., Steinemann, U., Schneider, S., Brunner, D., ... & Keller, C. (1995). Emission factors from road traffic from a tunnel study (Gubrist tunnel, Switzerland). Part I: concept and first results. *Science of the Total Environment*, 169(1-3), 141-147
- [154] Stahel, W., Pritscher, L., & De Haan, P. (2000). Neues EMPA-Standardmessprogramm, Sonderuntersuchung der "Real-World"-Fahrzyklen

- [155] Stedman, D. H., & Bishop, G. A. (1990). An analysis of on-road remote sensing as a tool for automobile emissions control
- [156] Stedman, D. H., Bishop, G. A., Peterson, J. E., & Hosick, T. (1993). Provo Pollution Prevention Program
- [157] Stedman, D.H. (1996). Carbon monoxide amongst other chemicals. 211st American Chemical Society (ACS) National Meeting. New Orleans, Louisiana, USA
- [158] Stemmler, K., Bugmann, S., Buchmann, B., Reimann, S., & Staehelin, J. (2005). Large decrease of VOC emissions of Switzerland's car fleet during the past decade: results from a highway tunnel study. *Atmospheric Environment*, 39(6), 1009-1018
- [159] Stephens, R. D. (1994). Remote sensing data and a potential model of vehicle exhaust emissions. *Air & waste*, 44(11), 1284-1292
- [160] Sturm, P. J., Baltensperger, U., Bacher, M., Lechner, B., Hausberger, S., Heiden, B., ... & Wiesen, P. (2003). Roadside measurements of particulate matter size distribution. *Atmospheric Environment*, 37(37), 5273-5281
- [161] Sturm, P.J., Rodler, J., Lechner, B., and Almbauer, R.A. 2001. Validation of emission factors for road vehicles based on street tunnel measurements. *International Journal of Vehicle Design*, 27, 65–75
- [162] Takada, Y., Miyazaki, T., & Iida, N. (2002). Study on local air pollution caused by NOx from diesel freight vehicle (No. 2002-01-0651). SAE Technical Paper
- [163] Touaty, M., & Bonsang, B. (2000). Hydrocarbon emissions in a highway tunnel in the Paris area. *Atmospheric Environment*, 34(6), 985-996
- [164] TSI: ENGINE EXHAUST PARTICLE SIZER™ SPECTROMETER MODEL 3090. Marseille, 2019
- [165] Valiulis, D., Čeburnis, D., Šakalys, J., & Kvietkus, K. (2002). Estimation of atmospheric trace metal emissions in Vilnius City, Lithuania, using vertical concentration gradient and road tunnel measurement data. *Atmospheric environment*, 36(39-40), 6001-6014
- [166] Vasconcellos, P. C., Zacarias, D., Pires, M. A., Pool, C. S., & Carvalho, L. R. (2003). Measurements of polycyclic aromatic hydrocarbons in airborne particles from the metropolitan area of São Paulo City, Brazil. *Atmospheric Environment*, 37(21), 3009-3018
- [167] Vogt, U., Dreiseidler, A., Baumbach, G., Kurtenbach, R., Petrea, M., Kohler, M., & Corsmeier, U. (2005). Quality assurance of air pollutant measurements during the BAB II field experiment. *Atmospheric Environment*, 39(31), 5642-5664
- [168] Wasilewska, E. (2015). *Statystyka matematyczna w praktyce*. Difin SA
- [169] Watson, H. C. (1995). Effects of a wide range of drive cycles on the emissions from vehicles of three levels of technology. *SAE transactions*, 190-203
- [170] Weijers, E. P., Khlystov, A. Y., Kos, G. P. A., & Erisman, J. W. (2004). Variability of particulate matter concentrations along roads and motorways determined by a moving measurement unit. *Atmospheric Environment*, 38(19), 2993-3002

- [171] Weingartner, E., Keller, C., Stahel, W. A., & Burtscher, H. (1995). Field study of vehicle emission factors in a road tunnel. *Solid State Research at Large Facilities*, 60
- [172] Weingartner, E., Keller, C., Stahel, W. A., Burtscher, H., & Baltensperger, U. (1997). Aerosol emission in a road tunnel. *Atmospheric Environment*, 31(3), 451-462
- [173] Weiss, M., Bonnel, P., Kühlwein, J., Provenza, A., Lambrecht, U., Alessandrini, S., ... & Sculati, M. (2012). Will Euro 6 reduce the NOx emissions of new diesel cars?—Insights from on-road tests with Portable Emissions Measurement Systems (PEMS). *Atmospheric Environment*, 62, 657-665
- [174] Wenzel, T. (2001). Reducing emissions from in-use vehicles: an evaluation of the Phoenix inspection and maintenance program using test results and independent emissions measurements. *Environmental Science & Policy*, 4(6), 359-376
- [175] Wenzel, T. (2003). Use of remote sensing measurements to evaluate vehicle emission monitoring programs: results from Phoenix, Arizona. *Environmental Science & Policy*, 6(2), 153-166
- [176] Wenzel, T. P., Singer, B. C., Slott, R. R., & Stedman, D. H. (2004). Short-term emissions deterioration in the California and Phoenix I/M programs. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 9(2), 107-124
- [177] Williams, M. J., Bishop, G. A., & Stedman, D. H. (2003). On-road remote sensing of automobile emissions in the LaBrea area: year 2
- [178] Woods, M. (1996). Peer Reviewed: Remote Emissions Testing Hits the Road. *Environmental science & technology*, 30(6), 256A-257A
- [179] Zhang, Y., Stedman, D. H., Bishop, G. A., Beaton, S. P., & Guenther, P. L. (1996). On-road evaluation of inspection/maintenance effectiveness. *Environmental Science & Technology*, 30(5), 1445-1450
- [180] Zielinska, B., Sagebiel, J. C., Harshfield, G., Gertler, A. W., & Pierson, W. R. (1996). Volatile organic compounds up to C20 emitted from motor vehicles; measurement methods. *Atmospheric Environment*, 30(12), 2269-2286
- [181] <https://ourworldindata.org> [dostęp 06.2023 rok]
- [182] <https://statystyka.online> [dostęp 04.2023]
- [183] <https://www.europarl.europa.eu> [dostęp 06.2023 rok]
- [184] <https://www.gov.uk> [dostęp 06.2023 rok]
- [185] <https://www.naukowiec.org/> [dostęp 04.2023]
- [186] <https://www.statsoft.pl> [dostęp 04.2023]
- [187] [www.climateanalytics.org](http://www.climateanalytics.org) (dostęp: 07.2019)
- [188] [www.ricardo.com](http://www.ricardo.com) (dostęp: 07.2019)