

STRUKTURA EMISJI METALI CIĘŻKICH Z RUCHU SAMOCHODOWEGO

Streszczenie

W pracy zaprezentowano wyniki prognozy emisji drogowej pięciu toksycznych metali ciężkich. Rozważano rzeczywiste odcinki dróg krajowych, charakteryzujące się odmienną strukturą ruchu samochodowego. Jako podstawowe źródło miedzi uznano zużywanie elementów ciernych układu hamulcowego. Za emisję cynku odpowiedzialny jest przede wszystkim proces zdzierania opon samochodowych. Pomimo stosowania tzw. benzyny bezołowiowej, za emisję ołowiu odpowiedzialne są głównie gazy spalinowe. Źródła emisji chromu i niklu są bardziej zdywersyfikowane, poza gazami spalinowymi, metale są uwalniane do środowiska razem z produktami zużycia elementów ciernych układu hamulcowego i zdzierania nawierzchni drogowej. Wyniki analizy chemicznej próbek pyłu drogowego prowadzą do wniosku, że model prognozowania emisji drogowej metali ciężkich powinien uwzględniać także metale uwalniane w procesach korozji metalowych elementów pojazdów oraz infrastruktury drogowej.

WSTĘP

Transport samochodowy jest jednym z ważnych pyłowych źródeł emisji metali ciężkich do powietrza. Ruch samochodowy jest dominującym źródłem emisji pyłów w gęsto zaludnionych krajach Europy Zachodniej, podczas gdy w Europie wschodniej za zapylenie powietrza w pierwszym rzędzie są odpowiedzialne procesy spalania węgla. W Polsce transport samochodowy emituje 73,2 Gg/rok pyłów, co stanowi 18,6% ich całkowitej emisji (TSP) [1]. Interesująco przedstawia się dystrybucja TSP na poszczególne procesy składające się na emisję drogową. Spalanie paliw silnikowych jest źródłem emisji jedynie 24,8% TSP, największy udział w emisji pyłów ma zużycie nawierzchni drogowej – 49,2%, mniejsze zużycie opon – 24,0%. Zużycie elementów ciernych układu hamulcowego to tylko 2,1% emisji TSP. Inaczej przedstawia się struktura emisji drobniejszej frakcji pyłu zawieszonego – PM_{2.5}. Spalanie paliw silnikowych, zwłaszcza oleju napędowego, jest źródłem emisji aż 92% PM_{2.5}, pozostałe 8% PM_{2.5} to wynik zużywania elementów ciernych układów hamulcowych [1,2]. Emitowane pyły wnoszą do środowiska poza wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi, również znaczne ilości metali ciężkich. W Polsce inwentaryzowana jest emisja do powietrza 8 metali: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb i Zn. W przypadku transportu drogowego krajowa ewaluacja dotyczy jedynie spalania paliw silnikowych: Pb – 18,3 Mg·rok⁻¹, Ni – 5,8 Mg·rok⁻¹, Cu – 3,5 Mg·rok⁻¹ i Cr – 2,1 Mg·rok⁻¹ [1]. W rzeczywistości transport drogowy przyczynia się do większego obciążenia środowiska metalami ciężkimi, inwentaryzacja nie obejmuje bowiem uwalniania metali na skutek zużywania elementów ciernych układu hamulcowego, ścierania bieżnika opon samochodowych, zdzierania nawierzchni drogowej oraz korozji elementów pojazdów i metalowych elementów infrastruktury drogowej. Budai i Clement oceniają, że tylko emisja powodowana zużyciem elementów pojazdów i nawierzchni drogowej jest odpowiedzialna za 57% całkowitej emisji Cu oraz 65% całkowitej emisji Zn pochodzącej z transportu samochodowego [3]. Councell i współl. oszacowali, że w USA tylko na skutek zdzierania opon samochodowych w okresie od 1936 r. do 1999 r. zostało uwolnione ok. 285000 Mg cynku, natomiast w samym 1999 roku aż 10000 Mg cynku [4]. W Europie roczną emisję miedzi tylko z zużycia elementów układu hamulcowego szacuje się na prawie 2400 Mg [5].

Na zanieczyszczenie metalami ciężkimi w największym stopniu jest narażone środowisko dużych aglomeracji miejskich, zwłaszcza

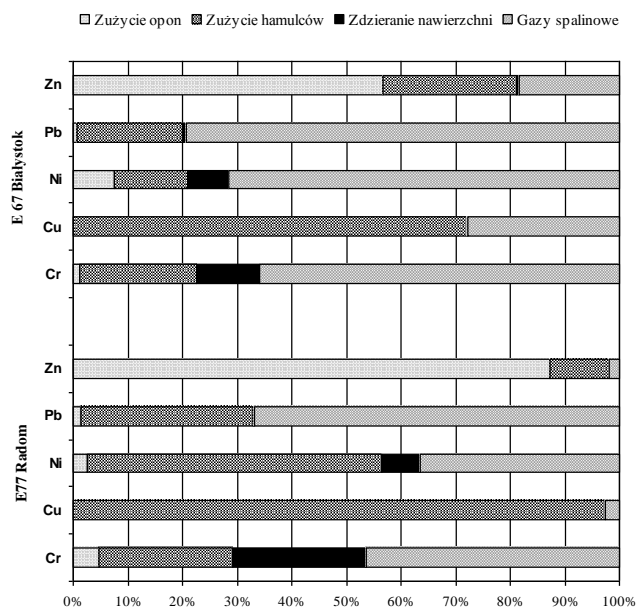
tych, których zwarta zabudowa mocno ogranicza wymianę powietrza oraz tereny przylegające do dróg o bardzo dużym natężeniu ruchu samochodowego. Jako wskaźnik potencjalnego zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi jest używany pył drogowy/uliczny. Próbkę pyłu są zbierane bezpośrednio z powierzchni drogi lub z miejsc do niej przylegających. Ważnym elementem oceny zagrożenia są badania dystrybucji metali, dystrybucji ich form chemicznych oraz źródeł ich emisji [2,6-8].

W tej pracy proponujemy porównanie struktury emisji metali ciężkich opracowanej na podstawie metodologii Danish Emission Inventory – National Environmental Research Institute (DEI) [9] i uzupełnionej o oszacowanie emisji towarzyszącej spalaniu paliw przy użyciu programu obliczeniowego COPERT III [10] z wynikami badań pyłu drogowego zatrzymywanego na pionowych ekranach akustycznych zainstalowanych bezpośrednio przy szlakach komunikacyjnych [2,7].

STRUKTURA EMISJI

Zgodnie z zastosowaną metodologią szacowania natężenia emisji drogowej, na całkowitą emisję określonego metalu składają się cztery procesy towarzyszące ruchowi samochodowemu: ścieranie bieżnika opon, zużywanie elementów ciernych układu hamulcowego, zdzieranie nawierzchni i spalanie paliw. Dla zilustrowania tego zagadnienia wybrano wyniki szacowania emisji metali ciężkich odnoszące się do ruchu samochodowego na odcinku E 67 (Białystok) oraz na odcinku drogi E 77 (Janki k. Warszawy) [2]. Pierwszy charakteryzuje się mniejszym udziałem pojazdów lekkich (samochody osobowe + motocykle = 55,08% + 0,33% = 55,41%), i większym udziałem samochodów ciężarowych (lekkie i ciężkie samochody ciężarowe = 9,65% + 34,81% = 44,46%) w stosunku do ruchu samochodowego na odcinku drogi E 77: pojazdy lekkie – 78,7%, a pojazdy ciężkie – 19,56%.

Już pobieżna ocena struktury emisji Cr, Cu, Ni, Pb i Zn (rys. 1) wskazuje na jej duże zróżnicowanie. Podstawowym źródłem miedzi jest zużywanie elementów ciernych układu hamulcowego. Za emisję cynku odpowiedzialny jest przede wszystkim proces zużywania opon samochodowych. Pomimo stosowania tzw. benzyny bezołowiowej, za emisję ołowiu odpowiedzialne są głównie gazy spalinowe. Źródła emisji chromu i niklu są bardziej zdywersyfikowane. Oba pierwiastki są nie tylko uwalniane do środowiska wraz z gazami spalinowymi, ale także razem z produktami zużycia elementów ciernych układu hamulcowego i zdzierania nawierzchni drogowej.



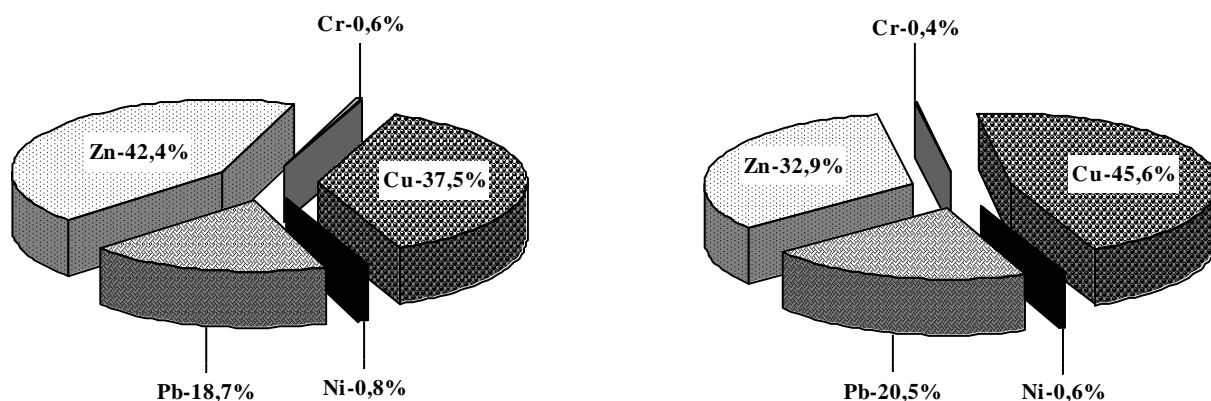
Rys. 1. Porównanie względnych wydajności źródeł emisji metali ciężkich z ruchu samochodowego na drogach o różnej strukturze ruchu drogowego.

Na obraz względnych wydajności emisji poszczególnych metali ma pewien wpływ także struktura ruchu drogowego. W przypadku ruchu drogowego z dużą przewagą samochodów osobowych (E 77) za emisję cynku jedynie w 12,8% są odpowiedzialne procesy inne niż zdzieranie opon samochodowych: zużywanie elementów ciernych układu hamulcowego – 10,9% i gazy spalinowe – 1,9%. Dla porównania, w przypadku ruchu samochodowego z dużą przewagą samochodów ciężarowych (E 67), udział procesu zużywania elementów ciernych układu hamulcowego hamulców stanowi 24,5% emisji Zn, gazy spalinowe – 18,3%, a wkład zdzierania opon jest odpowiednio niższy – 56,7%. Zbliżony charakter ma wpływ struktury ruchu na emisję miedzi. Na drodze z dużą przewagą samochodów osobowych uwalniana miedź pochodzi przede wszystkim z elementów ciernych układu hamulcowego (97,5%). Większy udział samochodów ciężarowych przyczynia się do podniesienia roli emisji miedzi z gazami spalinowymi, z 2,5% na E 77 do 27,7% na E 67. Samochody ciężarowe przyczyniają się również do dominującego znaczenia gazów spalinowych w emisji niklu, 71,6% na drodze E 67, wobec tylko 36,4% na drodze E 77. Emisja niklu podczas ruchu samochodów osobowych, w istotnym procencie pochodzi z zużycia

elementów ciernych układu hamulcowego – 53,9%. Duży udział gazów spalinowych w emisji chromu jest cechą charakterystyczną dla emisji pochodzącej z samochodów ciężarowych, 65,7% na drodze E 67 wobec 46,4% na drodze E 77. W przypadku emisji ołowiu rola struktury ruchu nie jest tak wyraźna. Większy o ok. 10% udział gazów spalinowych w emisji ołowiu na drodze E 67, jest kompensowany poprzez większy udział zużycia hamulców w emisji ołowiu na drodze E 77.

Interesującym zagadnieniem było również zbadanie wpływu struktury ruchu drogowego na strukturę emisji metali ciężkich. Podobnie jak we wcześniejszych rozważaniach wzięto pod uwagę 5 metali śladowych: Cr, Cu, Ni, Pb i Zn. Dla każdego z nich wyznaczono procentowy udział w całkowitym strumieniu ich emisji dla ruchu drogowego o różnym udziale samochodów osobowych i ciężarowych (rys. 2).

Okazało się, że istotnej wyraźnej zmianie ulegają jedynie strumienie emisji miedzi i cynku. Wzrost udziału samochodów ciężarowych w ruchu drogowym przyczynia się do emisji pyłów drogowych o większej względnej zawartości cynku w porównaniu do miedzi (42,4% wobec 37,5% dla E 67), natomiast przewaga samochodów osobowych prowadzi do sytuacji odwrotnej (Cu – 45,6% wobec Zn – 32,9% dla E 77). Uzyskane prognozy próbowaliśmy konfrontować z wynikami badań rzeczywistego pyłu drogowego. Metale oznaczono w próbkach pyłów zebranych z ekranów akustycznych zainstalowanych wzdłuż drogi E 77, na odcinku Jedlińsk - Fałęcice [7]. Jako materiał odniesienia użyto próbkę gleby z gruntu przylegającego do drogi. Wyniki analizy były następujące: pył drogowy: Cr – 148 ± 56 mg/kg, Cu – 152 ± 56 mg/kg, Ni – 27,4 ± 3,6 mg/kg, Pb – 43,5 ± 9,1 mg/kg i Zn – 3092 ± 176 mg/kg; gleba: Cr – 9,04 ± 0,41 mg/kg, Cu – 4,17 ± 0,34 mg/kg, Ni – 5,86 ± 0,38 mg/kg, Pb – 7,13 ± 0,19 mg/kg i Zn – 20,94 ± 0,82 mg/kg [7]. Już pobieżna analiza tych danych skłania do wniosku, że na zawartość badanych metali ciężkich w pyłe drogowym muszą mieć wpływ także inne procesy niż brane pod uwagę przy obliczaniu emisji drogowej. Jako źródło bardzo wysokiego poziomu cynku w pyłe drogowym można wskazać ocynkowane elementy infrastruktury drogowej, natomiast podwyższony poziom chromu jest prawdopodobnie spowodowany obecnością produktów korozji nadwozi samochodowych. Niewątpliwie składnikiem pyłu drogowego są również pyły glebowe z terenów przylegających do drogi. Jednakże w tym przypadku niska zawartość metali w glebie, jest mocnym dowodem na antropogeniczne pochodzenie tych metali w pyłe drogowym.



Rys. 2. Porównanie prognozowanej struktury emisji Cr, Cu, Ni, Pb i Zn na drogach: E 67 i E 77.

PODSUMOWANIE

Obecnie nie ma jeszcze modeli obliczeniowych obejmujących emisję związaną z procesami korozji, zarówno metalowych elementów pojazdów jak i infrastruktury drogowej, lecz wyniki tej pracy jednoznacznie wskazują na konieczność uwzględnienia także tych procesów w szacowaniu emisji metali ciężkich z ruchu drogowego.

Podziękowania

Pracę wykonano w ramach grantu Nr 2011/01/B/ST10/06757, finansowanego ze środków Narodowego Centrum Nauki, oraz w ramach statutowej pracy badawczej Nr 3110/35/P realizowanej na Uniwersytecie Technologiczno-Humanistycznym w Radomiu.

BIBLIOGRAFIA

1. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBIZE) 2011. Krajowa inwentaryzacja emisji SO₂, NO_x, CO, NH₃, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2008-2009 w układzie klasyfikacji SNAP i NFR. Warszawa 2011. Raport dostępny na: http://www.kobize.pl/materialy/Inwentaryzacje_krajowe/Raport_LRTAP_2009.pdf
2. Świetlik R., Strzelecka M., *Ocena natężenia emisji metali ciężkich z ruchu samochodowego na głównych drogach krajowych*. Ekologia i Technika 2015, 23(1), 31-37.
3. Budai P., Clement A., *Refinement of national-scale heavy metal load estimations in road runoff based on field measurements*. Transport Res D-TR E 2011, 16, 244-252.
4. Councell T.B., Duckenfield K.U., Callender E., *Tire-wear particles as a source of zinc to the environment*. Environmental Science & Technology 2004, 38, 4206-4214.
5. Hulskotte J.H.J., Schaap M., Visschedijk A.J.H., *Brake wear from vehicle as an important source of diffuse copper pollution*. Water Science and Technology 2006, 56, 223-231.
6. Świetlik R., Trojanowska M., Strzelecka M., *Fractionation and mobility of Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in the road dust retained on noise barriers along expressway – A potential tool for determining the effects of driving conditions on speciation of emitted particulate metals*. Environmental Pollution 2015, 196, 404-413.
7. Świetlik R., Strzelecka M., Trojanowska M., *Evaluation of traffic-related heavy metals emissions by noise barrier road dust analysis*. Polish Journal of Environmental Studies 2013, 22, 561-567.
8. Świetlik R., Trojanowska M., *Transport samochodowy jako źródło emisji metali ciężkich do środowiska*. Logistyka 2014, 6, 10172-10178.
9. Winther M., Slentø E., *Heavy metal emissions for Danish road transport. Technical Report no. 780*. National Environmental Research Institute 2010. Aarhus University. Dostępny na: www.neri.dk
10. Emisia S.A., COPERT III - Computer programme to calculate emissions from road transport. Dostępny na: <http://www.emisia.com/versions/copert3.html>

STRUCTURE OF HEAVY METALS EMISSION FROM ROAD TRAFFIC

Abstract

The paper presents the results of prediction of road emission of five toxic heavy metals. Sections of real national roads with various road traffic structures were considered. Wear of friction elements of the braking system was found to be the main source of copper. The emission of zinc results primarily from wearing of vehicle tyres. Exhaust gases are mainly responsible for the emission of lead despite using the so-called unleaded petrol. Emission sources of chromium and nickel are more diversified. The two metals are released into the environment not only with exhaust fumes but also with wear products of friction elements of the braking system and with road surface wear products.

Chemical analysis results for road dust samples lead to a conclusion that a prediction model of road emission of heavy metals should take into account also metals released in the process of corrosion of metal parts of vehicles and road infrastructure.

Autorzy:

dr hab. **Ryszard Świetlik** prof. UTH – Uniwersytet Technologiczno-Humanistyczny im. Kazimierza Pułaskiego w Radomiu, WMTiW, Katedra Ochrony Środowiska; 26-600 Radom, ul. Chrobrego 27. Tel: +48 48 361-75-17, ryszardswietlik@uthrad.pl

dr inż. **Marzena Trojanowska** – Uniwersytet Technologiczno-Humanistyczny im. Kazimierza Pułaskiego w Radomiu, WMTiW, Katedra Ochrony Środowiska; 26-600 Radom, ul. Chrobrego 27. Tel: +48 48 361-75-15, m.trojanowska@uthrad.pl