



## Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils in the vicinity of traffic routes

Barbara KOZIELSKA<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, Katedra Ochrony Powietrza, ul. Konarskiego 22B., 44-100 Gliwice, Polska, tel. + 48 32 2371530, e-mail: [barbara.kozielska@polsl.pl](mailto:barbara.kozielska@polsl.pl)

### Abstract

The paper presents results of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) measurements in soil samples collected in Gliwice. Points of measurement were located along the roads of varying traffic. PAHs were determined with use of gas chromatography. The average content of the 16 PAHs sum in a distance of 1 m from the edge of the road, ranged from 1.2 to 6.3 mg/kg (dry weight). The highest accumulation of PAHs were noted at a depth of 15 cm, with increasing distance from the street, concentrations become higher. The fluoranthene and chrysene were found generally as dominant compounds in the soil but in the areas of heavy traffic (over 30 thousand cars/day) four-rings PAHs have been identified as dominant (67-78% of 16 PAHs).

**Keywords:** vehicular emissions, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, soils pollutants

### Streszczenie

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w glebach w pobliżu ciągów komunikacyjnych

W pracy zaprezentowano wyniki pomiarów zawartości wielopierścieniowych węglodorów aromatycznych (WWA) w próbkach gleby zebranych na terenie Gliwic. Punkty pomiarowe usytuowane były przy drogach o różnym natężeniu ruchu samochodowego. WWA oznaczano techniką chromatografii gazowej. Średnia zawartość sumy 16 WWA w odległości 1 m od krawędzi jezdni mieściła się w przedziale od 1,2 do 6,3 mg/kg suchej masy. Wyższe stężenia odnotowano w punktach bardziej oddalonych od ulicy, natomiast na głębokości 15 cm miała miejsce najwyższa kumulacja WWA. Dominującymi indywidualnymi w glebie były chryzen i fluoranten. W punktach o dużym natężeniu ruchu (ponad 30 tys. samochodów/dobę) największą zawartość w sumie WWA stanowiły czteropierścieniowe węglowodory (67-78%).

**Słowa kluczowe:** komunikacja, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, zanieczyszczenia gleby.

## 1. Wprowadzenie

W ostatnich latach w Polsce daje się zauważyć znaczący wzrost ilości szkodliwych zanieczyszczeń emitowanych z tras komunikacyjnych wynikający ze stale rosnącej liczby pojazdów i dużej roli transportu drogowego w naszym kraju. Emitowane związki oddziałują bezpośrednio na ludzi, zwłaszcza na mieszkańców dużych miast oraz mieszkańców z terenów położonych w bezpośredniej bliskości z infrastrukturą drogową, a także na uczestników ruchu. Do najbardziej toksycznych substancji zawartych w spalinach zalicza się trwałe zanieczyszczenia organiczne, a w szczególności wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Wykazano, że aż 48 związków z tej grupy może wykazywać działanie rakotwórcze na ludzi i różne gatunki zwierząt [1,2]. Zagrożenie dla człowieka znane jest od dawna i wynika przede wszystkim z mutacji i kancerogennych właściwości nie samych WWA, ale powstających w organizmie metabolitów epoksydowych, diolowych, fenolowych i chinonowych [3-5], a ich silny niekorzystny efekt biologiczny udokumentowany został w licznych badaniach [6-9]. Pochodzą głównie ze spalania paliw, substancji organicznych i występują we

wszystkich elementach środowiska. Ostatecznie większość WWA kumuluje się w glebie (ok. 89,9%), 0,3% zawarta jest w wodach powierzchniowych, 9,3% gromadzi się w osadach dennych a 0,5% pozostaje w powietrzu atmosferycznym [10]. WWA dostają się do gleby w wyniku suchej i mokrej depozycji z powietrza [11], z powodu małej rozpuszczalności wytrącają się z zanieczyszczonych wód i ścieków. Za podstawowe źródła emisji WWA z motoryzacji uważa się: emisję ze spalania paliw silnikowych, emisję z procesów produkcji, stosowania i eksploatacji asfaltów [12-14], emisję ze ścierania opon i tarcz hamulcowych oraz wycieków płynów eksploatacyjnych z pojazdów. Osobne, aczkolwiek poważne źródło emisji WWA stanowią wypadki komunikacyjne.

Obecność WWA w glebie jest również wynikiem przemian zachodzących w trakcie kompostowania materiału roślinnego i zwierzęcego. W środowisku glebowym mogą ulegać różnorodnym procesom tj.: sorpcji, ulatnianiu, wymywaniu, fotolizie, biodegradacji czy też pobieraniu przez rośliny, a ich szybkość i zakres zależą od czynników środowiskowych i mikrobiologicznych [15].

Tabela 1.1. Zawartość sumy 16 priorytetowych WWA w glebie w Polsce i na świecie,  $\mu\text{g}/\text{kg}$

Lokalizacja punktów pomiarowych	Charakterystyka punktów pomiarowych		$\Sigma 16\text{WWA}$	Literatura
Gliwice, Polska	Przydroże		1191-9946	
Terytorium Polski	Gleby orne		616 (80-7264)	[16]
	Grunty rolnicze		570 (125-758)	[17]
Zabrze, Polska	Obszar miejski		9750	[18]
Złoty Potok, Polska	Obszar pozamiejski		2420	
Radlin, Polska	Teren przy koksowni		64540	
Gliwice, Polska	Autostrada		14370	
Rejon Krakowa, Polska	Gleby leśne	las iglasty	121,5 <sup>*)</sup>	
		las liściasty	62,3	
Kocaeli, Turcja	Obszar uprzemysłowiony		1070 (61-6726)	[20]
Rejon Neapolu, Włochy	Obszar zróżnicowany		1392 (9-21328)	[21]
Harbin, Chiny	Obszar miejski		508 (17-3260)	[22]
Delhi, Indie	Ruch drogowy		4694 (1062-9652)	[23]
	Obszar wiejski		886	
Shanghai, Chiny	Obszar miejski		1970 (77-8325)	[24]
Delaware, USA	Tereny rekreacyjne	Strefa wiejska	91-497 <sup>*)</sup>	[25]
		Strefa podmiejska	70-448	
		Strefa miejska	362-16462	
Guwahati, Indie	Obszar miejski	Okres monsunowy	6878 (800-19492)	[26]
		Okres pomonunowy	21290 (1271-51300)	
		Okres przedmonsunowy	10904 (1640-29492)	
Tijuana, Meksyk	Pas drogowy		308 (54-1863)	[27]
Moskwa, Rosja	Odległość od autostrady	1 m	1140 <sup>*)</sup>	[28]
		6 m	668	
		10 m	1163	
		18 m	1016	
		50 m	1820	
Pekin, Chiny	Przydroże		1590-14574	[29]

<sup>\*)</sup> Suma 12 WWA

W zależności od typu gleby i jej zanieczyszczenia, WWA mogą znajdować się na powierzchni cząstek w postaci monomolekularnej warstwy lub wewnątrz grudek gliny. Mogą również być obecne w cząstkach sadzy lub smoły zanieczyszczającej glebę. Występują w glebie, zazwyczaj w zakresie stężeń od 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  do 10  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . W glebach pozostających pod wpływem działalności człowieka to zakres 1 – 10  $\text{mg}/\text{kg}$ , a na terenach przemysłowych lub poprzemysłowych zawartość WWA może dochodzić do setek  $\text{mg}/\text{kg}$ . W tabeli 1.1 podano zawartości sumy 16 WWA w różnego rodzaju glebach w Polsce i na świecie. Gleba z terenów rolniczych na terytorium Polski zawiera od 125 do 758  $\mu\text{g}/\text{kg}$  WWA. Najbardziej zanieczyszczone są tereny województwa opolskiego i śląskiego, zawierają ponad 750  $\mu\text{g}$  WWA w  $\text{kg}$  gleby [17]. Znacznie mniejsze wartości odnotowano w glebie

pobranej na terenie leśnym, w zależności od rodzaju drzewostanu, są to wartości z przedziału 62-121  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Badania prowadzone przez Fabiańską i in., pokazują, że na terenie pozamiejskim (Złoty Potok) w 1 kg gleby jest ok. 2,4 mg sumy WWA, a na terenie miejskim (Zabrze) jest już to wartość ok. 9,7 mg. Większe wartości odnotowano na obszarze miejskim w Guwahati (Indie) – od 6,9 do 21,3  $\text{mg}/\text{kg}$  gleby.

Podwyższone stężenia pyłu zawieszonego i WWA w powietrzu atmosferycznym Śląska szczególnie w pobliżu ciągów komunikacyjnych [30-32] oraz fakt kumulowania największych ilości związków WWA w glebie [10], stanowiły podstawę do realizacji badań. Głównym ich celem było wyznaczenie zawartości WWA w glebie w pobliżu tras komunikacyjnych przy zwiększonym natężeniu ruchu w Gliwicach.

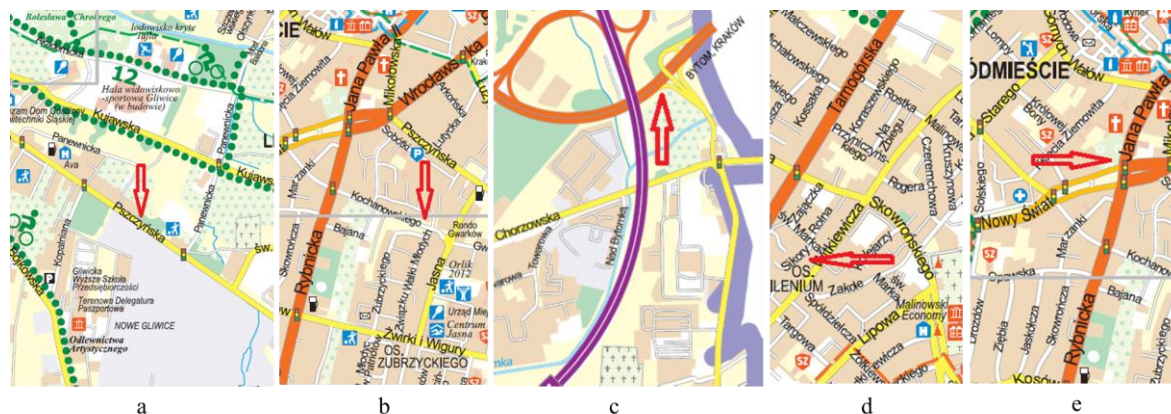
## 2. Metodyka badań

Przeprowadzone badania dotyczą ciągów komunikacyjnych na terenie Gliwic zarówno o zmiennym jak i ustabilizowanym ruchu pojazdów.

### 2.1. Lokalizacja punktów pomiarowych

Próbki gleby pobierano w okresie sierpień-wrzesień w pięciu punktach na terenie m. Gliwice (Rys. 2.1):

- ulica Pszczyńska – próbkę pobrano w najbliższym sąsiedztwie drogi w odległości 1 m od krawędzi ulicy. Kolejne próbki pobrano w odległościach 2, 5 i 10 metrów od krawędzi ulicy. W odległości ok. 20 m po stronie pobierania próbek znajdowała się opalana węglem kamienica o wysokości 10 m. Z drugiej strony ulicy zalesiony teren na lekkim wzniesieniu;
- ulica J. Kochanowskiego – próbki pobierane w odległości 1, 2, 5, 10 metrów po stronie bez chodnika. W odległości 15 m od drogi po stronie poboru próbek zlokalizowane były budynki garażowe o wysokości nieprzekraczającej 3,5 m. W odległości ok. 50 m po obu stronach ulicy usytuowane są bloki o wysokości ok. 35 m;
- trasa 88 – próbki pobierane w odległości 1, 2, 5, 10 metrów od krawędzi ulicy. Po obydwu stronach ulicy teren płaski, niezalesiony, przeznaczony pod działalność rolniczą;
- ulica I. Sikory (droga osiedlowa) – pierwsza próbka pobrana z pasa zieleni oddzielającego chodnik od drogi, następne próbki pobrano z trawnika za chodnikiem w odległości 2, 5 i 10 metrów od krawędzi ulicy. W pobliżu miejsca poboru zabudowę stanowiły bloki o wysokości 35 m;
- skrzyżowanie ulic Rybnickiej, Nowy Świat i Jana Pawła II - próbki pobrano w najbliższym sąsiedztwie drogi w odległości 1 m od krawędzi ulicy.



Rys. 2.1. Miejsca poboru próbek gleby w Gliwicach a) ul. Pszczyńska, b) ul. Kochanowskiego, c) trasa 88, d) ul. Sikory, e) skrzyżowanie ulic Rybnicka - Nowy Świat - Jana Pawła II [33]

## 2.2. Pomiary natężenia ruchu drogowego

Określenie dobowego natężenia ruchu (ul. Pszczyńska, ul. J. Kochanowskiego, trasa 88) polegało na zliczaniu samochodów poruszających się w obu kierunkach ruchu po wszystkich pasach jezdnych. Procedurę dobowego zliczania pojazdów przeprowadzono trzykrotnie na każdej z ulic, a następnie uśredniono wyniki. Natężenie ruchu przy ul. I. Sikory i skrzyżowaniu ulic Rybnickiej, Nowy Świat i Jana Pawła II określono tylko w godzinach tzw. szczytu komunikacyjnego od 14.30-17.30. Na skrzyżowaniu zliczano wszystkie pojazdy wjeżdżające ze wszystkich kierunków.

## 2.3. Pobór próbek i ich analiza

Schemat, według którego pobrano próbki gleb wybrano w oparciu o wytyczne norm: PN-R-04031:1997 [34], PN-R-04032: 1998 [35], ISO 10381-1:2002, ISO 10381-2:2002 [36], opisujących ogólne zasady pobierania próbek glebowych. Na każdą próbkę ogólną składało się 14 próbek pierwotnych, pobieranych na określonej głębokości w obszarze 1 m<sup>2</sup>.

Próbki pobierano na czterech głębokościach (5, 10, 15 i 20 cm – ul. Pszczyńska) i w czterech odległościach od ulicy (1, 2, 5 i 10 m) mierząc prostopadłe od krawędzi jezdni do punktu przecięcia się przekątnych kwadratu o polu 1 m<sup>2</sup>. Łączna masa każdej próbki ogólnej wynosiła około pół kilograma. Próbki glebowe pobierano przy pomocy specjalnej laski glebowej.

Pobrane próbki gleby, zostały wstępnie rozdrobnione i suszone w temperaturze pokojowej. Po wysuszeniu, próbki poddano mechanicznemu rozdrobnieniu w młynie odśrodkowym (S1000 – Retach Niemcy), a następnie je przesiano przez sita o średnicy oczek 0,2 mm, odważono próbki analityczne o masie 10 g i zadano je dichlorometanem. Ekstrakcja próbek była wspomaganą ultradźwiękami, a uzyskane ekstrakty odparowano do sucha, rozpuszczono w n-heksanie i oczyszczano na żelu krzemionkowym. Frakcję WWA eluowano za pomocą dichlorometanu. Odebrany eluat zagęszczono do 0,5 cm<sup>3</sup> i poddano analizie chromatograficznej.

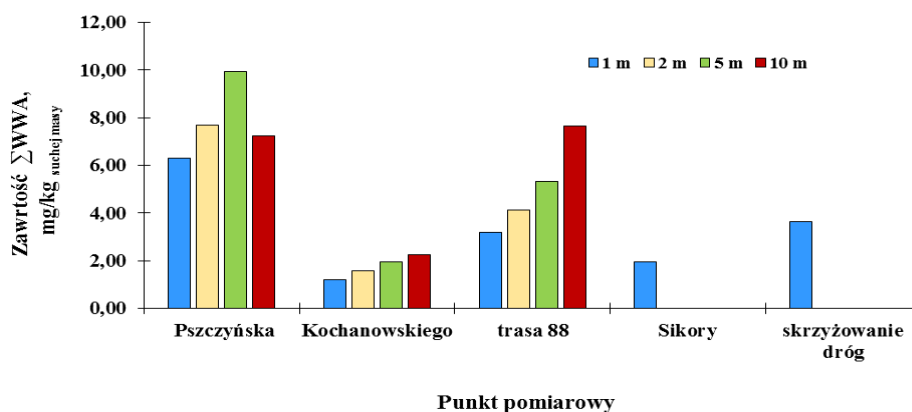
Analizę ekstraktów gleby na zawartość WWA wykonano przy użyciu chromatografu gazowego firmy Hewlett-Packard model 5890 z detektorem płomieniowo-jonizacyjnym (FID). Chromatograficzny rozdział składników próbki przeprowadzono na kolumnie kapilarnej HP Ultra-2 o wymiarach 25 m × 0,32 mm × 0,52 μm film. Gazem nośnym był hel o natężeniu przepływu 1,0 cm<sup>3</sup>/min. Detektor FID zasilano wodorem i powietrzem. Próbki wprowadzano do dozownika typu split/splitless. Warunki analizy chromatograficznej były typowe dla rozdziału WWA.

W próbkach gleby oznaczono 16 WWA: dwu- i trójpierścieniowe tj. naftalen (Na), acenaftylen (Acy), acenaften (Ace), fluoren (Flu), fenantren (Fen), antracen (An); czteropierścieniowe – fluoranten (Fl), piren (Pir), benzo[a]antracen (BaA), chryzen (Ch) oraz pięcio- i sześciopierścieniowe – benzo[b]fluoranten (BbF), benzo[k]fluoranten (BkF), benzo[a]piren (BaP), indeno[1,2,3-cd]piren (IP), dibenzo[ah]antracen (DBA), benzo[ghi]perylene (BghiP).

## 3. Wyniki pomiarów i ich omówienie

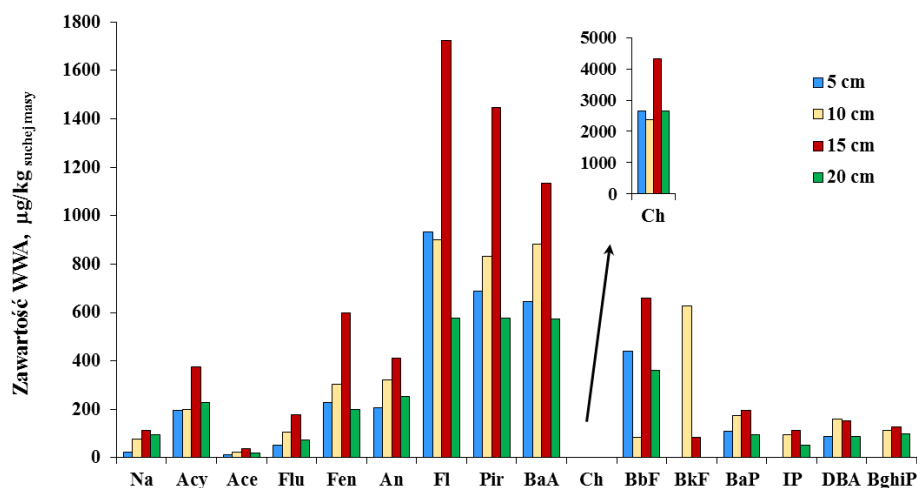
Wyniki pomiarów zawartości sumy 16 priorytetowych WWA w punktach pomiarowych na terenie Gliwic przedstawiono na rys. 3.1. Najwyższą średnią zawartością sumy WWA charakteryzuje się punkt zlokalizowany przy ulicy Pszczyńskiej od 6,29 mg/kg do 9,95 mg/kg. Analizując rozkład zawartości sumy WWA w zależności od odległości od krawędzi ulicy (ul. Pszczyńska), stwierdzono, że maksymalna zawartość – 9,95 mg/kg suchej masy występuje w odległości ok. 5 m. Zawartości omawianych związków w odległości bliższej (odległość 1 i 2 m) jak i dalszej (odległość 10 m) od krawędzi ulicy przyjmują niższe wartości ok. 6,6-7,7 mg/kg suchej masy. W przypadku pozostałych ulic sytuacja wygląda podobnie, a mianowicie, daje się zaobserwować wzrost zawartości WWA w miarę wzrostu odległości od ulicy. Przy ulicy Kochanowskiego i trasie 88 nie zmierzono co prawda maksymalnej zawartości tak jak w przypadku ulicy Pszczyńskiej, ale gdyby badania prowadzono w odległościach większych niż 10 m, w kierunku prostopadłym do osi ulicy, na pewno takie maksima w niedalekiej odległości udałoby się zaobserwować. Występowanie narastających zawartości WWA w większych odległościach od ulicy może wynikać z kilku czynników. Do głównych przyczyn wpływających na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń ze źródła liniowego, jakim jest w tym przypadku ulica, należą: różnica temperatur pomiędzy emitowanymi spalinami a powietrzem atmosferycznym, naturalne ruchy powietrza (prędkość i kierunek wiatru), konwekcyjne ruchy powietrza w górę wynikające z różnicy temperatur przy asfalcie

i w wyższych partiach, ruchy powietrza wywołane pędem pojazdów oraz typ zabudowy czy też osłonięcia źródeł emisji. Zmienny i mało dynamiczny charakter ruchu pojazdów przy ulicy Pszczyńskiej oraz obustronna zabudowa są czynnikami ograniczającymi możliwości przenoszenia zanieczyszczeń na większe odległości. Stąd maksymalne zawartości sumy WWA występują najbliżej tej ulicy. Brak tego rodzaju czynników w przypadku ulicy Kochanowskiego i trasy 88 skutkuje występowaniem najwyższych ilości sumy WWA w odległościach  $\geq 10$  m. Badania prowadzone w Moskwie, przy autostradzie, nie potwierdzają prawidłowości, że wraz z odległością wzrasta zawartość WWA w glebie, nie mniej jednak najwyższą zawartość WWA zaobserwowano w odległości 50 m – 1,82 mg/kg (tabela 1.1).



Rys. 3.1. Średnia zawartość sumy 16 WWA w punktach pomiarowych w zależności od krawędzi ulicy, mg/kg suchej masy

Przy ul. Pszczyńskiej pobrano próbki na czterech różnych głębokościach. Średnia zawartość sumy WWA dla głębokości 5 cm, 10 cm, 15 cm i 20 cm wynosiły odpowiednio: 6,3 mg/kg; 7,3 mg/kg; 11,8 mg/kg oraz 6,0 mg/kg. Widać, że najwięcej WWA gromadzi się na głębokości 15 cm. W przypadku poszczególnych związków z grupy WWA obserwujemy podobną prawidłowość (rys. 3.2). Należy zwrócić uwagę, że na głębokości 5 cm nie wykryto BkF, IP, BghiP. Natomiast BkF w największej ilości – 627  $\mu\text{g}/\text{kg}$  występuje na głębokości 10 cm, a na 15 cm jest go już tylko 84  $\mu\text{g}/\text{kg}$ .

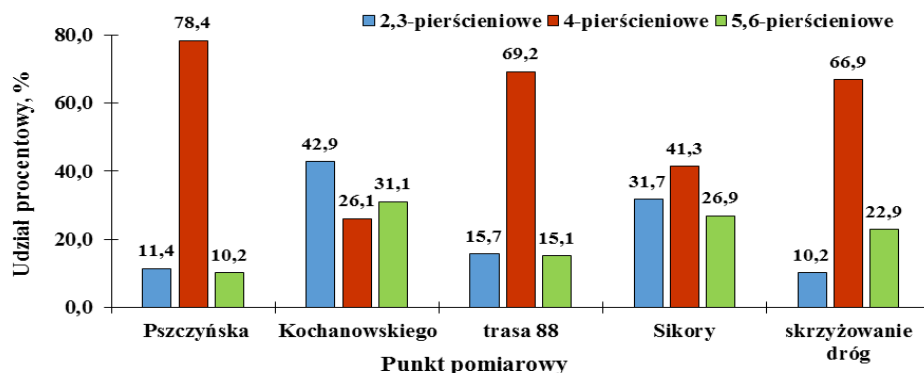


Rys. 3.2. Średnia zawartość poszczególnych związków z grupy WWA w zależności głębokości,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  suchej masy

We wszystkich próbkach dominującymi związkami był chryzen (ok. 29-33%) i fluoranten (ok. 11-16%) – markery związane ze spalaniem paliw w silnikach samochodowych [37]. Również wartości wskaźników diagnostycznych – tj. stosunek stężeń wybranych indywiduów z grupy WWA mające podobne masy cząsteczkowe i właściwości fizykochemiczne zachowujące się podobnie w środowisku [38] – [Fl]/[Fl+Pir] oraz [An]/[An+Fen] wynoszące odpowiednio:  $0,6 \div 0,7$  oraz  $0,42$  ( $0,39 \div 0,47$ ) potwierdzają, że transport jest głównym źródłem emisji WWA w badanych glebach [39,40].

Porównanie wyników zawartości sumy WWA uzyskanych w próbkach pobranych w bezpośrednim sąsiedztwie ulicy Pszczyńskiej, Kochanowskiego i trasy 88 pozwala stwierdzić, że wartości stężeń nie są uzależnione wyłącznie, od natężenia ruchu pojazdów, aczkolwiek ma ono duży wpływ. Mimo występowania największego natężenia ruchu pojazdów na trasie 88 (ok. 35 tys. samochodów/dobę) największe zawartość sumy WWA osiągnięto w pobliżu ulicy Pszczyńskiej (ok. 30 tys. samochodów/dobę). Można zatem wnioskować, że na zawartość związków WWA w wierzchnich warstwach gleb w pobliżu ciągów komunikacyjnych może wpływać równocześnie kilka czynników takich jak: natężenie ruchu pojazdów, płynność ruchu i otaczająca infrastruktura. Należy podkreślić, że trasa komunikacyjna 88 charakteryzuje się dużą przepustowością natomiast samochody poruszające się po ul. Pszczyńskiej często naprzemiennie hamują i ruszają, co powoduje zwiększoną emisję zanieczyszczeń pyłowych i gazowych zarówno ze spalania paliw jak i ścierania opon, asfaltu, klocków hamulcowych itp. Porównując z kolei sumę zawartości 16 badanych WWA występujących w glebach przy ulicy Pszczyńskiej i Kochanowskiego (ok. 7,7 tys. samochodów/dobę) można zauważyć jak duży wpływ na zawartość tych związków ma natężenie ruchu i otoczenie źródła emisji. Mimo niewielkiej odległości, w jakiej ulice te są zlokalizowane względem siebie, przy ulicy Pszczyńskiej odnotowano około sześciokrotnie większe zawartości sumy WWA w glebach. Duża liczba czynników wpływających na wartości odnotowanych zawartości nie pozwala w bezpośredni sposób przenieść uzyskanych wyników na pozostałe ulice Gliwic. Można jedynie przypuszczać, że na ulicach o podobnym natężeniu ruchu i podobnej zabudowie będą występować zbliżone wartości stężeń. Jediną metodą dla określenia wpływu pozostałych tras komunikacyjnych na terenie Gliwic na zawartość WWA w glebie w ich pobliżu jest przeprowadzenie podobnych badań.

Wyniki zawartości 16 WWA w glebach w Gliwicach są porównywalne do tych jakie otrzymano w Delhi (Indie) czy Pekinie (Chiny) w punktach o podobnym charakterze pomiarowym (ruchu drogowy, przydroże) i niższe niż w Gliwicach przy autostradzie – tabela 1.1.



Rys. 3.3. Profile WWA w próbkach gleby w zależności od liczby pierścieni

Biorąc pod uwagę ilość pierścieni w cząsteczce poszczególnych WWA, widać wyraźnie, że w punktach pomiarowych (ul. Pszczyńska, trasa 88 oraz skrzyżowanie ulic Rybnickiej, Nowy Świat i Jana Pawła II), gdzie głównym źródłem emisji są spaliny samochodowe profile są podobne. Największy udział stanowią czteropierścieniowe WWA tj. 67-78%, natomiast udział dwu- i trójpierścieniowych oraz pięcio- i więcej-pierścieniowych są porównywalne (rys. 3.3). Dla punktów przy ul. Kochanowskiego i ul. Sikory nie zaobserwowano charakterystycznych profili WWA.

Tabela 3.1. Zawartość 10 wybranych WWA w próbkach gleby, mg/kg suchej masy

Lp.	Nazwa związku	Punkt pomiarowy				
		Pszczyńska	Kochanowskiego	trasa 88	Sikory	skrzyżowanie dróg
1.	Naftalen	0,02	0,05	0,05	0,08	0,03
2.	Antracen	0,21	0,12	0,14	0,11	0,10
3.	Benzo[a]antracen	0,64	0,06	0,18	0,08	0,36
4.	Chryzen	2,67	0,12	1,51	0,16	1,27
5.	Benzo[b]fluoranten	0,44	0,02	0,03	0,02	0,39
6.	Benzo[k]fluoranten	-	0,17	0,26	0,08	0,07
7.	Benzo[a]piren	0,11	0,07	0,09	0,07	0,17
8.	Indeno[1,2,3-cd]piren	-	-	-	0,04	0,06
9.	Dibenzo[ah]antracen	0,09	0,11	0,10	0,11	0,06
10.	Benzo[ghi]perylene	-	-	-	0,03	0,07

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi [41] w glebie powinno oznaczać się tylko 10 spośród wszystkich związków z grupy WWA (tj. naftalen, antracen, benzo[a]antracen, chryzen, benzo[b]fluoranten, benzo[k]fluoranten, benzo[a]piren, indeno[1,2,3-cd]piren, dibenzo[ah]antracen, benzo[ghi]perylene). W tabeli 3.1 przedstawiono wyniki pomiarów zawartości tych związków zawartych w glebie w odległości 1 m od krawędzi jezdni. Żaden ze związków powodujących ryzyko nie przekracza wartości dopuszczalnej 20 mg/kg. Zatem badana gleba odpowiada wymogom stawianym IV grupie gruntów, do której zaliczane są tereny obiektów produkcyjnych, składów i magazynów, obszary i tereny górnicze, tereny dróg publicznych, tereny dróg wewnętrznych oraz tereny infrastruktury technicznej.

#### 4. Podsumowanie

W pracy zaprezentowano wyniki badań zawartości 16 WWA w glebie w pięciu punktach pomiarowych na terenie Gliwic. Próbkę gleby pobierano przy drogach o zmiennym i ustabilizowanym ruchu pojazdów. Przy poborze brano pod uwagę odległość od krawędzi jezdni, a także głębokość. Średnia zawartość sumy 16 WWA zawierała się w przedziale od 1,19 do 9,95 mg/kg suchej masy. Najwyższe wartości odnotowano przy ul. Pszczyńskiej, przy natężeniu ruchu 30 tys. samochodów/dobę. Gleba przy trasie 88 charakteryzowała się mniejszą zawartością sumy WWA (3,17-7,66 mg/kg) przy większym natężeniu ruchu pojazdów. Należy jednak podkreślić, że występuje tam płynny charakter ruchu pojazdów na otwartej przestrzeni. Biorąc pod uwagę odległość od krawędzi jezdni, najwyższe ilości sumy WWA występowały w odległościach  $\geq 10$  m, a największa ich kumulacja na głębokości ok. 15 cm. W punktach, gdzie głównym źródłem emisji są spaliny samochodowe, profile WWA wyglądają podobne – 67-78% stanowią czteropierścieniowe WWA, 10-16% – dwu- i trójpierścieniowe WWA natomiast pięć- i więcej pierścieniowe 10-23%. Badana gleba, zaliczana do IV grupy gruntów, zgodnie z odpowiednim rozporządzeniem [41] nie przekracza wartości dopuszczalnych stawianym związkom powodujących ryzyko (10 wybranych WWA).

#### Literatura

- Holland, M. R., Jones, H. H., Berdowski, J., Bleeker, A., Visschedijk, A. J. H. (2001). Economic Evaluation of Air Quality Targets for PAHs, Final report for European Commission DG Environment
- Jarvis, I.W.H., Dreij, K., Mattsson, A., Jernström, B., Stenius, U. (2014). Interactions between polycyclic aromatic hydrocarbons in complex mixtures and implications for cancer risk assessment. Toxicology, 321 (1), 27-39

3. Manahan, S.E. (1993). *Fundamentals of Environmental Chemistry*. Lewis Publishers, Ann Arbor, MF, USA
  4. Siaga, T.J., Bracken, W.J., Gleason, G., Levin, W., Conney, A.H., Yagi, H., Jerina, D.M. (1979). Marked differences in the skin tumor-initiating activities of the optical enantiomers of the diastereomeric benzo(a)pyrene 7,8-diol-9,10-epoxides. *Cancer Research*, 39 (1), 67-71
  5. Topinka, J., Hovorka, J., Milcova, A., Schmutzerova, J., Krouzek, J., Rossner, P., Sram, R.J. (2010). An acellular assay to assess the genotoxicity of complex mixtures of organic pollutants bound on size segregated aerosol. Part I: DNA adducts. *Toxicology Letters*, 198 (3), 304-311
  6. Kim, K.-H., Jahan, S.A., Kabir, E., Brown, R.J.C. (2013). A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environment International*, 60, 71-80
  7. White, P.A. (2002). The genotoxicity of priority polycyclic aromatic hydrocarbons in complex mixtures. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 515 (1-2), 85-98
  8. Yan, J., Wang, L., Fub, P.P., Yu H. (2004) Photomutagenicity of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons from the US EPA priority pollutant list. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 557 (1), 99-108
  9. IARC (1983) *Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Part 1. Chemical, Environmental and Experimental Data*, vol. 32, International Agency for Research on Cancer, Lyon, France
  10. Paterson, S., Mackay, D. (1989). A model illustrating the environmental fate, exposure and human uptake of persistent organic chemicals. *Ecological Modelling*, 47 (1-2), 85-114
  11. Mostert, M.M.R., Ayoko, G.A., Kokot, S. (2010). Application of chemometrics to analysis of soil pollutants. *Trends in Analytical Chemistry* 29 (5), 430-435
  12. Pośniak, M., Makhniashvili, I., Kowalska, J. (2000). Wielopiersceniowe węglowodory aromatyczne w procesach stosowania asfaltów. *Bezpieczeństwo pracy nauka i praktyka*, 7-8, 11-13
  13. Brandt, H.C.A., De Groot, P.C., Molyneux, M.K.B., Tindle, P.E. (1985). Sampling and analysis of bitumen fumes. *Annals of Occupational Hygiene*, 29 (1), 27-80
  14. Monarca, S., Pasquini, R., Scassellati Sforzolini, G., Savino, A, Bauleo, F.A., Angeli, G. (1987). Environmental monitoring of mutagenic/carcinogenic hazards during road paving operations with bitumens. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 59 (4), 393-402
  15. Dąbrowska, D., Kot-Wasik, A., Namieśnik J. (2002). Degradacja związków organicznych w środowisku. *Chemia i Inżynieria Ekologiczna*, 9 (10), 1077-1096
  16. Maliszewska-Kordybach, B., Smreczak, B., Klimkowicz-Pawlas, A., Terelak, H. (2008). Monitoring of the total content of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in arable soils in Poland. *Chemosphere*, 73 (8), 1284-1291
  17. Maliszewska-Kordybach, B., Klimkowicz-Pawlas, A., Smreczak, B., Stuczyński, T. (2010). Relationship between soil concentrations of PAHs and their regional emission indices. *Water, Air, and Soil Pollution*, 213 (1-4), 319-330
  18. Fabiańska, M.J., Kozielska, B., Koniecznyński, J., Kowalski, A. (2016). Sources of organic pollution in particulate matter and soil of Silesian Agglomeration (Poland): evidence from geochemical markers. *Environmental Geochemistry and Health*, 38 (3), 821-842
  19. Błońska, E., Lasota, J., Szuszkiewicz, M., Łukasik, A., Klamerus-Iwan, A. (2016). Assessment of forest soil contamination in Krakow surroundings in relation to the type of stand. *Environmental Earth Sciences*, 75 (16), 1205
  20. Cetin, B. (2016). Investigation of PAHs, PCBs and PCNs in soils around a Heavily Industrialized Area in Kocaeli, Turkey: Concentrations, distributions, sources and toxicological effects. *Science of the Total Environment*, 560-561, 160-169
-



21. Albanese, S., Fontaine, B., Chen, W., Lima, A., Cannatelli, C., Piccolo, A., Qi, S., Wang, M., De Vivo, B. (2015). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the soils of a densely populated region and associated human health risks: the Campania Plain (Southern Italy) case study. *Environmental Geochemistry and Health*, 37 (1), 1-20
22. Ma, W.-L., Li, Y.-F., Sun, D.-Z., Qi, H. (2009). Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in topsoils of Harbin, China. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 57 (4), 670-678
23. Agarwal, T. (2009). Concentration level, pattern and toxic potential of PAHs in traffic soil of Delhi, India. *Journal of Hazardous Materials*, 171 (1-3), 894-900
24. Wang, X.-T., Miao, Y., Zhang, Y., Li, Y.-C., Wu, M.-H., Yu, G. (2013). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils of the megacity Shanghai: Occurrence, source apportionment and potential human health risk. *Science of the Total Environment*, 447, 80-89
25. Yuan, S., Li, K., Chen, T., Bi, X., Wang, Q. (2014). Soil contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons at natural recreational areas in Delaware, USA. *Environmental Earth Sciences*, 72 (2), 387-398
26. Hussain, K., Hoque, R.R. (2015). Seasonal attributes of urban soil PAHs of the Brahmaputra Valley. *Chemosphere*, 119, 794-802
27. Garcia-Flores, E., Wakida, F.T., Rodríguez-Mendivil, D.D., Espinoza-Gomez, H. (2016) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Road-Deposited Sediments and Roadside Soil in Tijuana, Mexico. *Soil and Sediment Contamination*, 25 (2), 223-239
28. Nikolaeva, O., Rozanova, M., Karpukhin, M. (2016). Distribution of traffic-related contaminants in urban topsoils across a highway in Moscow. *Journal of Soils and Sediments*, 1-9, in press
29. Tang, L., Tang, X.Y., Zhu, Y.G., Zheng, M.H., Miao, Q.L. (2005). Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils in Beijing, China. *Environment International*, 31, 822- 828
30. Gryniewicz-Bylina, B., Rakwicz, B., Pastuszka, J.S. (2005) Assessment of Exposure to Traffic - Related Aerosol and Particle – Associated PAHs in Gliwice, Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14 (1), 117-123
31. Kozielska, B., Rogula-Kozłowska, W., Pastuszka, J.S. (2013) Traffic emission effects on ambient air pollution by PM<sub>2.5</sub>-related PAH in Upper Silesia, Poland. *International Journal of Environment and Pollution*, 53 (3-4), 245-264
32. Kozielska, B., Rogula-Kozłowska, W. (2014). Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w pyle zawieszonym w miastach Górnego Śląska. *Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska*, 16 (2), 75-84
33. <http://msip-mapa.um.gliwice.pl/add/file/1400001614.pdf>
34. PN-R-04031:1997 „Analiza chemiczno-rolnicza gleby. Pobieranie próbek”
35. PN-R-04032: 1998 „Gleby i utwory mineralne. Pobieranie próbek i oznaczanie składu granulometrycznego”
36. ISO 10381-1: 2002 „Soil quality. Sampling – Part 1: Guidance on the design of sampling programmes”, ISO 10381-2:2002 „Soil quality. Sampling – Part 2: Guidance on the design of sampling techniques”
37. Caricchia, A.M., Chiavarini, S., Pezza, M. (1999). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmospheric particulate matter in the city of Naples (Italy). *Atmospheric Environment*, 33 (23), 3731-3738
38. Tobiszewski, M., Namieśnik, J. (2012). PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution*, 162, 110-119
39. Kuo, C.-Y., Chien, P.-S., Kuo, W.-C., Wei, C.-T., Rau, J.-Y. (2013). Comparison of polycyclic aromatic hydrocarbon emissions on gasoline- and diesel-dominated routes. *Environmental Monitoring and Assessment* 185 (7), 5749-5761

40. Simcik, M.F., Eisenreich, S.J., Lioy, P.J. (1999). Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan, *Atmospheric Environment*, 33 (30), 5071-5079
41. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. Dz.U. 2016 poz. 1395
-