

AGNIESZKA MOCEK-PŁÓCINIAK, ALEKSANDRA SAWICKA

Katedra Mikrobiologii Ogólnej i Środowiskowej
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

WIELOPIERŚCIENIOWE WĘGLOWODORY AROMATYCZNE W GLEBACH SĄSIADUJĄCYCH Z HUTĄ MIEDZI „LEGNICA”

Streszczenie. Celem pracy było oznaczenie koncentracji wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w próbkach glebowych pobranych w byłej strefie ochrony sanitarnej Huty Miedzi „Legnica” w latach 2003 i 2005 oraz określenie ich wpływu na rozwój poszczególnych grup drobnoustrojów. Próbkę glebową pobrano z poziomów wierzchnich czarnych ziem i gleb pływających. Punkty badawcze znajdowały się w dwóch transektach w różnych odległościach od Huty Miedzi „Legnica”. Analizowane gleby wykazują wyrównane uziarnienie oraz zróżnicowany odczyn i różną zawartość materii organicznej. Wszystkie próbki glebowe objęte badaniami zawierały poniżej $30 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ sumy WWA, tym samym wykazywały naturalną zawartość analizowanych ksenobiotyków organicznych (0° – gleby niezanieczyszczone). Nie stwierdzono także korelacji pomiędzy sumą WWA a liczebnością mikroorganizmów.

Słowa kluczowe: gleba, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, mikroorganizmy

Wstęp

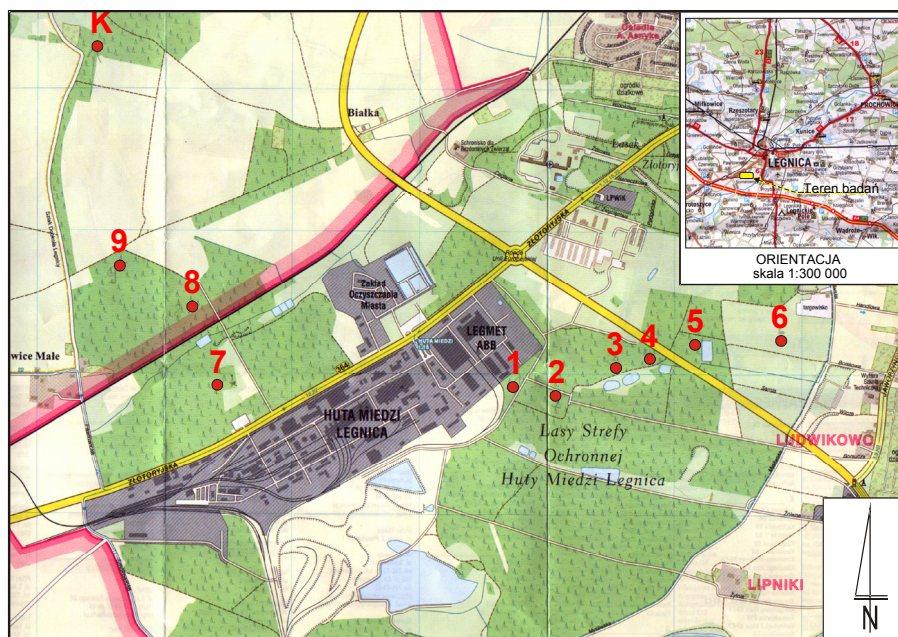
Ksenobiotyki organiczne, do których należą wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), stanowią grupę kilkudziesięciu związków charakteryzujących się silnym działaniem mutagennym i kancerogennym, w związku z tym w ostatnich latach obserwuje się znaczny wzrost zainteresowania badaniami nad ich koncentracją w poszczególnych elementach środowiska (MOCEK i MOCEK 2003). Szczególnie wysoki stopień zanieczyszczenia nimi obserwuje się w pobliżu hut miedzi (DROZD i IN. 1984, MOCEK 1989, KARCZEWSKA 2002, SZERSZEŃ i IN. 2004, KABAŁA 2005). Związki te powstają podczas wysokotemperaturowego spalania substancji organicznych i przeróbki paliw (węgla czy ropy naftowej) (MALISZEWSKA-KORDYBACH 1993). Gleba jest elementem środowiska przyrodniczego, w którym gromadzi się większość trudno rozkładanych zanieczyszczeń (ponad 90%), do jakich niewątpliwie należą WWA (MALISZEWSKA-KORDYBACH 1993, WILD i JONES 1995). WWA kumulują się głównie w powierzch-

niowych warstwach gleby, co wynika z ich dużego powinowactwa z materią organiczną oraz słabej rozpuszczalności w wodzie (BARAN i OLESZCZUK 2002).

W związku z postępującą motoryzacją, na skutek emisji spalin samochodowych, a także ścierania się opon i asfaltu, zanieczyszczenie powietrza i gleby wzrosło szczególnie na obszarach położonych w pobliżu szos i autostrad. Zanieczyszczenie gleby przez organiczne ksenobiotyki stwarza ogromne niebezpieczeństwo przedostania się ich do roślin, a następnie do łańcucha troficznego (EDWARDS 1983, PARK i IN. 1990, WILD i JONES 1991). Trwałość WWA w glebach jest uzależniona przede wszystkim od właściwości tych związków, a także od parametrów glebowych i innych czynników środowiskowych. Sorpcja i ułatnianie decydują o trwałości WWA w glebach. Przemiany tych związków organicznych w środowisku glebowym są głównie wynikiem działalności mikroorganizmów. Sprzyjającymi dla rozwoju mikroflory glebowej warunkami są odpowiednia temperatura, wilgotność, odczyn gleby, które intensyfikują przemiany WWA w glebie. Zawartość wody w glebie jest jednym z podstawowych czynników decydujących o rozwoju mikroflory glebowej oraz sorpcji WWA (MALISZEWSKA-KORDYBACH 1993). Wiele mikroorganizmów, zarówno eukariotycznych, jak i prokariotycznych, wykształciło mechanizmy ułatwiające im degradację WWA. W literaturze przedmiotu nie spotyka się zbyt wielu prac poświęconych wpływowi WWA na aktywność mikroorganizmów bytujących w glebach, a ponadto większość badań z tej tematyki była prowadzona w doświadczeniach wazonowych, a więc w warunkach ściśle kontrolowanych, niespotykanych w naturalnych sylwaekosystemach. Niniejsza praca stanowi zatem próbę znalezienia wpływu WWA na mikroorganizmy w układzie naturalnym (terenowym), aczkolwiek silnie zmodyfikowanym przez działalność człowieka.

Material i metody

Dwuletnie badania (2003 i 2005), których wyniki przedstawiono w niniejszej pracy, przeprowadzono na podstawie prac terenowych i analiz laboratoryjnych. Obiektem badań były próbki glebowe pobrane z poziomów akumulacyjno-próchnicznych dwóch typów glebowych; czarnych ziem i gleb pługowych w znacznym stopniu zmienionych antropogenicznie. Próbki pobrano z dwóch głębokości: 0-10 cm (próbki A) oraz 10-30 cm (próbki B). Punkty badawcze wyznaczono na dwóch transektach położonych na różnych kierunkach od źródła emisji tj. kominów pieców szybowych Huty Miedzi „Legnica”. Pierwszy transekt, tzw. obiekt I, znajdował się na kierunku wschodnim (rys. 1). Miejsca, z których pobrano próbki, były usytuowane w odległościach 750, 1000, 1250, 1500, 1800 i 2100 m od źródła emisji. Wybór wspomnianego kierunku wynikał z faktu, iż ze względu na przewagę wiatrów zachodnich gleby tu wykształcone były zarówno w przeszłości, jak i podczas badań najbardziej narażone na emisję substancji toksycznych, głównie metalonośnych pyłów miedzi i ołowiu oraz tlenków siarki i być może także wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych. Drugi transekt, tzw. obiekt II, został wytyczony na kierunku zachodnim (rys. 1), teoretycznie mniej zanieczyszczonym ze względu na różę wiatrów. Na tym kierunku pedony, z których pobrano próbki do analiz, znajdowały się w następujących odległościach od źródła zanieczyszczenia: 600, 1000 i 1350 m. Punktem odniesienia była próbka kontrolna pobrana z poziomu wierzchniego gleby pługowej usytuowanej na kierunku zachodnim od huty w odległości



Rys. 1. Lokalizacja miejsca pobrania próbek glebowych
Fig. 1. Localization of soil samples collecting sites

około 3500 m od źródła emisji. Na kierunku wschodnim nie można było pobrać próbek kontrolnej ze względu na obecność terenów zabudowanych (miasto Legnica).

W zebranym materiale glebowym oznaczono następujące właściwości fizyczne i chemiczne (MOCEK i IN. 2006):

- skład granulometryczny – metodą areometryczną Prószyńskiego,
- węgiel organiczny i azot ogólny – na analizatorze Vario-Max,
- odczyn w wodzie destylowanej oraz elektrolicie o objętości $1 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ HCl – metodą potencjometryczną,
- wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne – metodą cieczowej chromatografii cienkowarstwowej (HPLC).

Ponadto wcześniej określono ogólną liczebność czterech grup drobnoustrojów (bakterii – według WALLACE’A i LOCHHEADA 1950, promieniowców – według PN-89/Z-04111/02 1989, *Azotobacter* – według FENGLEROWEJ 1965 oraz grzybów – według MARTINA 1950) metodą płytek lanych. Wyniki tych mikrobiologicznych oznaczeń przedstawiono w innym opracowaniu (MOCEK-PŁÓCINIAK i SAWICKA 2006).

Uzyskane wyniki dotyczące WWA i liczebności drobnoustrojów poddano analizie statystycznej programem STATPAKTU na poziomie ufności $P = 0,95$.

Wyniki i dyskusja

Pod względem przynależności taksonomicznej (SYSTEMATYKA... 1989) badane gleby należą do typu czarnych ziem, wykształconych wyłącznie z „ilastej odmiany lessów” (MOCEK 1989). Pod względem gatunkowym – według kryteriów Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego – należą one do pyłów ilastych (SYSTEMATYKA... 1989). Utwory te są w większości płytko, średnio głęboko lub głęboko podścielone łałami pylistymi, glinami ciężkimi bądź lekkimi oraz sporadycznie żwirami gliniastymi i niałowymi piaskami gliniastymi mocnymi (MOCEK 1989). Uwzględniając obowiązujące w Polsce w okresie badań kategorie agronomiczne, gleby tej kateny zaliczyć trzeba do utworów ciężkich IV kategorii (ZALECENIA... 1985), obecnie do kategorii 6. – gleby średnie pyłowe (KLASYFIKACJA... 2009).

Według kryteriów składu granulometrycznego opracowanego przez PTG (KLASYFIKACJA... 2009) próbki pobrane do badań należą w większości do pyłów gliniastych. Zawartości części szkieletowych były w nich śladowe bądź stanowiły poniżej 3-5%. Ilości frakcji piaszczystych zawierały się w znacznie szerszych granicach: od 6 do 22% (tab. 1). Bardziej wyrównane okazały się zawartości frakcji pyłowych. W zdecydowanej

Tabela 1. Skład granulometryczny badanych gleb w 2005 roku (%)

Table 1. Texture of investigated soils in 2005 (%)

Nr próbki	Piasek ø 2-<0,05 mm	Pył ø 0,05-0,002 mm	łł ø < 0,002 mm	Grupa granulometryczna wg PTG (KLASYFIKACJA... 2009)
1A	7	85	8	pyz
1B	6	85	9	pyz
2A	12	74	14	pyi
2B	9	77	14	pyi
3A	14	79	7	pyg
3B	15	78	7	pyg
4A	22	68	10	pyg
4B	15	74	11	pyg
5A	12	74	14	pyi
5B	11	74	15	pyi
6A	21	69	10	pyg
6B	17	72	11	pyg
7A	10	80	10	pyg
7B	9	80	11	pyg
8A	10	80	10	pyg
8B	11	78	11	pyg
9A	8	81	11	pyg
9B	11	77	12	pyg
K	10	80	10	pyg

większości w pobranym materiale ziarna pyłu (ϕ 0,05-0,002 mm) stanowiły 70-80% części ziemistych, dochodząc niekiedy ilościowo nawet do 85%. Udział najważniejszej frakcji ilastej ($\phi < 0,002$ mm), warunkującej podstawowe właściwości fizyczne i chemiczne tych gleb, była wyrównana, gdyż zamykała się w stosunkowo wąskim przedziale 7-15% (tab. 1).

Największe zawartości węgla organicznego (C_{org}) – będącego najlepszym parametrem ilościowym materii organicznej – we wszystkich latach badań stwierdzono w poziomach wierzchnich czarnych ziemi (próbki 3, 4, 5, 6). Mieściły się one w granicach 0,92-2,85%. Jest to prawidłowość powszechnie spotykana; gleby na analizowanym obiekcie I zajmują miejsca w lokalnych obniżeniach, a więc terenach silniej uwilgotnionych. Sprzyja to dominacji intensywnych procesów biologicznych nad wietrzeniem fazy mineralnej oraz przemieszczaniem produktów wietrzenia. Efektem tego jest znacznie większy dopływ materii organicznej do substratu glebowego aniżeli na wyżej usytuowanych glebach płowych (próbki 1, 2, 7, 8, 9), wyraźnie słabiej uwilgotnionych, wykazujących typ gospodarki opadowo-wodnej. Ilości węgla organicznego oraz azotu w próbkach pochodzących z poszczególnych punktów badawczych przedstawiono w tabeli 2. Obliczone na podstawie zawartości tych pierwiastków stosunki C:N są gene-

Tabela 2. Wybrane właściwości chemiczne badanych gleb
Table 2. Selected chemical properties of investigated soils

Nr próbki	C	N	S	C:N	pH	
	%				H ₂ O	KCl
1A	1,12	0,100	0,02	11,20	8,04	7,86
1B	0,98	0,090	0,02	10,90	7,60	6,94
2A	1,39	0,110	0,03	12,60	6,30	5,58
2B	0,86	0,090	0,02	9,50	5,90	4,74
3A	2,31	0,200	0,04	11,50	5,82	5,20
3B	1,89	0,170	0,03	11,10	7,30	6,77
4A	2,75	0,230	0,05	11,90	6,70	6,16
4B	2,16	0,190	0,04	11,40	7,60	7,14
5A	2,85	0,260	0,05	11,00	6,30	5,68
5B	2,41	0,220	0,04	10,90	6,55	5,88
6A	2,14	0,190	0,03	11,30	5,04	4,50
6B	1,31	0,120	0,02	10,90	5,83	4,96
7A	1,31	0,100	0,03	13,10	7,81	7,20
7B	0,87	0,080	0,02	10,90	7,10	6,47
8A	1,71	0,150	0,03	11,40	7,30	7,03
8B	1,57	0,140	0,03	11,20	7,66	7,30
9A	1,32	0,120	0,02	11,00	7,60	6,25
9B	0,92	0,090	0,02	10,20	7,06	6,48
K	1,25	0,110	0,01	11,30	7,18	6,76

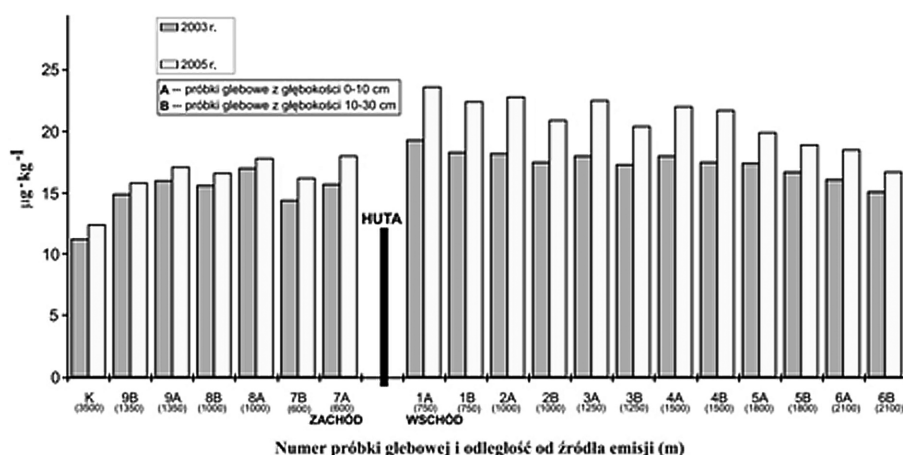
ralnie wąskie i zamykają się w przedziale 9-13:1. Może to świadczyć o dość znacznej aktywności biologicznej panującej w tych glebach, co prowadzi do szybkiej mineralizacji materii organicznej, która co roku jest dostarczana w formie opadających liści roślinności drzewiasto-krzewiastej bądź trawiastej. Potwierdzeniem intensywnych przemian mikrobiologicznych w tych glebach może być także brak bądź niewielka ilość słabo rozłożonych resztek roślinnych w poziomach akumulacyjno-próchnicznych w okresach pobierania próbek. Zgromadzona w tych epipedonach materia organiczna była bardzo silnie zhumifikowana i należała do typu próchnicy leśnej mull (PRUSINKIEWICZ 1994).

Odczyn badanych gleb był zróżnicowany (tab. 2). Na podstawie wartości pH oznaczonego w elektrolicie chlorku potasu można stwierdzić, że zdecydowana większość gleb objętych badaniami należała do gleb lekko kwaśnych (pH_{KCl} 5,6-6,5) bądź obojętnych (pH_{KCl} 6,6-7,2). Generalnie korzystniejszymi właściwościami odczynu charakteryzowały się próbki z gleb usytuowanych na kierunku zachodnim. Prawdopodobnie jest to wynikiem silniejszego ich zwapnowania przed nasadzeniami roślinnością leśną. W przypadku próbek 3 i 4 stwierdzono mniejsze wartości pH_{KCl} . Mogą one być reperykusją braku wapnowania i dopływu nieco bardziej kwaśnego materiału glebowego z sąsiednich, wyraźniej wyniesionych na skutek procesów erozyjnych (materiał deluwialny) terenów. Z kolei kwaśny odczyn wierzchnich poziomów w próbkach 5 i 6 wynika z faktu, iż reprezentują one od ponad 20 lat nieużytki rolne (brak jakiegokolwiek formy wapnowania).

Zgodnie z wymogami Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (USEPA) oraz wymogami przyjętymi w Polsce w próbkach glebowych pobranych w latach 2003 i 2005 określono zawartość podstawowych 16 WWA. Ocenę stanu zanieczyszczenia analizowanych gleb oparto na wartościach granicznych opracowanych przez pracowników Instytutu Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach.

Uzyskane wyniki dotyczące zawartości WWA w poszczególnych punktach przedstawiono na rysunku 2. Pomimo iż w wielu próbkach zawartość materii organicznej przekraczała 2%, ze względu na małe ilości poszczególnych węglowodorów nie skorzystano ze wzoru $C_{\text{org}}\% \times 1,724$. Z rysunku 2 jednoznacznie wynika, iż wszystkie próbki glebowe objęte badaniami zawierały poniżej $20 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ sumy WWA w roku 2003 i nie przekraczały ilości $24 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ w roku 2005, tym samym wykazywały naturalną zawartość analizowanych ksenobiotyków organicznych (0° – gleby niezanieczyszczone). W obydwu okresach badawczych na kierunku wschodnim zaobserwowano pewną tendencję do spadku sumy WWA wraz ze zwiększającą się odległością od źródła zanieczyszczenia. Prawdopodobności tej nie stwierdzono tak wyraźnie na kierunku zachodnim, aczkolwiek zawsze większą ilością WWA charakteryzowały się na obu kierunkach próbki pobrane z głębokości 0-10 cm.

Z grupy trójpierścieniowych węglowodorów aromatycznych w nieco większych ilościach we wszystkich badanych próbkach występowały naftalen i acenaftalen. Ich łączne ilości wynosiły około $6-7 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ gleby. Pozostałe trójpierścieniowe WWA w sumie nie przekraczały $1,5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ gleby. Analizowane grupy WWA należą do związków stosunkowo mało trwałych, szybko rozkładanych bądź dość mobilnych w układzie profilowym, niemniej jednak stanowiły one łącznie około 40-60% wszystkich oznaczonych 16 WWA. Spośród czteropierścieniowych WWA w największych ilościach – $3-5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ gleby – występował fluoranten. Zawartości pirenu, benzo(a)antracenu i chryzenu



Rys. 2. Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w analizowanych próbkach glebowych

Fig. 2. Concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the analysed soil samples

łącznie nie przekraczały 1,5-2,5 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ gleby. Duży udział fluorantenu w składzie tej grupy WWA może świadczyć o znacznym wpływie spalania paliw płynnych na zanieczyszczenie środowiska w badanym regionie. Grupa czteropierścieniowych węglowodorów stanowiła łącznie około 20-30% sumy oznaczonych WWA.

W grupie pięcio-sześciopierścieniowych węglowodorów w nieco większych ilościach występowały benzo(b)fluoranten i benzo(a)piren. Sumy wszystkich węglowodorów z tej grupy nie przekraczały w większości badanych próbek 7 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ gleby, mieszcząc się najczęściej w granicach 4-6 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ gleby. Węglowodory omawianej grupy należą do najbardziej szkodliwych dla organizmów żywych związków. Ich udział w całkowitej zawartości oznaczonych WWA wynosił około 20-30% i był bardzo zbliżony do udziału czteropierścieniowych węglowodorów aromatycznych.

Ilości oznaczonych WWA należy ocenić jako bardzo małe. Według kryteriów zaproponowanych przez KABATE-PENDIAS i IN. (1995) do gleb zanieczyszczonych należą utwory zawierające ponad 200 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ gleby, tym samym analizowane próbki nie wykazywały zanieczyszczenia tymi niebezpiecznymi ksenobiotykami organicznymi. Badania pracowników Państwowego Instytutu Gleboznawstwa wykazały bardzo duże zróżnicowanie zawartości WWA w glebach wokół Huty Miedzi „Legnica”, które zamykały się w zakresie od kilkunastu do 5614 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ gleby. Z opublikowanych na ten temat materiałów wynika, iż na badanych w niniejszej pracy kierunkach (wschód, zachód) generalnie stwierdzono najmniejsze zanieczyszczenia (< 200 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ gleby). Wyraźnie większe koncentracje WWA zaobserwowano na kierunkach południowym i północnym w stosunku do huty (ATLAS... 1999). Tak więc ilości stwierdzonych WWA są znikome i nie zagrażają środowisku glebowemu wokół huty miedzi, nie powinny negatywnie wpływać na stan liczebny drobnoustrojów glebowych. Potwierdziły to wyniki analizy statystycznej, nie wykazujące zależności pomiędzy zawartością WWA a liczebnością drobnoustrojów.

Ponadto liczne mikroorganizmy glebowe posiadają zdolność degradacji szkodliwych ksenobiotyków organicznych w środowisku. Drobnoustroje rozkładające węglowodory występują w większych ilościach w glebach zanieczyszczonych tymi związkami, aczkolwiek można je także wyizolować z gleby nie zawierającej zwiększonej ilości WWA. Zarówno bakterie, jak i grzyby wykazują duże zdolności utleniania wielopierścieniowych węglowodórów aromatycznych. Rozkład mikrobiologiczny dwu- i trójpierścieniowych WWA przebiega łatwiej aniżeli węglowodórów o większym ciężarze cząsteczkowym (MALISZEWSKA-KORDYBACH 1987). Związki zawierające od jednego do trzech pierścieni benzenowych w cząsteczce są rozkładane głównie przez bakterie z rodzajów *Pseudomonas*, *Mycobacterium*, *Achromobacter* i *Bacillus*, a z promieniowców – przez *Nocardia* (MARSZEWSKA-ZIEMIĘCKA 1974). Transformacja WWA przez bakterie polega na utlenieniu węglowodoru do cis-dwuhydrodiolu przez włączenie dwóch atomów tlenu cząsteczkowego do pierścienia aromatycznego. Reakcja ta katalizowana jest przez enzym dioksygenazę. Dalsze utlenienie cis-dwuhydrodioli prowadzi do utworzenia katecholi, stanowiących substrat dla innej dioksygenazy, powodującej enzymatyczne rozerwanie pierścienia aromatycznego, prowadzące do całkowitej mineralizacji węglowodoru. Grzyby utleniają węglowodory poliaromatyczne, przyłączając tylko jeden atom tlenu cząsteczkowego i tylko wówczas, gdy inna substancja organiczna służy im za źródło węgla i energii. Enzymem katalizującym tę przemianę jest mono-oksigenaza. Kolejne etapy przemian mogą prowadzić do detoksykacji substratu, lecz powstają wtedy bardzo szkodliwe dla organizmu ludzkiego i zwierzęcego formy epoksydowe (MALISZEWSKA-KORDYBACH 1987).

Bakteryjny rozkład WWA jest zatem bezpieczniejszym i ekonomicznym sposobem usuwania szkodliwych dla środowiska przyrodniczego substancji, dzięki któremu wyjściowy węglowódor ulega całkowitej mineralizacji (MALISZEWSKA-KORDYBACH 1987). Niepodważalnym dowodem na kluczową rolę bakterii w procesie rozkładu WWA w glebach jest przeprowadzone przez Fritza w 1983 roku doświadczenie, w którym wykazał on, że usunięcie węglowodorów z gleby w wyniku działalności bakterii glebowych kształtowało się na poziomie 95% po upływie trzech lat. Równoległe próbki, do których wprowadzono środki bakteriobójcze, powstrzymywały przez kilka lat proces rozkładu węglowodorów (ZABŁOCKA-GODLEWSKA i BUCZKOWSKA-WESOŁOWSKA 1998). W przypadku gleby ogromną rolę odgrywa jej odczyn. W środowisku o pH kwaśnym przeważają grzyby, które decydują o niekorzystnych przemianach WWA, prowadzących do powstania wysoce kancerogennych form epoksydowych. Neutralizacja odczynu gleby może być czynnikiem prowadzącym do zwiększenia liczebności bakterii, co z kolei wiąże się z właściwym ukierunkowaniem drogi rozkładu WWA w środowisku (MALISZEWSKA-KORDYBACH 1987).

Podsumowanie

Na podstawie przeprowadzonych badań trudno sformułować jednoznaczne wnioski dotyczące wrażliwości podstawowych grup drobnoustrojów zasiedlających glebę na nieduże, jak wykazano, zawartości wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w warunkach naturalnych (polowych). Przeprowadzona analiza statystyczna nie wykazała także istotnych korelacji pomiędzy zawartością WWA a liczebnością poszczególnych grup drobnoustrojów.

Literatura

- ATLAS geochemiczny Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego. 1999. PiG, Warszawa.
- BARAN S., OLESZCZUK P., 2002. Zanieczyszczenie gleb lotniska w Dęblinie substancjami ropopochodnymi. Arch. Ochr. Środ. 28: 105-115.
- DROZD J., KOWALIŃSKI S., LICZNAK M., 1984. Strefowe zanieczyszczenie gleb Cu, Zn i S oraz zmiany erozyjne pokrywy glebowej w rejonie oddziaływania huty miedzi. Roczn. Glebozn. 35, 1: 33-47.
- EDWARDS N.T., 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the terrestrial environment – a review. J. Environ. Qual. 12: 427-441.
- FENGLEROWA W., 1965. Simple method for counting *Azotobacter* in soil samples. Acta Microbiol. Pol. 14, 2: 203-206.
- KABAŁA C., 2005. Geneza, właściwości i występowanie gleb biellicowych w zróżnicowanych warunkach geologicznych Dolnego Śląska. Zesz. Nauk AR Wroc. 519, Rozpr. 233.
- KABATA-PENDIAS A., PIOTROWSKA M., MOTOWICKA-TERELAK T., MALISZEWSKA-KORDYBACH B., FILIPIAK K., KRAKOWIAK A., PIETRUCH CZ., 1995. Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA. Bibl. Monit. Środ. PIOŚ, Warszawa.
- KARCZEWSKA A., 2002. Metale ciężkie w glebach zanieczyszczonych emisjami hut miedzi – formy i rozpuszczalność. Zesz. Nauk. AR Wroc. 432, Rozpr. 184.
- KLASYFIKACJA uziarnienia gleb i utworów mineralnych – PTG 2008. 2009. Roczn. Glebozn. 60, 2: 5-16.
- MALISZEWSKA-KORDYBACH B., 1987. Mikrobiologiczne przemiany wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w środowisku glebowym. Post. Mikrobiol. 26, 3: 233-247.
- MALISZEWSKA-KORDYBACH B., 1993. Trwałość WWA w glebie. IUNG, Puławy.
- MARSZEWSKA-ZIEMIĘCKA J., 1974. Mikrobiologia gleby i nawozów organicznych. PWRiL, Warszawa.
- MARTIN J.P., 1950. Use of acid, rose bengal and streptomycin in the plate method for estimating soil fungi. Soil Sci. 69: 215-232.
- MOCEK A., 1989. Możliwości racjonalnego zagospodarowania gleb chemicznie skażonych w przemysłowych strefach ochrony sanitarnej. Roczn. AR Pozn. Rozpr. Nauk. 185.
- MOCEK A., DRZYMAŁA S., MASZNER P., 2006. Geneza, analiza i klasyfikacja gleb. Wyd. AR, Poznań.
- MOCEK A., MOCEK A., 2003. Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w glebach użytków rolnych Polski. J. Res. Appl. Agric. Eng. 48, 1: 5-8.
- MOCEK-PŁÓĆNIAK A., SAWICKA A., 2006. Wpływ miedzi i ołowiu na liczebność mikroorganizmów w glebach w pobliżu huty miedzi „Legnica”. Zesz. Nauk. UP Wroc. 546, Roln. 89: 259-270.
- PARK K.S., SIMS R.C., DUPONT R.R., DOUCETTE W.J., MATTEWS J.E., 1990. Fate of PAH's compounds in two soil types: influence of volatilization abiotic loss and biological activity. Environ. Toxicol. Chem. 9: 187-195.
- PN-89/Z-04111/02. 1989. Ochrona czystości powietrza. Badania mikrobiologiczne. Oznaczanie liczby bakterii w powietrzu atmosferycznym (imisja) przy pobieraniu próbek metodą aspiracyjną i sedymentacyjną. PKN, Warszawa.
- PRUSINKIEWICZ Z., 1994. Leksykon ekologiczno-gleboznawczy. PWN, Warszawa.
- SYSTEMATYKA gleb Polski. 1989. Roczn. Glebozn. 40, 3/4.
- SZERSZEŃ L., CHODAK T., KABAŁA C., 2004. Zmiany zawartości miedzi, ołowiu i cynku w glebach w rejonie hut miedzi Głogów i Legnica w latach 1972-2002. Roczn. Glebozn. 55, 3: 195-205.
- WALLACE R., LOCHHEAD A., 1950. Qualitative studies of soil microorganisms IX. Amino acid requirements of rhizosphere bacteria. Can. J. Res. Sect. C Bot. Sci. 28: 1-6.

- WILD S.R., JONES K.C., 1991. Studies on the polynuclear aromatic hydrocarbons content of carrots (*Daucus carota*). *Chemosphere* 23: 243-251.
- WILD S.R., JONES K.C., 1995. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: a preliminary source inventory and budget. *Environ. Pollut.* 88: 91-108.
- ZABŁOCKA-GODLEWSKA E., BUCZKOWSKA-WESOŁOWSKA K., 1998. Ocena wpływu wybranych WWA oraz modyfikacji układu na zmiany jakościowo-ilościowe głównych grup mikroorganizmów w glebie piaszczysto-bielicowej. W: *Bioremediacja gruntów. Ogólnopolskie Sympozjum Naukowo-Techniczne, Wisła – Bukowa, 8-11 grudnia*. Wyd. PŚI, Gliwice: 59-73.
- ZALECENIA nawozowe. Cz. I. Liczby graniczne do wyceny zawartości w glebach makro- i mikroelementów. 1985. Wyd. Nauk. IUNG, Puławy.

POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS IN SOILS ADJACENT TO THE “LEGNICA” COPPER SMELTER

Summary. The aim of this study was to determine concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil samples collected in the former sanitary zone of the “Legnica” Copper Smelter in years 2003 and 2005 and to estimate their impact on the development of individual groups of microorganisms. Soil samples were collected from top horizons of *Phaeozems* and *luvisols*. The test points were situated in two transects at different distances from the “Legnica” Copper Smelter. The analysed soils exhibited uniform texture and slightly more differentiated reactions and contents of organic matter. All investigated soil samples contained less than 30 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ total PAHs. Therefore, it can be said that they were characterised by natural concentrations of the analysed organic xenobiotics (0° – non-contaminated soils). No correlations were found between total PAHs and the determined microorganisms.

Key words: soil, polycyclic aromatic hydrocarbons, microorganisms

Adres do korespondencji – Corresponding address:

Agnieszka Mocek-Płóćiniak, Katedra Mikrobiologii Ogólnej i Środowiskowej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Szydlowska 50, 60-656 Poznań, Poland, e-mail: agam-p@up.poznan.pl

Zaakceptowano do druku – Accepted for print:

18.10.2010

Do cytowania – For citation:

*Mocek-Płóćiniak A., Sawicka A., 2010. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w glebach sąsiadujących z Hutą Miedzi „Legnica”. *Nauka Przyr. Technol.* 4, 6, #87.*