

BOŻENA SMRECZAK

## WIELOPIERŚCIENIOWE WĘGLOWODORY AROMATYCZNE (WWA) W UKŁADACH GLEBA-ROŚLINA WYŻSZA\*

Zakład Gleboznawstwa i Ochrony Gruntów IUNG w Puławach

### WSTĘP

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) reprezentują grupę związków organicznych zawierających połączenia benzenowe w ułożeniu liniowym, klasterowym lub kątowym [Fazio, Howard 1983; Maliszewska-Kordybach 1986; Obiedziński 1985; Sims, Overcash 1983]. Wiele spośród poznanych WWA wykazuje silne właściwości rakotwórcze i mutagenne. Najbardziej znanym i najlepiej przebadanym węglowodorem z całej grupy WWA jest benzo(a)piren (BaP), traktowany często jako substancja wskaźnikowa dla całej grupy tych związków.

WWA mogą pochodzić ze źródeł naturalnych i antropogennych; powstają we wszystkich procesach niepełnego spalania i pirolizy substancji organicznych. Rozwój przemysłu i związane z tym zwiększone wykorzystywanie ropy naftowej i węgla jako nośników energii spowodowało gwałtowny wzrost zawartości WWA we wszystkich elementach środowiska [Jones i in. 1989; Maliszewska-Kordybach 1986; Sims, Overcash 1983]. Wpłynęło to na zachwianie naturalnej równowagi pomiędzy produkcją a rozkładem tych związków w przyrodzie [Jones i in. 1989]. Ze względu na stosunkowo dużą trwałość w środowisku niektórych związków z grupy WWA [Jones i in. 1989; Wania i in. 1996; Wild, Jones 1992] zaliczane są one do grupy tzw. trwałych zanieczyszczeń organicznych (ang. *Persistent Organic Pollutants* – POPs) [Wania i in. 1996]. Silne właściwości hydrofobowe i lipofilowe większości WWA powodują, że mogą one łatwo kumulować się w niektórych ogniwach łańcucha pokarmowego [Sims, Overcash 1983; Travis, Arms 1988], co ma bardzo istotne znaczenie z punktu widzenia ochrony zdrowia człowieka.

---

\* Serdecznie dziękuję Pani Doc. dr hab. Barbarze Maliszewskiej-Kordybach z Zakładu Gleboznawstwa i Ochrony Gruntów Instytutu Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa (IUNG) w Puławach za udostępnione mi dane literaturowe i pomoc w redagowaniu tekstu.

Celem pracy było przedstawienie informacji dotyczących sposobów przedostawania się WWA do roślin, oddziaływań tych związków na rośliny, jak również możliwości wpływu roślin na losy WWA w ekosystemach glebowych.

## ŹRÓDŁA WIELOPIERŚCIENIOWYCH WĘGLOWODORÓW AROMATYCZNYCH W ROŚLINACH

Wyniki analiz materiału roślinnego wskazują, że prawie wszystkie rośliny wyższe, niezależnie od terenu, z jakiego pochodzą, zawierają pewne ilości WWA (tab. 1). Z danych tych wynika, że nadziemne części roślin zatrzymują więcej WWA (1.8–6900  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) w porównaniu z częściami podziemnymi (20–161.4  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ). Według Simsa i Overcasha [1983], naturalny poziom wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w roślinach waha się w granicach od 0.01  $\mu\text{g}/\text{kg}$  do około 90  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , przy czym najwyższe zawartości tych związków stwierdzono w liściach (22–88  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), a najniższe w częściach podziemnych roślin (0.01–6.0  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ).

Znaczna część WWA, zasorbowanych na powierzchni np. owoców, warzyw czy też zbóż, może być łatwo usunięta przez obróbkę technologiczną. Proces ten polega głównie na pozbyciu się skórki lub okrywy nasiennej. Z badań Lawrance'a i Webera [1984] wynika, że usunięcie okrywy nasiennej z ziarniaków pszenicy pozwala nawet dziesięciokrotnie zredukować zawartość WWA w mące przeznaczonej do wypieku. Jak podaje Obiedziński [1985], olej rzepakowy rafinowany zawiera prawie sześć razy mniej WWA w porównaniu z olejem surowym. Większość owoców i warzyw spożywanych w stanie surowym poddaje się jedynie procesowi mycia. Mycie zimną wodą pietruszki, pomidorów, porów, szpinaku redukuje zaledwie 10% całkowitej ilości BaP oznaczanego w tych roślinach [Mei-Teinlo, Sandi 1978]. Z badań Wilda i Jonesa [1991] wynika, że gotowanie marchwi pozwala na usunięcie znacznych ilości nierakotwórczych WWA o mniejszej masie cząsteczkowej, natomiast nie wpływa na zawartość WWA o większej ilości pierścieni w cząsteczce i silniejszym oddziaływaniu rakotwórczym.

Pochodzenie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w tkankach roślin jest sprawą kontrowersyjną [Maliszewska-Kordybach 1986]. Według Wilda i Jonesa [1991], WWA mogą dostawać się do roślin w wyniku procesów, takich jak:

- a) pobieranie przez korzenie roślin z roztworów glebowych,
- b) absorpcja na powierzchni korzeni,
- c) pobieranie przez liście związków w formie gazowej (uwolnionych z powierzchni gleby),
- d) absorpcja z powietrza na powierzchni liści,
- e) biosynteza niektórych WWA w komórkach roślinnych.

Zanieczyszczenie nadziemnych części roślin przez WWA związane jest głównie z osadzaniem się tych związków na łodygach, liściach i owocach wraz z pyłami, opadami atmosferycznymi lub w wyniku zanieczyszczenia pyłem glebowym [Bell, Failey 1991; Fazio, Howard 1983; Indeka 1988; Jones i in. 1989; Kratz 1994; Lodovici i in. 1994; Maliszewska-Kordybach 1986; Simonich, Hites 1994a,b; Wild, Jones 1991, 1992]. Obecność WWA w korzeniach roślin wyższych jest wynikiem przede wszystkim sorpcji tych związków na powierzchni korzeni [Bell, Failey 1991; Fazio, Howard 1983; Jones i in. 1989; Wild, Jones

1992]; pobieranie WWA przez system korzeniowy z roztworu glebowego odgrywa mniejszą rolę [Bell, Failey 1991; Fazio, Howard 1983; Maliszewska-Kordybach 1986; Sims, Overcash 1983; Wild, Jones 1992]. Biosynteza WWA w komórkach roślin wyższych pozostaje nadal sprawą kontrowersyjną [Maliszewska-Kordybach 1986; Sims, Overcash 1983; Wild, Jones 1992]. Jednak niektórzy badacze uznali biosyntezę WWA za wysoce prawdopodobną. Przykłady badań, które według ich autorów mogły stanowić dowód na brak lub istnienia biosyntezy WWA w komórkach roślin wyższych, są szerzej opisane w pracach Fazio, Howarda [1983] oraz Simsa i Overcasha [1983].

## POBIERANIE WWA PRZEZ CZĘŚCI NADZIEMNE ROŚLIN

Badania wielu autorów [Indeka 1988; Jones i in. 1989; Kratz 1994; Lawrence, Weber 1984; Lodovici i in. 1994; Nakajima i in. 1995; Obiedziński 1985; Simonich, Hites 1994 a, b] wskazują, że przeważająca część WWA w roślinach pochodzi z zanieczyszczeń atmosferycznych. Większość WWA występujących w powietrzu jest w formie zasorbowanej na cząstkach pyłów [Bell, Failey 1991; Fazio, Howard 1983; Nakajima i in. 1995; Simonich, Hites 1994 a, b], ale niewielkie ilości bardziej lotnych WWA są obecne również w stanie gazowym [Nakajima i in. 1995; Simonich, Hites 1994 b].

Stopień skażenia roślin przez WWA pochodzące z zanieczyszczeń atmosferycznych zależy od czynników, takich jak:

- a) wielkość produkcji WWA na danym obszarze,
- b) zawartość pyłu zawieszzonego w powietrzu,
- c) częstotliwość i intensywność opadów atmosferycznych,
- d) temperatura powietrza związana z porami roku,
- e) kierunek wiatru,
- f) stopień skażenia gleby przez WWA,
- g) wielkość erozji.

Warunki pogodowe w głównej mierze determinują zawartość WWA w powietrzu. Opady śniegu i deszczu oraz niska temperatura umożliwiają szybsze „oczyszczanie się” atmosfery z WWA [Maliszewska-Kordybach 1986; Simonich, Hites 1994 a].

Bardzo duży wpływ na wielkość sorpcji WWA przez rośliny mają również cechy morfologiczne organów nadziemnych roślin, takie jak: pokrój, powierzchnia i struktura (przede wszystkim liści), a także grubość i skład warstwy woskowej zwanej kutykulą oraz rodzaj organu sorbującego WWA [Bell i Failey 1991; Jones i in. 1989; Simonich, Hites 1994 a, b; Wyżgolik 1993]. Liście pofałdowane o dużej powierzchni sorbują więcej WWA niż liście małe i gładkie [Jones i in. 1989; Simonich, Hites 1994 a; Wyżgolik 1993]. Pędy, liście i kora drzewa zatrzymują zdecydowanie więcej WWA niż nasiona (tab. 1). Decydującą rolę w pobieraniu WWA przez organy nadziemne roślin odgrywa kutykula. Związki o charakterze lipofilowym, w tym i WWA, wykazują powinowactwo do wosków i dzięki temu mogą sorbować się na ich powierzchni lub przechodzić do głębszych warstw naskórka [Bell, Failey 1991]. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne związane z frakcją wosków są trudne do usunięcia z powierzchni owoców i liści, co sprawia, że obumarłe części nadziemne roślin mogą być dodatkowym źródłem WWA w glebie [Simonich, Hites 1994 a]. W związku z silną sorpcją WWA na

TABELA 1. Zawartość WWA w materiale roślinnym  
TABLE 1. Content of PAHs in plant material

Roślina – Plant	Zawartość WWA – Content of PAHs [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ ]		Pochodzenie prób Samples origin	Literatura References
	$\Sigma$ WWA*	BaP		
Klon cukrowy: liście nasiona		567 189	próba środowiskowa stan Indiana, USA	Simonich i Hites [1994a,b]
Sosna: igły kora		893 877		
Sosna: igły	106–843,7		próba środowiskowa okolice Berlina, Niemcy	Kratz [1994]
Laur – liście	87–880	2,5–22,5	próba środowiskowa okolice Florencji, Włochy	Lodivici i in. [1994]
Azalia – liście	34,7–546 3,7–56,4	3,19–39 0,47–4,47	próba środowiskowa okolice Tokio, Japonia	Nakajima i in. [1995]
Trawa Pszenvica	110–6900 4–46	3–31 0,25–1,85	próba środowiskowa Rothamsted, U. K.	Jones i in. [1989]
Szpinak	58,6	7,4		IARC [1973]
Sałata	17,4–62,9	2,8–5,3		wg Fazio i in. [1983]
Kapusta włoska	114,8–751,9	12,6–48,1		
Zboża	1,8–30,4	0,2–4,1		
Ziemni.: łodygi bulwy		11–26 3–13	próba środowiskowa rejon oddziaływań zakładów Petrochemicznych w Płocku, Polska	Indeka [1988]
Burak ćwikłowy: liście korzenie		6–44 3–29		
Szpinak: liście		8–39		
Groch polny: łodygi nasiona		nd–26 nd–10		
Wyka:pędy nasiona		nd–24 nd–12		
Bób: pędy nasiona		nd–39 nd–13		
Otręby: pszenica kukurydza	59,5 6,7	0,8 0,2	produkty rynkowe	Lawrence, Weber [1985]
Oleje roślinne	0,1–4,6	0,2–0,3		
Herbata		3,3–4,2		
Marchew: świeża gotowana z puszki mrożona	161,4 68,6 85,1 77,7	2,2 4,0 2,8 2,8	produkty rynkowe	Wild, Jones [1991]

\*suma od 6–16 WWA; nd – nie stwierdzono – not detected

powierzchni liści niektórych roślin (np. laur i sosna), mogą być one wykorzystywane jako bioindykatory przy ocenie stanu zanieczyszczenia środowiska przez WWA [Kratz 1994; Lodovici i in. 1994].

## POBIERANIE WWA PRZEZ ROŚLINY Z ROZTWORU GLEBOWEGO

Pierwsze badania nad pobieraniem ksenobiotyków przez korzenie roślin prowadzono w roztworach hydroponicznych z wykorzystaniem herbicydów zawierających izotop węgla  $^{14}\text{C}$  [Bell, Failey 1991]. Wprowadzono wówczas m. in. pojęcie współczynnika RCF (ang. *Root Concentration Factor*), opisującego stopień koncentracji danego ksenobiotyku w korzeniach roślin:

$\text{RCF} = \text{zawartość związku w korzeniu} / \text{zawartość związku w roztworze zewnętrznym}$

Kolejne eksperymenty [Bell, Failey 1991] wykazały, że pobieranie zanieczyszczeń organicznych przez korzenie roślin z roztworów zależy głównie od właściwości fizyko-chemicznych badanych związków, takich jak: rozpuszczalność w wodzie i wartość współczynnika podziału oktanol/woda ( $K_{ow}$ ).

Ogólną tendencję danego związku do akumulowania się w tkankach testowanego organizmu określa współczynnik biokoncentracji BCF (ang. *Bioconcentration Factor*). Dla roślin ma on postać następującą [Travis, Armes 1988; Wild, Jones 1992]:

$\text{BCF}_R = \text{zawartość związku w częściach nadziemnych roślin} / \text{zawartość związku w glebie}$

Travis i Armes [1988] na podstawie danych z literatury dotyczących 29 związków organicznych o różnych (1,15–9,35) wartościach  $\log K_{ow}$ , otrzymali następującą zależność:  $\log \text{BCF}_R = 1,588 - 0,578 \log K_{ow}$ .

Wartości  $\text{BCF}_R$  obliczone na podstawie tego równania mają charakter przybliżony, ponieważ równanie uwzględnia jedynie właściwości analizowanego związku, natomiast nie bierze pod uwagę specyficznych interakcji związanych z układem roślina-gleba. Webber i Goodin [1992] wykazali, że wartość współczynnika biokoncentracji antracenu w komórkach rajgrasu i soi zależy od gatunku rośliny i właściwości gleby, a także od poziomu zanieczyszczenia gleby tym związkiem. Autorzy ci [Webber i Goodin 1992] uprawiali rośliny testowe na trzech różnych glebach nawożonych osadami ściekowymi. Osady zawierały antracenen znaczący izotopem węgla  $^{14}\text{C}$  na poziomie 2, 5 i 10 mg/kg. Wartości  $\text{BCF}_R$  antracenu w komórkach roślin wahały się w granicach od 0,00 do 0,04 dla rajgrasu i od 0,04 do 0,33 dla soi. Dla porównania, wartość  $\text{BCF}_R$  dla antracenu, obliczona na podstawie równania Travis i Armes [1988] wynosi 0,09. Zdaniem Hembrock-Heger [1992] pobieranie WWA przez korzenie roślin z gleby jest niskie, a współczynniki biokoncentracji tych związków w roślinach są poniżej 0,1.

Uważa się [Bell, Failey 1991; Wild, Jones 1992], że pobieranie związków organicznych (w tym i WWA) przez rośliny z roztworu glebowego przebiega w dwóch etapach: 1) sorpcja i 2) przenikanie. Sorpcja jest procesem szybkim, zachodzącym na powierzchni zewnętrznej korzenia, natomiast przenikanie związane z transportem ksenobiotyków w poprzek tkanek korzenia jest procesem powolnym [Bell, Failey 1991]. Biorąc pod uwagę właściwości fizyko-chemiczne WWA (bardzo mała rozpuszczalność w wodzie, mała lotność, wysoka wartość

$\log K_{ow}$  [Sims, Overcash 1983]), można sądzić, że dla tego typu związków dominującą rolę spełnia sorpcja. Opinię tę potwierdzają badania Bella i Failey'a [1991] nad pobieraniem innych hydrofobowych ksenobiotyków (pestycydów i PCB) przez korzenie roślin, podczas których wykazano, że ponad 90% całkowitej ilości tych związków gromadziło się w skórce korzeni roślin, takich jak: rzepa szwedzka i kukurydza [Bell, Failey 1991]. Odmienne wyniki badań przedstawili Wild i Jones [1991], którzy oznaczali zawartość 15 WWA w korzeniach marchwi (produkt handlowy). Stwierdzili oni, że skórka zawierała 187,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , co stanowiło tylko 30% ogólnej ilości tych związków w korzeniach. Zdaniem Bella i Failey'a [1991], marchew czy pasternak należą do grupy roślin mających w korzeniach specjalne komórki tłuszczowe, umożliwiające lepsze pobieranie i transport związków lipofilnych typu WWA.

Pobieranie większości niepolarnych ksenobiotyków z gleby jest procesem pasywnym [Bell, Failey 1991; Sikkema i in. 1995]. Nadal jednak niewiele wiadomo na temat dróg transportu tych związków w poprzek korzenia (kanał symplastyczny i apoplastyczny) [Bell, Failey 1991; Sikkema i in. 1995]. Występowanie WWA i ich metabolitów wewnątrz komórek roślin, jak również obecność tam enzymów katalizujących przemiany WWA, świadczy o możliwości przenikania tych związków do cytoplazmy komórek [Sikkema i in. 1995]. Harms i Kottutz [1990] udowodnili, że istnieją różnice w metabolizmie  $^{14}\text{C}$ -antracenu i  $^{14}\text{C}$ -fenantrenu w kulturach tkankowych roślin jedno- i dwuliściennych. Spośród testowanych roślin największe ilości badanych związków metabolizowały komórki pszenicy – 50% antracenu i 11% fenantrenu, natomiast w komórkach pomidora ponad 80% fenantrenu i 3% antracenu identyfikowano jako związek podstawowy. Badania Negishi i in. [1987] wskazały na obecność produktów przemian biochemicznych benzo(a)pirenu w liściach soi uprawianej w glebie skażonej tym związkiem. Stwierdzono występowanie formy fenolowej i diolowej BaP. Produktami detoksykacji w komórkach liści soi były połączenia glukuronowe i siarczanowe tego związku. Ocenia się, że w komórkach roślin przemianom ulega od 2 do 18% zasymilowanego BaP [Maliszewska-Kordybach 1986; Sims, Overcash 1983].

## WPŁYW WWA NA ROŚLINY

Zanieczyszczenia chemiczne środowiska są przeważnie złożoną mieszaniną różnych związków organicznych i nieorganicznych. Utrudnia to znacznie określenie specyficznego oddziaływania poszczególnych związków na rośliny. Zdaniem Kratza [1994], organiczne zanieczyszczenia powietrza działają przeważnie w niskich dawkach i z takim opóźnieniem czasowym, że ich bezpośrednia szkodliwość dla roślin w ciągu trwania jednego sezonu wegetacyjnego jest trudna do stwierdzenia. Przy długoterminowym działaniu substancji potencjalnie szkodliwych i przy wysokich ich stężeniach w powietrzu mogą wystąpić na liściach roślin schorzenia chroniczne, takie jak chlorozy i nekrozy. Sugeruje się [Wyźgolik 1993], że uszkodzenia roślin związane są z powstawaniem pod wpływem światła tlenowych pochodnych WWA, które mogą działać utleniająco na aparat asymilacyjny. Największe uszkodzenia organów roślinnych powodują związki o 3 i 4 skondensowanych pierścieniach, m.in. antracen i fluoranten [Wyźgolik 1993]. Uważa się [Kratz 1994; Wyźgolik 1993], że reakcja roślin na organiczne zanieczyszczenia powietrza, w tym i WWA, zależy przede wszystkim od gatunku

rośliny, ale także od wieku liści; liście młode mające cienką warstwę kutykuli są mniej odporne na uszkodzenia w porównaniu z liśćmi starszymi [Wyżgolik 1993].

Wyniki badań nad wpływem WWA na kiełkowanie nasion i wzrost roślin świadczą o tym, że wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne mogą działać hamująco [Baud-Grasset i in. 1993; Jensen, Folker-Hansen 1995, Kummerová i in. 1995, 1996], stymulująco [Jensen, Folker-Hansen 1995, Kummerová i in. 1995, 1996], jak i nie wykazywać żadnego wpływu na testowane rośliny [Jensen, Folker-Hansen 1995; Weber i in. 1984]. Efekt ten zależy od:

- a) właściwości związku,
- b) zawartości WWA w glebie lub badanym roztworze,
- c) obecności innych związków,
- d) czasu oddziaływania WWA na roślinę,
- e) właściwości badanej gleby oraz
- f) cech morfologicznych badanej rośliny (np. zawartość kwasów tłuszczowych w nasionach).

Niektórzy autorzy [Kummerová i in. 1995; Wyżgolik 1993] są zdania, że WWA, takie jak BaP czy dibenzo(a,h)antracen, mogą przy niskich stężeniach działać stymulująco na wzrost roślin, natomiast wyższe stężenia tych związków w podłożu wpływają hamująco na wzrost kiełków, np. żyta, marchwi [Wyżgolik 1993] i sałaty [Kummerová i in. 1995]. Kummerová i in. [1995] testowali czułość korzeni i hypokotyli sałaty na różne (0,1, 1, 5, 10, 50 i 100 mg/l) stężenia BaP rozpuszczonego w mieszaninie aceton/woda (1+99). Nasiona podkiełkowano w wodzie destylowanej i przeniesiono na szalki Petriego po osiągnięciu przez korzenie długości 2 mm. Zaobserwowano stymulację wzrostu korzeni sałaty przy stężeniach BaP <50 mg/l, natomiast widoczny efekt hamujący wystąpił w ciemności przy stężeniu BaP 100 mg/l. Hypokotyl wykazywał mniejszą czułość na testowane stężenia BaP niż korzeń. Ci sami autorzy [Kummerová i in. 1996] stwierdzili, że fluoranten w stężeniach: 10, 100 i 500 µg/l wpływa hamująco na energię i siłę kiełkowania nasion. Wśród testowanych roślin najbardziej czułe na obecność tego związku okazały się być nasiona słonecznika, sałaty, świerku i pomidora. Baud-Grasset i in. [1993] badali fitotoksyczność WWA w zanieczyszczonej tymi związkami glebie. Kiełkowanie nasion sałaty, prosa i owsa było zupełnie zahamowane w glebie, gdzie suma 3- i 4-pierścieniowych WWA wynosiła 5878 mg/kg. Weber i in. [1984] nie zauważyli żadnego znaczącego wpływu mieszaniny 2-, 3- i 4-pierścieniowych WWA na wzrost kukurydzy, kostrzewy, soi i pszenicy w glebie o zawartości tych związków na poziomie 0,1, 1 i 10 mg/kg.

## WPŁYW ROŚLIN NA LOSY WWA W GLEBIE

Obecność roślin może w wielu przypadkach wpływać na przyspieszenie rozkładu ksenobiotyku w glebie [Aprill, Sims 1990; Reilley i in. 1996]. Efekt ten wiąże się przede wszystkim ze specyficznym oddziaływaniem systemu korzeniowego roślin wyższych na drobnoustroje glebowe. Strefa korzeniowa roślin (ryzosfera) jest obszarem intensywnych i złożonych zależności między systemem korzeniowym, mikroflorą glebową i środowiskiem glebowym [Aprill, Sims 1990]. Korzenie roślin nie uczestniczą bezpośrednio w procesach rozkładu organicznych zanieczyszczeń środowiska, ale poprzez oddziaływanie na drobnoustroje glebowe mogą te procesy intensyfikować lub spowalniać [Siuta 1993]. W pobliżu korzeni,

a zwłaszcza na ich powierzchni gromadzi się więcej drobnoustrojów niż w glebie pozostającej poza zasięgiem strefy korzeniowej [Aprill, Sims 1990]. Tłumaczy się to głównie zwiększoną dostawą substancji organicznych, do których zaliczamy wydzieliny korzeniowe oraz obumarłe, łuszczące się komórki naskórka i czapeczki okrywającej stożek wzrostu [Aprill, Sims 1990]. Zdaniem Aprilla i Simsa [1990], największe znaczenie jako pożywka dla drobnoustrojów glebowych mają śluzowate ściany komórek czapeczki, zbudowane głównie z węglowodanów. Mikroorganizmy glebowe, korzystając z tego łatwego źródła energii, mogą rozkładać w procesach kometabolizmu węglowodory o większej trwałości [Aprill, Sims 1990].

Każda roślina ma niepowtarzalny wpływ na ryzosferę [Aprill, Sims 1990], co może oddziaływać na tempo rozkładu ksenobiotyków w glebie. Według Aprilla i Simsa [1990], bardziej korzystny wpływ na rozwój mikroorganizmów glebowych wywiera system korzeniowy typu wiązkowego niż typu palowego; system wiązkowy bowiem charakteryzuje się dużą powierzchnią całkowitą korzeni oraz obejmuje swym zasięgiem większą przestrzeń glebową. Badania Reilley'a i in. [1996] wykazały, że wpływ gatunku rośliny (w badaniach uwzględniono sorgo, proso, kostrzewę i lucernę) na rozkład antracenu i pirenu w glebie uwidaczniał się tylko w początkowym etapie trwania doświadczenia i zanikał w miarę upływu czasu.

Rośliny wyższe oprócz korzystnego wpływu na mikroflorę glebową mogą również konkurować z drobnoustrojami o składniki pokarmowe, tlen i wodę [Siuta 1993]. Jak podaje Siuta [1993], intensywność procesów rozkładu np. zanieczyszczeń ropopochodnych w glebie zależy m. in. od stosunku węgla do azotu i węgla do fosforu, a także od pH gleby i od rodzaju rośliny uprawnej. Dzięki stosowaniu zabiegów agrotechnicznych, takich jak spulchnianie, deszczowanie lub odprowadzanie nadmiaru wody oraz dzięki uprawie roślin można wpływać na poprawę właściwości gleby, a tym samym na intensyfikację procesów rozkładu węglowodorów. Ze względu na potrzebę spulchniania gleby, korzystnie jest uprawiać okopowe oraz kukurydzę [Siuta 1993]. Wyniki badań Maliszewskiej-Kordybach i Smreczak [1997] dotyczących oceny zawartości 13 WWA w glebach z terenu gmin Wilków, Końskowola, Puławy i Żyrzyn (województwo lubelskie) wskazują, że sposób użytkowania gruntów ma wpływ na zawartość w nich WWA. Grunty przeznaczone pod intensywną uprawę roślin zawierają mniej wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w porównaniu z użytkami zielonymi (odpowiednie średnie zawartości 213 i 298  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ). Zdaniem Siuty [1993] roślinność darniowa silnie konkuruje o azot i fosfor z drobnoustrojami glebowymi, co spowalnia procesy rozkładu węglowodorów.

## PODSUMOWANIE

W pracy dokonano przeglądu literatury dotyczącej źródeł, pobierania i oddziaływania wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w układach gleba-roślina wyższa.

Trwałe zanieczyszczenia organiczne typu WWA mogą gromadzić się w roślinach w wyniku sorpcji na częściach nadziemnych (z zanieczyszczeń atmosferycznych) i podziemnych (z zanieczyszczonej gleby) oraz w mniejszym stopniu w wyniku pobierania tych związków przez korzenie roślin z roztworu glebowego



lub przez liście z powietrza. Zanieczyszczenia roślin uprawnych przez WWA stwarza niebezpieczeństwo przechodzenia tych związków do łańcucha pokarmowego na drodze roślina - człowiek lub roślina - zwierzę - człowiek.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne występujące w środowisku mogą również oddziaływać bezpośrednio na rośliny, przy czym rodzaj tych oddziaływań (inhibicja lub stymulacja wzrostu) uwarunkowany wieloma czynnikami nie jest do chwili obecnej jednoznacznie określony. Z drugiej strony uprawa niektórych roślin może w istotny sposób wpływać na proces rozkładu i przemiany WWA w glebach.

## LITERATURA

- APRILL W., SIMS R.C. 1990: Evaluation of the use of prairie grasses for stimulating polycyclic aromatic hydrocarbon treatment in soil. *Chemosphere*, 20: 253-365.
- BAUD-GRASSET F., BAUD-GRASSET S., SAFFERMAN S.I. 1993: Evaluation of the bioremediation of a contaminated soil with phytotoxicity tests. *Chemosphere*, 26: 1365-1374 [wg Jensen, Folker-Hansen 1989].
- BELL M., FAILEY R.A. 1991: Plant uptake of organic pollutants. [In:] Organic contaminants in the environment. Ed. by K.C. Jones: 189-206.
- FAZIO T., HOWARD J.W. 1983: Polycyclic aromatic hydrocarbons. [In:] Handbook of polycyclic aromatic hydrocarbons. Ed. by A. Bjorseth: 461-505.
- HARMS H., KOTTUTZ E. 1990: Uptake, fate and persistence of organic contaminants in different plant systems - cell suspension cultures, root cultures and intact plants. Proc. Seminar held at Braunschweig on 6-8 June 1990, Eds. H.E. Hall, D.R. Sauerbeck, P.L. Hermite.
- HEMBROCK-HEGER A. 1992: Persistent organic contaminants in soils, plants and food. Proc. of a Seminar held at Braunschweig on 6-8 June 1990, Eds. H.E. Hall, D.R. Sauerbeck, P.L. Hermite.
- INDEKA L. 1988: Benzo(a)pyrene content in potatoes and other vegetables cultivated within the zone of petrochemical plant emission in Płock. *Environm. Prot. Eng.*, 14: 127-132.
- JENSEN J., FOLKER-HANSEN H. 1995: Soil quality - criteria for selected organic compounds. National Environmental Research Institute, Raport No 47: 101-128.
- JONES K.C., GRIMMER G., JACOB J., JOHNSTON A.E. 1989: Changes in the polynuclear aromatic hydrocarbon content of wheat grain and pasture grassland over the last century from one site in the U. K. *The Science of the Total Environment*, 78: 117-130.
- KRATZ W. 1994: Survey of atmospheric heavy metal, PAH and PCB deposition - monitored by Scots pine needles. Mat. of Third European Conference on Ecotoxicology on 28-31 August, p.7.05, Zurich, Switzerland.
- KUMMEROVÁ M., SLOVAK L., HOLOUBEK I. 1995: Phytotoxicity studies of benzo(a)pyrene with *Lactuca sativa*. *Tox. and Environ. Chem.*, 15: 197-203.
- KUMMEROVÁ M., SLOVAK L., MAZANKOVÁ J., HOLOUBEK I. 1996: The effect of fluoranthene on the germination of plants. Mat. of Third International Symposium, TOCOEN 96 and Satellite Workshops on 28 April - 3 May: 233-236 Luhačovice, Czech Republic.
- LAWRENCE J.F., WEBER D.F. 1984: Determination of PAHs in Canadian samples of processed vegetable and dairy products by liquid chromatography with fluorescence detection. *J. Agricult. Food Chem.*, 32: 794-797.
- LODOVICI M., DOLARA P., TAITI S., DELCARMINE P., BERNARDI L., AGATI L., CIAPPELLANO S. 1994: Polynuclear aromatic hydrocarbons in the leaves of the evergreen tree *Laurus nobilis*. *Sci. Tot. Environ.*, 153: 61-88.
- MALISZEWSKA-KORDYBACH B. 1986: Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w środowisku przyrodniczym. *Wiad. Ekol.*, 32: 47-66.

- MALISZEWSKA-KORDYBACH B., SMRECZAK B. 1997: Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebach użytkowanych rolniczo na terenie woj. lubelskiego. *Rocz. Glebozn.* 48, 1/2: 95–110.
- MEI-TEINLO, SANDI E. 1978: Polycyclic aromatic hydrocarbons (polynuclears) in food. *Resid. Rev.* 68: 35–86.
- NAKAJIMA D., YOSHIDA Y., SUZUKI S., SUZUKI S. 1995: Seasonal changes in the concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in azalea leaves and relationship to atmospheric concentration. *Chemosphere*, 30: 409–418.
- NEGISHI T., NAKANO M., KOBAYASHI S., CHUN HO KIM 1987: Isolation and determination of benzo(a)pyrene glucuronide and sulfate conjugates in soybean leaves. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 294–298.
- OBIEDZIŃSKI M. 1985: Higieniczne aspekty występowania wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w wybranych artykułach spożywczych. *Rocz. WIHiE*, Supplement 23: 3–63.
- REILLEY K.A., BANKS M. K., SCHWAB A. P. 1996: Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere. *J. Environ. Qual.* 25: 212–219.
- SIKKEMA J., DE BONT J.A.M., POOLMAN B. 1995: Mechanism of membrane toxicity of hydrocarbons. *Microb. Rev.* 2: 201–222.
- SIMONICH S.L., HITES R.A. 1994 a: Importance of vegetation in removing polycyclic aromatic hydrocarbons from the atmosphere. *Nature* 370: 49–51.
- SIMONICH S.L., HITES R.A. 1994 b: Vegetation - atmosphere partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* 28: 939–943.
- SIMS R.C., OVERCASH M.R. 1983: Fate of polynuclear aromatic compounds (PANs). *Resid. Rev.* 88: 1–68.
- SIUTA J. 1993: Biodegradacja ropopochodnych składników w glebach i w odpadach. Wyd. IOŚ, Warszawa.
- TRAVIS C.C., ARMES D.A. 1988: Bioconcentration of organics in beef, milk, and vegetation. *Environ. Sci. Technol.* 22: 271–274.
- WANIA F., PACYNA J.M., MACKAY D. 1996: Global fate of persistent organic pollutants. Mat. of Third International Symposium, TOCOEN 96 and Satellite Workshops on 28 April – 3 May, Luhacovice, Czech Republic, 35–41.
- WEBER J.B., DORNEY J.R., OVERCASH M.R. 1984: Crop plant growth and uptake of toxic organic pollutants found in sewage sludge: polynuclear aromatics. Proc. of the Traingle Conference on Environmental Technology, on 6–8 March, Duke University: 1–17, [wg Jensen i Folker-Hansen 1995].
- WEBBER M.D., GOODIN J.D. 1992: Studies on the fate of organic contaminants in sludge treated soils. Proc. of a Seminar held at Braunschweig on 6-8 June 1990: 55–69, Eds. J.E. Hall, D.R. Sauerbeck, P. L'Hermitte.
- WILD S.R., JONES K.C. 1991: Studies on the polynuclear aromatic hydrocarbon content of carrots (*Daucus carota*). *Chemosphere* 23: 243–251.
- WILD S.R., JONES K.C. 1992: Organic chemicals entering agricultural soils in sewage sludges: screening for their potential to transfer to crop plants and livestock. *Sci. Tot. Environ.* 119: 85–119.
- WYŻGOLIK B. 1993: Uszkodzenia roślin w rejonie oddziaływania zanieczyszczeń emitowanych z koksowni. Mat. Zjazd.: Chemia nowych materiałów. 8-11 września, Toruń.

B. Smreczak

## POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS (PAHs) IN SOIL – HIGHER PLANT SYSTEMS

Department of Soil Science and Land Protection, Institute of Soil Science  
and Plants Cultivation at Puławy

### SUMMARY

The review of the data on the sources, uptake and influence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the soil - higher plant systems are the subject of the paper.

Persistent organic pollutants such as PAHs can accumulate in higher plants as a result of sorption on the above ground parts of plants (air pollution) and on the roots (polluted soil) as well as, to a lesser degree, in consequence of root uptake from soil solution and vapour uptake by plants. Contamination of edible parts with PAHs make up a risk of entering those compounds the food chain on the way a higher plant - a human or a higher plant - an animal - a human.

PAHs appearing in the environment also can directly affect plants with the kind of those reactions (growth inhibition or growth stimulation) depend on many factors and they are not univocally determinated till this time. On the other side some plant growing can significantly influence processes of decomposition and transformation of PAHs in soils.

*Praca wpłynęła do redakcji w grudniu 1996 r.*

*Mgr inż. Bożena Smreczak  
Zakład Gleboznawstwa i Ochrony Gruntów  
Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach  
24-100 Puławy, ul. Czartoryskich 8*

