

BARBARA MALISZEWSKA-KORDYBACH, DANUTA MASIAK

KINETYKA ROZKŁADU FLUORENU W GLEBIE PIASKOWEJ

Zakład Gleboznawstwa i Ochrony Gruntów IUNG w Puławach
Zakład Mikrobiologii IUNG w Puławach

WSTĘP

Zagospodarowanie różnego rodzaju ścieków, osadów ściekowych i odpadów stanowi w wielu krajach, m.in. i w Polsce, znaczący problem [1-4, 19, 22]. Jedną z najtańszych i szeroko stosowanych metod jest składowanie ich i neutralizacja na specjalnie przystosowanych do tego celu terenach [4]. Niektóre z tych osadów lub przygotowane z nich komposty mogą być również wykorzystywane w rolnictwie do celów nawozowych [1, 3, 16, 22]. Znaczne trudności powstają jednak, gdy odpady te zawierają związki toksyczne, trudno rozkładalne lub łatwo ulatniające się i przemieszczające w glebie. Do takich wysoce szkodliwych związków — i to już w ilościach mikrośladowych — należą wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), charakteryzujące się silnymi właściwościami rakotwórczymi oraz mutagennymi i występujące w znacznej części odpadów i ścieków przemysłowych, a nawet miejskich [1, 4, 15, 19, 22]. Wspomniane węglowodory po dostaniu się do gleby mogą ulegać wielu procesom (rozkład chemiczny i mikrobiologiczny, ulatnianie się i fotodegradacja, wiązanie z fazą stałą gleby i włączanie do humusu), z których największe znaczenie mają przemiany mikrobiologiczne, mogące prowadzić do całkowitej mineralizacji tych związków [16, 21]. W przypadku wysokich stężeń WWA w glebie część z nich może być pobierana przez niektóre rośliny i wchodzić wraz z nimi składnikami do łańcucha pokarmowego [5, 8, 21, 22]. Ogólna szybkość i zakres usuwania WWA ze środowiska glebowego zależą od wielu czynników zarówno środowiskowych i mikrobiologicznych, jak i związanych z właściwościami danych węglowodorów [6, 10, 13, 16, 21].

Podjęte w niniejszej pracy badania modelowe miały na celu określenie szybkości rozkładu fluorenu, węglowodoru z grupy WWA, w glebie piaskowej w zależności od jego stężenia. Ze względu na możliwość prze-

nikania WWA do głębszych poziomów gleby, w badaniach uwzględniono również wpływ właściwości gleby pochodzącej z dwóch głębokości: 0 - 20 cm i 30 - 50 cm.

MATERIAŁY I METODYKA

W badaniach stosowano glebę piaskową (typu rdzawego) z dwóch głębokości (poziom orno-próchniczny i podglebie) pobraną z terenów rolniczych oddalonych od źródeł emisji WWA. Glebę z poziomu orno-próchnicznego określano jako glebę *A*, a glebę z warstwy podglebia jako glebę *B* (tab. 1).

Tabela 1

Właściwości gleby — Soil properties

| Właściwości gleby — Soil properties | Gleba <i>A</i> — Soil <i>A</i> | Gleba <i>B</i> — Soil <i>B</i> |
|---|--------------------------------|--------------------------------|
| | głębokość — depth (cm) | |
| | 0-20 | 30-50 |
| Procentowy udział frakcji o średnicy w mm Per cent of fractions of mm in dia | | |
| 1,0-0,1 | 89 | 94 |
| 0,1-0,02 | 4 | 3 |
| < 0,02 | 7 | 3 |
| < 0,002 | 4 | 1 |
| Próchnica — Humus (%) | 1,24 | 0,14 |
| H_h (meq/100 g) | 0,90 | 0,38 |
| P (mg/100 g) | 8,2 | 1,1 |
| K (mg/100 g) | 13,4 | 1,2 |
| pH (KCl) | 6,4 | 5,6 |
| Pojemność kapilarna wodna (% wag.) Capillary water capacity (weight %) | 22 | 16 |

Badania rozkładu fluorenu prowadzono metodą inkubacyjną. Naważki powietrznie suchej gleby (40 g), przesianej przez sito Φ 2 mm, wsypywano do zlewek o pojemności 100 ml, uzyskując warstwę o grubości około 3 cm. Do każdej próbki dodawano po 5,2 g H_2O (60% pojemności kapilarnej gleby *A*). Zlewki zamykano nakrywkami z folii aluminiowej, pozostawiano na 12 godzin w celu równomiernego nawilżenia próbek, po czym do każdej z nich dodawano po 1 ml roztworu fluorenu w cykloheksanie. Przeprowadzono dwie serie doświadczeń; przy stężeniu początkowym fluorenu 6,25 $\mu\text{g/g}$ powietrznie suchej gleby (I seria) i przy stężeniu 12,5 $\mu\text{g/g}$ (II seria), co odpowiada zakresowi stężeń WWA na terenach wysoce zanieczyszczonych [5, 15, 21]. Część próbek gleby *A* z I serii poddawano sterylizacji w autoklawie (3 razy co 24 godziny). Próbki kontrolne pozostawiono bez dodatku fluorenu. Wszystkie próbki

inkubowano w termostacie w temperaturze $25 \pm 0,5^\circ \text{C}$ w ciemności w warunkach tlenowych przez 2,5 - 3,0 miesięcy.

Do każdego oznaczenia fluorenu pobierano po 3 równoległe próbki, które suszono w temperaturze pokojowej przez 12 godzin i w 40°C przez 2 godziny, a następnie ekstrahowano w całości (40 g) 200 ml cykloheksanu w aparacie Soxhleta przez 6 godzin. Zarówno rodzaj rozpuszczalnika, jak i czas ekstrakcji ustalono na podstawie danych z literatury [12]. Określona doświadczalnie wydajność ekstrakcji dla zakresu 1,0 - 12,5 $\mu\text{g/g}$ wynosiła $52 \pm 8\%$, co odpowiada wartościom uzyskiwanym przez innych autorów [7].

Otrzymane ekstrakty zagęszczano na wyparce próżniowej do objętości 0,5 - 1,0 ml i analizowano metodą chromatografii gazowej na aparacie Chrom 5 z detektorem płomieniowo-jonizacyjnym i integratorem mikroprocesorowym typu CJ-100. Stosowano kolumnę o długości 2,5 m z wypełnieniem 5% fazy SE-30 na Chromosorbie WAW DMCS 80 - 100 mesh. Ilościowe oznaczenie fluorenu przeprowadzono metodą kalibracji wewnętrznej, stosując jako wzorzec wewnętrzny n-tetradekan. Warunki analizy: program temperatury $100 - 160^\circ \text{C}$, $10^\circ/\text{min}$, $160 - 200^\circ \text{C}$, $7,5^\circ/\text{min}$, izoterma 200°C , 5 min; gaz nośny N_2 30 ml/min, H_2 25 ml/min, powietrze 500 ml/min, objętość próbki 0,5 - 1,0 μl . Dla każdej próbki wykonano po 3 oznaczenia; przedstawione wyniki są średnią arytmetyczną z tych oznaczeń dla 3 równoległych próbek. Przed rozpoczęciem doświadczeń wykonano analizę chromatograficzną ekstraktów gleby A i B bez dodatku fluorenu. W warunkach stosowanych w niniejszej pracy nie stwierdzono, aby ekstrakty te zawierały związki o czasie retencji odpowiadającym fluorenowi, w ilościach, które mogłyby wpływać na wynik analizy.

Aby opisać kinetykę ogólnego procesu rozkładu fluorenu w glebie, zastosowano równanie reakcji pseudopierwszego rzędu, powszechnie przyjęte w tego typu badaniach [10, 11]. Stałą szybkości reakcji (k) wyznaczano z wykresu $\ln C_t/C_0 = f(t)$, gdzie C_0 — stężenie początkowe fluorenu, C_t — stężenie fluorenu po czasie t , t — czas.

Nachylenie uzyskanej tą metodą prostej odpowiada ujemnej wartości stałej szybkości k . Czas połowicznego rozkładu obliczano ze wzoru $T_{1/2} = \ln 2/k$ [11]. Równania odpowiednich prostych wyznaczano metodą analizy regresji. Analizę statystyczną uzyskanych wyników przeprowadzono na podstawie procedury t -Studenta przy założonym poziomie istotności $\alpha = 0,05$.

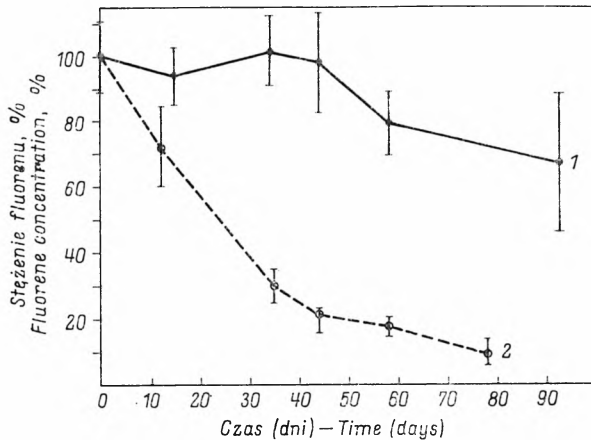
Badania mikrobiologiczne prowadzono, wysiewając zawiesinę gleby w wodzie (10 g gleby + 90 ml H_2O) na: 1) pożywce agarowej z wyciągiem glebowym w celu zbadania ogólnej ilości bakterii i promieniowców, 2) pożywce selektywnej dla wyizolowania bakterii z rodzaju *Pseudomonas* [20], 3) pożywce selektywnej dla wyizolowania grzybów [17]. Hodo-

włą drobnoustrojów prowadzono w temperaturze 20°C w ciągu 5 dni. Liczebność bakterii i promieniowców określano na tych samych płytkach (4 powtórzenia) w przeliczeniu na 1 g suchej masy gleby.

OMÓWIENIE WYNIKÓW I DYSKUSJA

ROZKŁAD FLUORENU W GLEBIE STERYLNEJ

Wstępna seria badań dotycząca rozkładu fluorenu w glebie A, poddanej uprzednio sterylizacji, miała na celu określenie roli procesów abiotycznych i biologicznych w ogólnych stratach tego związku. Badania mikrobiologiczne przeprowadzone na początku i na końcu okresu inkubacji potwierdziły całkowitą jałowość gleby przez cały czas trwania doświadczenia.



Rys. 1. Rozkład fluorenu w glebie sterylnej i niesterylnej 1 — gleba A sterylna, 2 — gleba A niesterylna

Fig. 1. Fluorene degradation in sterile and nonsterile soil: 1 — sterile soil A, 2 — nonsterile soil A

Z przedstawionych danych (rys. 1) wynika, iż stężenie fluorenu w próbkach gleby pozbawionych mikroflory utrzymuje się praktycznie na stałym poziomie przez miesiąc; spadek zaobserwowany pod koniec drugiego miesiąca inkubacji związany jest prawdopodobnie z nieuniknionymi stratami na skutek ulatniania się w wyniku niewystarczająco szczelnego zamknięcia kolbek. Nie można też wykluczyć, że straty te spowodowane są, przynajmniej w pewnej części, reakcjami chemicznymi (np. kopolimeryzacja ze związkami próchnicznymi gleby katalizowana przez związki nieorganiczne [14] lub autooksydacja, chociaż ta ostatnia jako bardzo powolna [6] nie odgrywa tu prawdopodobnie istotnej roli).

W tym samym czasie spadek zawartości fluorenu w glebie *A* nie pozbawionej aktywności biologicznej (nie sterylnej) jest bardzo intensywny (rys. 1), co świadczy o niewątpliwie decydującej roli procesów mikrobiologicznych w rozkładzie tego związku w badanej glebie. Szybkość abiotycznych reakcji chemicznych przebiegających w tych warunkach jest prawdopodobnie tak niewielka [6], iż nie mają one większego znaczenia w ogólnym bilansie strat WWA z gleby.

Brak rozkładu innych węglowodorów z grupy WWA — naftalenu i antracenu — w sterylnych próbkach osadów morskich zaobserwowano również w pracach Bauera i Capone'a [2] oraz Heitkampa i wsp. [9]; te same osady nie pozbawione mikroflory wykazywały znaczną zdolność degradacji obu węglowodorów. Również Fritz [8] zauważył zahamowanie rozkładu benzo(a)pirenu przez okres kilku lat w próbkach gleby z dodatkiem substancji bakteriobójczych. Uzyskane rezultaty pozostają natomiast w sprzeczności z wynikami Bossert i wsp. [3], według których abiotyczne straty WWA w glebie zatrutej 2% chlorkiem rtęci sięgają 48% strat tych węglowodorów z gleb aktywnych biologicznie.

BADANIA MIKROBIOLOGICZNE

Biorąc pod uwagę mikrobiologiczny charakter przemian fluorenu w glebie, przeprowadzono badania mające na celu określenie wpływu tego węglowodoru na mikroflorę gleby piaskowej *A* po 3 miesiącach inkubacji przy dwóch poziomach stężeń fluorenu: I — 6,25 $\mu\text{g/g}$ i II — 12,5 $\mu\text{g/g}$.

Tabela 2

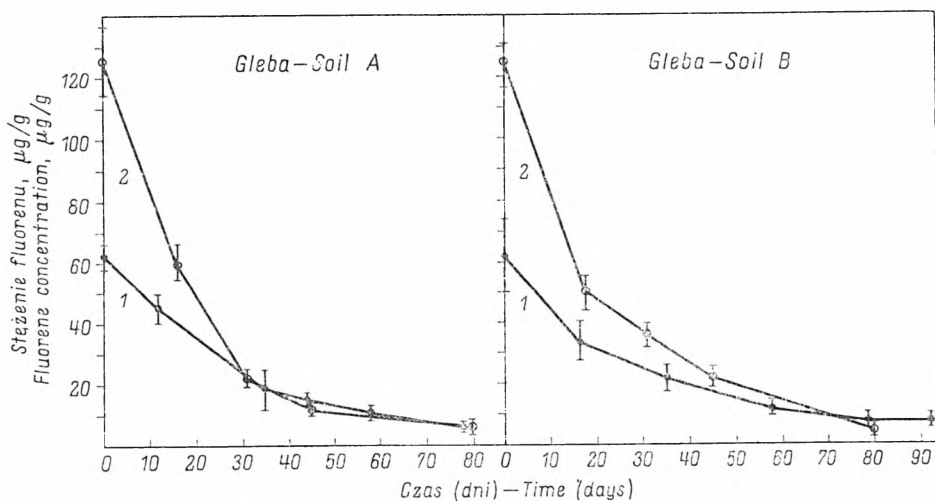
Populacje drobnoustrojów heterotroficznych w glebie inkubowanej z dodatkiem fluorenu
Properties of heterotrophic microorganisms in soil incubated with fluorene

| Drobnoustroje Microorganisms | Liczba drobnoustrojów w 1 g s.m. gleby $\times 10^4$ Population: 10^4 organisms/1 g dry weight of soil | | |
|---|---|---|------------------------|
| | gleba <i>A</i> — soil <i>A</i> | gleba <i>A</i> po 3 miesiącach inkubacji z dodatkiem fluorenu o stężeniu: soil <i>A</i> after 3 months of incubation with fluorene at the concentration of: | |
| | | 6,25 $\mu\text{g/g}$ | 12,50 $\mu\text{g/g}$ |
| Promieniowce — ogólna ilość Actinomyces — total amount | 200 | 4 000 | 3 600 |
| Bakterie — ogólna ilość Bacteria — total amount | 400 | 550 | 3 600 |
| <i>Pseudomonas</i> | <i>Ps. species</i> | <i>Ps. fluorescens</i> | <i>Ps. fluorescens</i> |
| | 4,2 | 1,3 | 1,5 |
| Grzyby — Fungi | 4,5 | 1,0 | 0,6 |

Z danych zestawionych w tabeli 2 wynika, iż obecność fluorenu nie wpływa na ogólną liczebność bakterii, następuje natomiast selektywna adaptacja szczepu *Pseudomonas fluorescens*. Wzrasta również znacznie liczba promieniowców, a maleje populacja grzybów, co może świadczyć o ich większej wrażliwości na toksyczne działanie WWA. Można więc przypuszczać, iż decydującą rolę w rozkładzie fluorenu w glebie piaskowej odgrywają mikroorganizmy prokariotyczne, wykazujące zdolność wykorzystywania niższych WWA jako źródła węgla i energii [16, 21]. W przeciwieństwie do nich grzyby rozkładają węglowodory z grupy WWA wyłącznie w procesach kometabolizmu, czerpiąc węgiel i energię z innych substancji odżywczych [16, 21].

Wpływ stężenia początkowego fluorenu na jego rozkład

Zarówno w przypadku gleby A, jak i B bezwzględne straty fluorenu są tym większe, im większa jego ilość została dodana do gleby na początku okresu doświadczalnego (rys. 2). Jest to szczególnie wyraźne w okresie pierwszego miesiąca inkubacji. I tak np. w próbkach gleby A o stężeniu początkowym 12,5 $\mu\text{g/g}$ straty fluorenu wynoszą w tym czasie 10 $\mu\text{g/g}$, a w próbkach o stężeniu 6,25 $\mu\text{g/g}$ — 4 $\mu\text{g/g}$. Odpowiednie wielkości strat dla gleby B wynoszą 9 $\mu\text{g/g}$ i 4 $\mu\text{g/g}$. Intensywny rozkład fluorenu trwa około 1 - 1,5 miesiąca do czasu, gdy jego stężenie

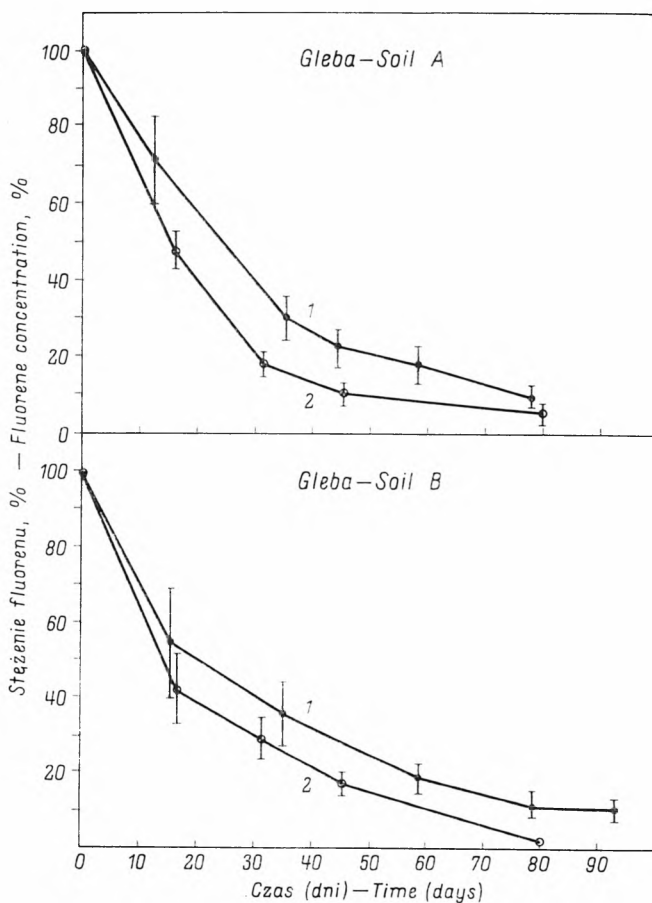


Rys. 2. Wpływ stężenia początkowego fluorenu na wielkość jego bezwzględnych strat w glebie: 1 — stężenie początkowe 6,25 $\mu\text{g/g}$, 2 — stężenie początkowe 12,50 $\mu\text{g/g}$

Fig. 2. Effect of initial concentration of fluorene on its degradation rate (expressed in $\mu\text{g/g}$) in soil: 1 — initial concentration 6,25 $\mu\text{g/g}$, 2 — initial concentration 12,50 $\mu\text{g/g}$

w glebie spadnie do poziomu około $1 \mu\text{g/g}$, niezależnie od wielkości dawki początkowej.

Wpływ zawartości początkowej fluorenu w glebie na przebieg jego rozkładu jest znacznie mniej wyraźny, gdy straty tego związku wyrażane są w jednostkach względnych, a więc w procentach w stosunku do wartości C_0 (rys. 3). Niemniej analiza statystyczna wykazała istnienie istotnych różnic między szybkością rozkładu fluorenu w glebie o niższej (seria I) i wyższej (seria II) zawartości tego związku (dla gleby A $t_{obl.} = 4,39$, $t_{tab.} = 2,365$; dla gleby B $t_{obl.} = 3,16$, $t_{tab.} = 2,365$). Czas połowicznego rozkładu fluorenu dodanego w ilości $12,5 \mu\text{g/g}$ do gleby A wy-



Rys. 3. Wpływ stężenia początkowego fluorenu na stopień jego rozkładu w glebie:
1 — stężenie początkowe $6,25 \mu\text{g/g}$, 2 — stężenie początkowe $12,50 \mu\text{g/g}$

Fig. 3. Effect of initial concentration of fluorene on its degradation rate (expressed in %) in soil: 1 — initial concentration $6,25 \mu\text{g/g}$, 2 — initial concentration $12,50 \mu\text{g/g}$

nosi 15 dni, a przy dawce początkowej 6,25 $\mu\text{g/g}$ — 22 dni. Odpowiednie wielkości dla gleby B wynoszą 17 dni i 26 dni (tab. 3).

Tabela 3

Parametry kinetyczne procesu rozkładu fluorenu w glebie piaskowej Temperatura 25°C, czas inkubacji 2,5–3,0 miesiące

Kinetic parameters of fluorene degradation in sandy soil Temperature 25°C, incubation time 2.5–3.0 months

| Parametr — Parameter | Gleba A — Soil A | | Gleba B — Soil B | |
|--|---|-------|------------------|-------|
| | stężenie fluorenu — fluorene concentration ($\mu\text{g/g}$) | | | |
| | 6,25 | 12,50 | 6,25 | 12,50 |
| Stała szybkości, k (dzień ⁻¹) Rate constant, k (day ⁻¹) | 0,032 | 0,046 | 0,027 | 0,041 |
| Czas połowicznego rozkładu $T_{1/2}$ (dni) Half-life, $T_{1/2}$ (days) | 22 | 15 | 26 | 17 |

Uzyskane wyniki pozostają w zgodzie z rezultatami prac innych autorów [2, 18, 21], którzy w odmiennych warunkach doświadczeń zaobserwowali również wzrost szybkości rozkładu węglowodorów z grupy WWA wraz ze wzrostem ich początkowego stężenia. Podany w literaturze [21] czas połowicznego rozkładu fluorenu w glebie wynosi 39 dni przy stężeniu 0,9 $\mu\text{g/g}$ i 2 dni przy stężeniu 500 $\mu\text{g/g}$.

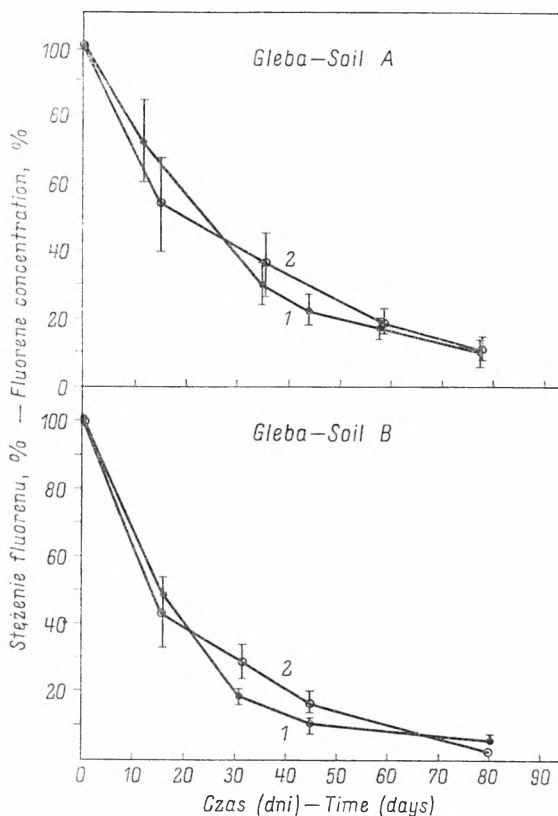
Poziom stężenia fluorenu w glebie po 3 miesiącach inkubacji, niezależnie od stężenia wyjściowego, wynosi 0,5 - 1,5 $\mu\text{g/g}$ (500 - 1500 ppb) i przewyższa wielokrotnie proponowane dopuszczalne stężenie indywidualnych WWA w glebie, np. dla benzo(a)-pirenu 30 ppb [15, 16]. Wynika stąd, iż glebę piaskową z terenu rolniczego zanieczyszczoną jednorazową dawką WWA o stężeniu 6,25 - 12,5 $\mu\text{g/g}$ po upływie 3 miesięcy należałoby nadal zaliczyć do gleb zanieczyszczonych tymi związkami.

Wpływ właściwości gleby na rozkład fluoru

Na rysunku 4 porównano przebieg rozkładu fluorenu w glebie A i B w przypadku dwóch poziomów stężeń tego związku (6,25 i 12,50 $\mu\text{g/g}$). Odpowiednie parametry kinetyczne podano w tabeli 3. Nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic w szybkości strat fluorenu z gleby A i B niezależnie od wartości jego stężenia początkowego (przy stężeniu 6,25 $\mu\text{g/g}$ $t_{obl.} = 0,26$, $t_{tab.} = 2,316$, a dla stężenia 12,50 $\mu\text{g/g}$ $t_{obl.} = 0,32$, $t_{tab.} = 2,447$).

Sumaryczne straty WWA z gleb uwarunkowane są wieloma nakładającymi się procesami [6, 16, 21]. Duże znaczenie ma tu adsorpcja; hydrofobowe cząsteczki WWA zaadsorbowane na lipofilowych cząstkach ma-

terii organicznej gleby w znacznym stopniu zmniejszają swoją ruchliwość i dostępność dla mikroorganizmów [2]. Gleba A, zawierająca więcej próchnicy i zasobniejsza niż gleba B (tab. 1), charakteryzuje się niewątpliwie bogatszą mikroflorą zdolną do rozkładu WWA, ale równocześnie silniejszą adsorpcją fluorenu uzależnioną głównie od zawartości C_{org} .



Rys. 4. Wpływ właściwości gleby na stopień rozkładu fluorenu: I — stężenie początkowe fluorenu 6,25 $\mu\text{g/g}$, II — stężenie początkowe fluorenu 12,50 $\mu\text{g/g}$

Fig. 4. Effect of soil properties on the degradation rate of fluorene. I — initial concentration of fluorene 6,25 $\mu\text{g/g}$, II — initial concentration of fluorene 12,50 $\mu\text{g/g}$

w glebie [21]. Mniejsza pojemność sorpcyjna gleby B może również sprzyjać stratom fluorenu spowodowanym jego ułatwianiem się. Wyznaczone w niniejszej pracy współczynniki kinetyczne, stosowane powszechnie [10, 11, 21] przy określaniu zdolności do rozkładu ksenobiotyków w glebie, mają głównie wartości porównawcze, stanowiąc wypadkową wszystkich skomplikowanych i bardzo mało jeszcze poznanych procesów.

WNIOSKI

Z przeprowadzonych badań wynika, co następuje:

1. Proces rozkładu fluorenu w glebie piaskowej ma głównie charakter przemian mikrobiologicznych, w których przeważającą rolę odgrywają mikroorganizmy prokariotyczne.

2. Jednorazowe wprowadzenie do gleby piaskowej dawki fluorenu o stężeniu 6 - 12 $\mu\text{g/g}$ powoduje, iż po 3 miesiącach zawartość tego związku w glebie nadal przekracza wartości uznane za dopuszczalne dla gleb zanieczyszczonych.

3. Szybkość rozkładu fluorenu w glebie piaskowej wzrasta wraz ze wzrostem jego stężenia początkowego od 6,25 do 12,50 $\mu\text{g/g}$.

4. Nie stwierdza się statystycznie istotnych różnic między ogólną szybkością rozkładu fluorenu w poziomie orno-próchnicznym i podglebiu badanej gleby piaskowej.

LITERATURA

- [1] Baranowa L. N., Szendrikowa I. A., Dikun P. P., Konasow J. P., Mięksiejew J. W., Zacharow A. A. Wlijanie tiremiczeski obrabotanogo osadka stocznych wod i komposta na osnovie jęgo na sodierżanie BaP i N-nitrosojedinenij w poczwie i kartofiele. *Chimia w Siel. Choz.* 1984, 22 s. 53 - 56.
- [2] Bauer J. E., Capone D. G. Degradation and mineralization of the polycyclic aromatic hydrocarbons anthracene and naphthalene in intertidal marine sediments. *Appl. Environ. Microb.* 1984, 50 s. 81 - 90.
- [3] Bossert I., Katchel W., Bartha R. Fate of hydrocarbons during oily sludge disposal in soil. *Appl. Environ. Microb.* 1984, 47 s. 763 - 767.
- [4] Bulman T. L., Fowlie P. J., Lessage S., Webaer M. D. Canadian research on the use of soil for treatment of petroleum wastes. *Trans. of XIII Congress of the International Society of Soil Science.* Hamburg 13 - 20 Aug. 1986.
- [5] Edwards N. T. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in terrestrial environment — A review. *J. Environ. Qual.* 1983, 12 s. 427 - 441.
- [6] EPA Raport 560/2-75-009. The Environmental fate of selected polynuclear aromatic hydrocarbons. Washington 1976.
- [7] Fowlie P. J. A., Bulman T. L. Extraction of anthracene and benzo(a)pyrene from soil. *Anal. Chem.* 1986, 54 s. 721 - 723.
- [8] Fritz W. Investigation of the behavior of benzo(a)pyrene in the soil and migration from the soil into crops. *Zbl. Mikrobiol.* 1983, 138 s. 605 - 616.
- [9] Heitkamp M. A., Freeman J. P., Cerniglia C. E. Naphthalene biodegradation in environmental microcosms: Estimates of degradation rates and characterization of metabolites. *Appl. Environ. Microbiol.* 1987, 53 s. 129 - 136.
- [10] Howard P. H., Banerjee S. Interpreting results from biodegradability tests of chemicals in water and soil. *Environ. Tox. Chem.* 1984, 3 s. 551 - 562.
- [11] Jury W. A., Spencer W. F., Farmer W. J. Behavior assessment for trace organics in soil. I. Model Description. *J. Environ. Qual.* 1983, 12 s. 553 - 564.

- [12] Lee M. L., Novotny M. V., Bartle K. D. Analytical chemistry of polycyclic aromatic hydrocarbons. New York 1981.
- [13] Lewandowski W., Karpińska B. Wpływ zanieczyszczeń powietrza na zawartość benzo/a/pirenu w glebie i piasku. Arch. Ochr. Środ. 1985, nr 3-4, s. 85-93.
- [14] Lui Shu-Yen, Bollag J. H. Binding xenobiotics to humus constituents. Trans. of XIII Congress of the International Society of Soil Science. Hamburg 13-20 Aug. 1986.
- [15] Maliszewska-Kordybach B. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w środowisku przyrodniczym. Wiad. Ekolog. 1986, 32 s. 47-66.
- [16] Maliszewska-Kordybach B. Mikrobiologiczne przemiany wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w środowisku glebowym. Post. Mikrobiol. 1987, 26 s. 233-248.
- [17] Martin J. P. Use of acid, rose bengal and *Streptomycin* in the plate method for estimating soil fungi. Soil Sci. 1960, 69 s. 215.
- [18] Pogłazowa M. N., Fiedosiejewa G. E., Hesina A. J., Miejsel M. N., Szabad L. M. Okисlenie bienz(a)pirena mikroorganizmami w zawiśimosti ot jego koncentracji w sriedie. Dok. AN SSSR 1968, 179 s. 1460-1462.
- [19] Rimmer D. L., Al-Khafaji A. Fate of added fuel oil in soil and its effect on soil aggregate stability. Trans. of XIII Congress of the International Society of Soil Science. Hamburg 13-20 Aug. 1986.
- [20] Sands D. C., Rovira A. D. Isolation of fluorescent *Pseudomonas* with selective medium. Appl. Microbiol. 1970, 20 s. 513-514.
- [21] Sims R. C., Overcash M. R. Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. Residue Reviews 1983, 88 s. 1-68.
- [22] Warner M. L., Sauer R. H., Carlisle D. W. Barley growth in coal liquid and diesel liquid fuels from coal and oil: A comparison of potential toxic effects on barley. Water, Air and Soil Poll. 1984, 22 s. 47-57.

Б. МАЛИШЕВСКА КОРДЫБАХ, Д. МАСЯК

КИНЕТИКА РАЗЛОЖЕНИЯ ФЛУОРЕНА В ПЕСЧАНОЙ ПОЧВЕ

Лаборатория химии почв, Отдела почвоведения и консервации почв
Институт агротехники, удобрения и почвоведения в Пулавах

Резюме

Проводились модельные исследования по разложению флуорена в песчаной почве в зависимости от его начальной концентрации, с учетом свойств почвы отобранной из двух глубин: 0-20 см и 30-50 см. Отсутствие заметного снижения содержания флуорена в период 2 месяцев в образцах почвы подвергнутой стерилизации позволяет предполагать, что процесс разложения указанного соединения носит преимущественно характер биологических преобразований. На основании проведенных микробиологических исследований можно предполагать, что основную роль в этом процессе играют прокариотические микроорганизмы. В изучаемом пределе концентраций 6,25-12,50 мкг/г абсолютная величина потерь флуорена из почвы и общая скорость его разложения повышаются с повышением его начальной концентрации. При начальной концентрации 6,25 мкг/г время полураспада флуорена составляет

22-26 дней, а при двукратно высшей концентрации — 15-17 дней. С другой стороны не установлено статистически существенных различий между скоростью потерь флуорена из пахотноперегнойного слоя и подпочвы. Проведенные исследования показали, что однократное внесение в песчаную почву дозы флуорена с концентрацией 6-12 $\mu\text{g/g}$ приводит к тому, что через 3 месяца содержание указанного соединения в почве далее превышает значения считаемые допустимыми для незагрязненных почв.

B. MALISZEWSKA-KORDYBACH, D. MASIAK

KINETICS OF FLUORENE DEGRADATION IN SANDY SOIL

Department of Soil Science and Land Protection
Institute of Soil Science and Plant Cultivation, Puławy

Summary

A laboratory study was conducted to investigate the effect of initial concentration of fluorene on its degradation rates. The tests were performed in sandy soil taken from 0-20 cm and 30-50 cm soil horizons. The results suggested that degradation of this compound in the soil proceeds mostly through its biological transformation. Based on a microbial investigations, it could be assumed that procaryotic microorganisms were primarily involved in these processes. Within the concentration range of 6.25-12.5 $\mu\text{g/g}$, the increase of initial fluorene concentration resulted in higher rates of its degradation and higher losses (expressed in absolute units). At the initial concentration of 6.25 $\mu\text{g/g}$, the half-life of fluorene was 22-26 days and at the twice higher concentration was 15-17 days. The differences between degradation rates of fluorene in the arable humous layer and subsoil were not statistically significant. The obtained data have shown that as a result of single application of fluorene to the soil (6-12.5 $\mu\text{g/g}$), its concentration after 3-month period exceeded the values regarded as admissible for noncontaminated soil.

Dr B. Maliszewska-Kordybach
Pracownia Chemii Gleb, Zakład Gleboznawstwa
i Ochrony Gruntów
IUNG, 24-100 Puławy

Praca wpłynęła do redakcji w kwietniu 1988 r.