

Natalia Gmitrzuk*

**WPŁYW ROŚLINNOŚCI NA ROZKŁAD SUBSTANCJI
ROPOPOCHODNYCH – POTENCJALNE MOŻLIWOŚCI
W PODCZYSZCZANIU WÓD OPADOWYCH
CZĘŚĆ II. WYNIKI BADAŃ DOTYCZĄCYCH WPŁYWU ROŚLIN
NA MIKROORGANIZMY ROZKŁADAJĄCE SUBSTANCJE
ROPOPOCHODNE – PRZEGLĄD LITERATURY**

**PLANTS IMPACT TO DEGRADATION PETROLEUM SUBSTANCES –
POTENTIAL OPPORTUNITIES TO CLEANING RAINWATERS
PART II. THE RESULTS OF STUDIES ON THE EFFECTS OF PLANTS
TO MICROORGANISMS DECOMPOSING PETROLEUM
SUBSTANCES – REVIEW OF LITERATURE**

Słowa kluczowe: substancje ropopochodne, biodegradacja, fitoremediacja, ryzosfera, mikroorganizmy.

Key words: petroleum substances, biodegradation, phytoremediation rhizosphere, microorganisms.

Streszczenie

Prezentowane w artykule rozważania dotyczą wpływu roślinności na mikroorganizmy rozkładające substancje ropopochodne. Artykuł ten jest kontynuacją tematu, jaki podjęto w części pierwszej opublikowanej w poprzednim numerze „Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych”. W bieżącym numerze niniejszego czasopisma, autorka artykułu pragnie przybliżyć korzystny wpływ roślin przedstawiony w różnych publikacjach z zakresu omawianego tematu. Zostały tu omówione wyniki kilku prac badawczych wykonanych głównie przez zagranicznych naukowców, aby przybliżyć problem i wykazać, że oddziaływania, jakie funkcjonują w przyrodzie, z powodzeniem można wykorzystać w jego ochronie. Zawarte w częściach I i II artykułu pod tytułem „Wpływ roślinności na rozkład substancji ropopochod-

* *Mgr inż. Natalia Gmitrzuk – Zakład Systemów Ochrony Wód, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, ul. Kolektorska 4, 01-692 Warszawa; tel.: 22 833 42 41, w 30; e-mail: n.gmitrzuk@ios.edu.pl*

nych...” informacje stanowią studium do badań własnych, prowadzonych na terenie Instytutu. Badania te zostały podjęte w celu zweryfikowania możliwości wykorzystania roślin do podczyszczania spływów deszczowych z dróg i autostrad. Rezultaty badań własnych zostaną zaprezentowane po ich zakończeniu.

Summary

Considerations presented in this article concern the influence of plants on the microorganisms decomposing petroleum substances. This article is a continuation of subject which was taken in the first part, published in the previous issue of “Environmental Protection and Natural Resources.” In the current issue of this journal, the article wants to present beneficial effects of plants described in various publications concerning the topic considered. Here are discussed the results of several research works carried out mainly by foreign scientists to bring the problem and demonstrate that the interactions that exist in nature, can be successfully used in its protection. Previous and this part of the article “The impact of plants on decomposing petroleum products ...” are recognition for the own research carried out at the Institute. These studies were undertaken to verify the possibility to using plants for pre-treatment to rain runoff from roads and highways. Own research results will be presented afterwards.

1. WPROWADZENIE

Wody opadowe spływające z dróg i autostrad są zanieczyszczone m.in. zawiesinami, metalami ciężkimi i substancjami ropopochodnymi. Ochrona środowiska przed tymi zanieczyszczeniami związana jest przede wszystkim z zastosowaniem urządzeń retencyjno-podczyszczających np. rowów i zbiorników retencyjnych lub separatorów. Wszystkie to dzieje się zazwyczaj w pobliżu linii komunikacyjnych, w pasach zieleni pełniących funkcje estetyczne oraz ochronne. W przeważającej części rośliny tam rosnące dobierane są na podstawie możliwości wkomponowania ich w otoczenie oraz ich odporności na zanieczyszczenia. Ta ostatnia cecha powinna być szerzej zbadana, zwłaszcza ze względu na potencjalne znaczenie i wykorzystanie takich roślin w czynnej ochronie środowiska.

Jeśli udałooby się ustalić gatunki, które ułatwiałyby podczyszczanie zanieczyszczonych wód deszczowych z substancji ropopochodnych, mogłoby to korzystniej wpłynąć na środowisko w pobliżu dróg oraz otaczający je krajobraz.

Artykuł przedstawia badania prowadzone nad fitoremediacją, a dokładniej nad jedną z jej form, znaną pod nazwą fitodegradacji. Z definicji jest to proces rozkładu zanieczyszczeń, w którym biorą udział zarówno rośliny jak i mikroorganizmy. W niniejszym artykule przytoczone są prace, w których rośliny nie biorą czynnego udziału w rozkładzie zanieczyszczeń (nie rozkładają ich i nie pobierają), a jedynie poprawiają warunki bytowania mikroorganizmów zamieszkujących ich ryzosferę. Przyjęcie szerszego pojęcia fitoremedjacji w niniejszym artykule związane jest z cytowanym piśmiennictwem.

2. ROLA ŚRODOWISKA GRUNTOWO-KORZENIOWEGO W REDUKCJI ZWIĄZKÓW ROPOPOCHODNYCH

Głównymi problemami dla poszczególnych gatunków, zarówno roślin, jak i mikroorganizmów, jest zawartość zanieczyszczeń oraz dostępność tlenu w glebie. Substancje ropopochodne oraz inne zanieczyszczenia w nadmiernych ilościach są toksyczne dla organizmów. W przypadku roślin, ograniczają ich wzrost (zarówno części nadziemnych, jak i korzeni), prowadzą do różnego rodzaju nekroz, a w konsekwencji do obumierania poszczególnych tkanek. Są jednak gatunki, które tolerują, a czasem wręcz lepiej się rozwijają przy znacznych ilościach substancji niebezpiecznych. Są to przede wszystkim mikroorganizmy, których możliwości w procesach oczyszczania gleb oraz wody w dużym stopniu rozpoznano i wykorzystano. Znane są również rośliny, do których zaliczamy tzw. naftofity – tolerujące duże zawartości zanieczyszczeń ropopochodnych. Niektóre źródła podają, że naftofity także absorbują, kumulują i metabolizują węglowodory wchodzące w skład ropy naftowej [Róžański 1999].

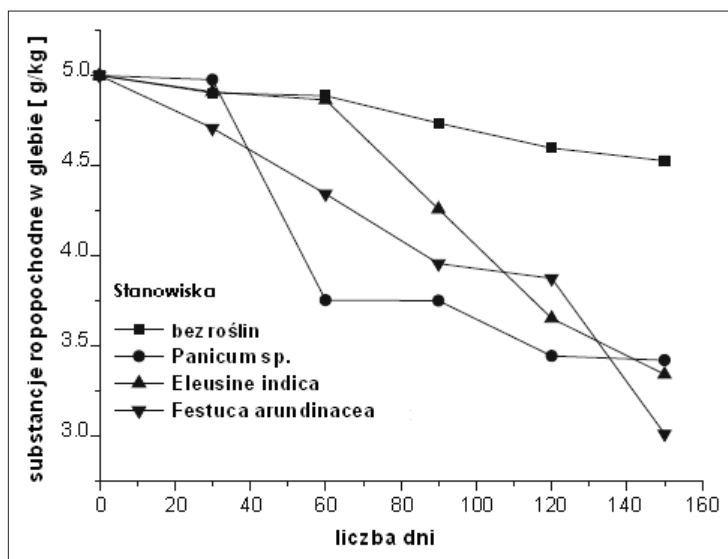
W niniejszym artykule zaprezentowano prace, które miały na celu wykazanie pozytywnego wpływu roślinności, a dokładniej ryzosfery, na poprawienie rozkładu zanieczyszczeń ropopochodnych przez mikroorganizmy. Nadmienić należy, że rośliny te nie były badane pod kątem pobierania przez nie węglowodorów.

Wzajemne, korzystne oddziaływania mikroorganizmów i korzeni roślin znalazło potwierdzenie dla wielu procesów biologicznych m.in. dla wiązania azotu atmosferycznego przez bakterie, używanego następnie przez rośliny. Poniżej przytoczono kilka przykładów świadczących o możliwości wykorzystania tego typu oddziaływań do podczyszczania spływów powierzchniowych z dróg i autostrad.

Rośliną prezentowaną w jednym z artykułów [Wang Jing i in. 2008] jest *Festuca arundinacea*, która według autorów cytowanej pracy okazała się być najbardziej tolerancyjna na substancje ropopochodne. Oprócz niej przytoczono jeszcze dwa inne skuteczne gatunki traw: *Panicum sp.* oraz *Eleusine indica*. Zasadzono je w pojemnikach z ziemią, którą skażono substancjami ropopochodnymi w ilości 5000 mg. W chwili rozpoczęcia obserwacji jak również po 30, 60, 90, 120 i 150 dniach pobierano próbki gleby do badań. Mierzona była m.in. zawartość substancji ropopochodnych.

Okazało się, że degradacja substancji ropopochodnych była 3–4 razy większa na stanowiskach z roślinami w porównaniu ze stanowiskami nieobsianymi. Ich rozkład (dla badanych roślin) przedstawiono na wykresie (rys. 1).

Podobne wyniki uzyskano w dwuletnim eksperymencie z zastosowaniem traw, lucerny oraz ich mieszanek. W doświadczeniu tym stworzono 5 stanowisk: z *Agropyron elongatum*, *Elymus angustus*, *Medicago sativa L. (alfa alfa)* oraz mieszaną tych trzech roślin, a także stanowisko kontrolne bez roślin [Phillips i in. 2009]. Roztwór, którego użyto do zanieczyszczenia ziemi, zawierał ok. 70% węglowodorów zawierających od 16 do 34 atomów węgla



Rys. 1. Rozkład substancji ropopochodnych w ciągu 150 dni na stanowiskach z różnymi gatunkami roślin [Wang Jing i in. 2008]

Fig. 1. Degradation of petroleum substances within 150 days on positions of various plant species [Wang Jing i in. 2008]

w łańcuchu, oraz ok. 30% węglowodorów o szeregu homologicznym od 35 do 50 atomów węgla w cząsteczkach. Ziemia po dodaniu roztworu zawierała węglowodory z szeregu homologicznego od C10 do C50.

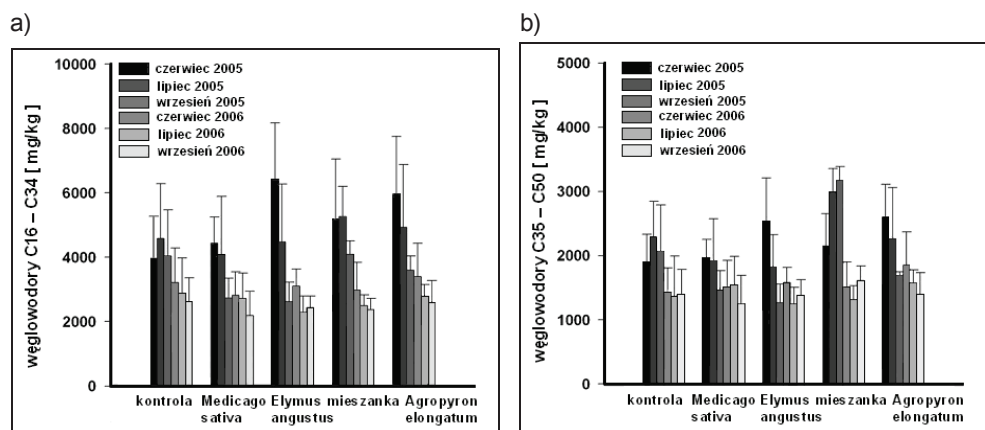
Początkowa dawka węglowodorów wynosiła średnio 7000 mg zanieczyszczenia na kilogram podłoża. Pobór próbek został wykonany w odstępach sześciotygodniowych, w miesiącach od czerwca do września. Było to związane z okresem wegetacji roślin – w czerwcu rośliny aktywnie rosły, w lipcu kwitły, a we wrześniu wydawały nasiona. Poboru gleby dokonano z okolic korzeni roślin. Na wykresach (rys. 2 i 3.) przedstawiono wyniki degradacji węglowodorów ropopochodnych z udziałem poszczególnych roślin oraz bez roślin.

Najkorzystniejsze oddziaływanie zanotowano na stanowisku z *Elymus angustus* w pierwszym i drugim sezonie wegetacyjnym. Na drugim miejscu uplasowała się *Agropyron elongatum*. Ogólny rozkład frakcji (C10 – C50) wynosił w 2005 r. 53,4%, natomiast w 2006 r. redukcja wyniosła 55,9%. W przypadku uśrednienia, wartość rozkładu zanieczyszczeń ropopochodnych po dwóch sezonach wyniosła 54,65%. Poniżej 50% redukcja miała miejsce w przypadku *Medicago sativa* oraz mieszanki trzech opisywanych roślin (odpowiednio 43,5% oraz 40,7% – dla mieszanki), natomiast dla stanowiska bez roślin po dwóch sezonach wegetacyjnych jedynie 31%.

Cytowane badania wykazały również lepszy rozkład frakcji C16-34 niż C35-50 – średnio o kilkanaście procent dla każdego ze stanowisk (z roślinami lub bez), co świadczy o trudno-

ściach w rozkładzie związków o dłuższych łańcuchach węglowych. Pomimo to, przy ostatecznym podsumowaniu, po dwóch okresach wegetacji wartości rozkładu oscylowały pomiędzy 40% a 56% dla stanowisk z roślinami, co wskazuje na ich korzystny wpływ na rozkład związków ropopochodnych w porównaniu ze stanowiskami bez roślinności. Dodać należy, że w drugim roku badań spadek zanieczyszczeń nie był już tak widoczny jak w pierwszym. Mogło to być spowodowane zarówno wiekiem roślin, jak i warunkami glebowymi. Zmienne warunki wilgotnościowe, temperaturowe oraz odczyn mają bowiem znaczący wpływ na mikroflorę.

Przy opisie tych doświadczeń należy zaznaczyć, że badania były wykonywane w północno-zachodnim Saskatchewan w Kanadzie. Położenie geograficzne tego miejsca pokrywa się z szerokością geograficzną na jakiej leży Polska, a same założenia tego doświadczenia miały m.in. na celu sprawdzenie możliwości redukcji zanieczyszczeń w ryzosferze roślin rosnących w klimacie umiarkowanym.



Rys. 2. Zależność pomiędzy ilością węglodorów a) C16-C34; b) C35-C50 a gatunkami roślin [Phillips i in. 2009]

Fig. 2. Dependence between the amount of hydrocarbons a) C16-C34; b) C35-C50 and plant species used for their degradation [Phillips i in. 2009]

W kolejnym, niżej opisanym doświadczeniu, przedstawiono rozkład WWA wraz z bituminami, czyli dwóch najtrudniej rozkładalnych produktów ropopochodnych. W badaniach tych wzięto pod uwagę dwa gatunki roślin: *Phragmites australis* oraz *Medicago sativa* L [Muratova i in. 2003]. Obserwacje prowadzone były na roślinach posadzonych w donicach z ziemią, która była mieszanką gliny – 19,7%, mułu – 75,0% i piasku 5,3%. Glebę zanieczyszczono sztucznie przez dodanie mieszaniny bitumin, której skład zawierał: C – 83,1% (oraz H – 10,8% i N – 0,13%). Zawartość bitumin w glebie wyniosła 79,7 g/kg.

Oprócz tego przygotowano również drugi rodzaj donic z ziemią zanieczyszczoną wielopierścieniowymi węglodorami aromatycznymi, zawierających 79,8 mg/kg (tab. 1).

Ilości bitumin i WWA nie są porównywalne, ponieważ WWA występuje w bardzo małych ilościach w środowisku. Prawdopodobnie dlatego autor doświadczenia użył tak różnych proporcji badanych substancji.

Zanieczyszczona ziemia została podzielona do donic i zasypana dodatkowo pięciocentymetrową warstwą czystej gleby. Następnie zaaplikowano dawki bitumin oraz WWA i obsadzono oddzielnie sadzonkami *Phragmites australis* i oddzielnie *Medicago sativa* po trzy sadzonki na donicę. Obserwacje prowadzono przez 27 i 25 miesięcy (odpowiednio dla bitumin i WWA) w warunkach szklarniowych, a wyniki rozkładu poszczególnych związków wchodzących w skład WWA zamieszczono w tabeli 1.

Badania degradacji WWA przez mikroorganizmy żyjące w ryzosferze obu obserwowanych roślin wykazały, że po dwóch latach zawartość WWA w donicach z glebą zanieczyszczoną zmniejszyła się odpowiednio o 74,5% w przypadku *Medicago sativa* oraz o 68,7% w przypadku *Phragmites australis*, podczas gdy na stanowiskach kontrolnych bez roślin stopień degradacji okazał się odpowiednio niższy. Redukcja zaszła tam jedynie w 44,5% (rys. 3). Tak więc, eksperyment z udziałem roślin wykazał, że korzystnie wpływają one na degradację WWA.

Tabela 1. Zawartość WWA w glebie w trakcie doświadczenia [Muratova i in. 2003]

Table 1. The content of PAHs in the soil during the experiment [Muratova i in. 2003]

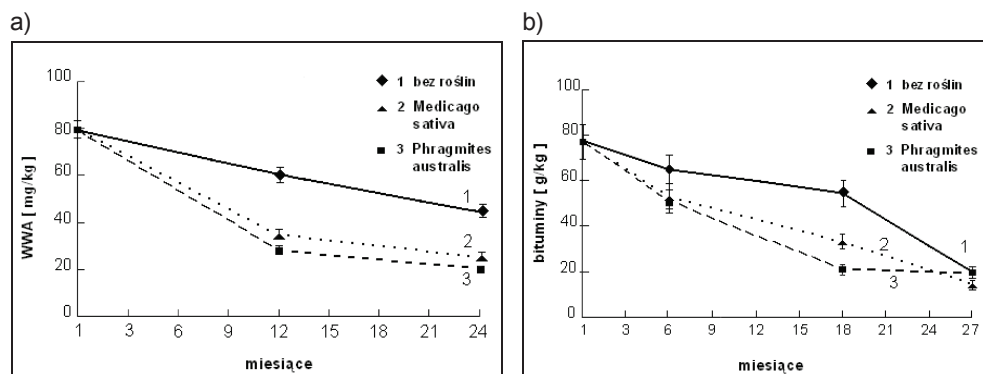
Wielopierścieniowe Węglowodory Aromatyczne [WWA]	Zawartość związku w glebie na początku, mg/kg	Zawartość WWA w glebie mg/kg					
		gleba bez roślin		gleba porośnięta <i>Phragmites australis</i>		gleba porośnięta <i>Medicago sativa</i>	
		roku	2 lat	roku	2 lat	roku	2 lat
Naftalen	8,71	1,21	0,09	–	0,01	0,29	0,70
Acenaftalen	4,87	0,40	–	–	–	–	–
Acenaften	1,62	1,21	0,16	–	–	–	–
Fluoren	1,76	1,32	0,10	–	0,02	–	–
Fenantren	1,67	1,53	1,10	0,94	0,58	0,81	0,42
Antracen	2,22	1,85	0,38	0,32	0,19	0,24	0,65
Fluoranten	18,17	13,30	3,70	3,41	2,45	2,92	2,50
Piren	17,67	15,52	10,71	10,15	7,64	8,51	6,20
Benzo(a)ntracen	4,33	3,79	1,12	1,11	0,74	0,82	0,56
Chryzen	3,73	4,19*	4,11	3,85*	2,80	3,21	2,32
Benzo[b]fluoranten	6,13	5,60*	2,40	2,16	1,72	1,77	1,24
Benzo[k]fluoranten	1,57	1,55	1,51	1,47	1,05	1,22	0,76
Benzo[a]piren	3,37	3,40	3,68	4,38*	2,69	2,76	2,10
Dibenzo[a,h]antracen	0,79	0,63	0,33	0,35	0,27	0,31	0,21
Benzo[g,h,i]piren	1,73	3,00*	3,55*	3,95*	2,90*	3,34*	2,35*
Inden[1,2,3,c,d]piren	1,46	1,90*	2,39*	2,68*	1,86*	2,13*	1,45
W sumie	79,8	60,4	35,3	34,8	24,9	28,3	20,4

Objaśnienie: * Wartości niemające uzasadnienia w cytowanym artykule; – nie występuje.

Odnotowano również sukces fitodegradacji w rozkładzie bitumin zanieczyszczających gleby. Zarówno w donicach z *Phragmites australis*, jak i z *Medicago sativa* skuteczność rozkładu po 27 miesiącach dochodziła do 82%. Wynik ten należy uznać za bardzo dobry, jednak w porównaniu do donic bez roślinności można mówić o efekcie zadowalającym. Stanowiska z roślinnością okazały się być efektywniejsze średnio o 8 % w stosunku do donic bez roślin. Pozytywne oddziaływanie roślin widać do 18 miesiąca. Po upływie tego czasu krzywe obrazujące stanowiska z roślinnością oraz bez roślinności zaczynają zbliżać się do siebie (rys. 3).

W przypadku rozkładu WWA sytuacja wygląda trochę inaczej, różnica bowiem pomiędzy stanowiskami z roślinami oraz bez roślin wyniosła odpowiednio 30% dla *Medicago sativa* oraz 24,2% dla *Phragmites australis*. Poza tym z wykresu przedstawiającego rozkład WWA wynika, że na stanowiskach z roślinnością w pierwszych 12 miesiącach zaobserwowano szybszy rozkład WWA niż w kontroli bez roślin (rys. 3).

W drugim roku badań rozkład zanieczyszczeń znacznie zwolnił, zarówno w przypadku bitumin, jak i WWA. Mimo to był widoczny pozytywny wpływ obecności roślin na mikroorganizmy rozkładające związki ropopochodne.



Rys. 3. Rozkład w glebie a) WWA oraz b) bitumin [Muratova i in. 2003]

Fig. 3. Degradation of a) PAHs and b) bitumen in soil [Muratova i in. 2003]

Bakterie rozkładające węglowodory stanowią niewielki procent populacji bakterii obecnych w środowisku. Zaledwie 10–20% gatunków mikroflory żyjącej w środowisku zanieczyszczonym substancjami ropopochodnymi wykazuje wyraźną zdolność do ich degradacji. Substancje te charakteryzuje różna podatność na rozkład mikrobiologiczny. Kolejność rozkładu można zapisać w sposób rosnący, zaczynając od najłatwiej rozkładalnych alkanów, poprzez alkany rozgałęzione i związki aromatyczne o niskiej masie cząsteczkowej, a kończąc na WWA [Kołoczek, Kaszycki 2004].

W warunkach zanieczyszczenia gleby, rośliny mogą działać jako czynniki utrzymujące i/lub zwiększające ilość mikroorganizmów glebowych, a przez to chronić przed skutkami

zanieczyszczeń poprzez intensyfikację procesów samooczyszczania się gleb w stosunku do stanowisk bez roślin. Obecność korzeni poprawia uwilgotnienie i natlenienie gleby, ponadto korzenie mogą wydzielać substancje sprzyjające rozwojowi mikroorganizmów glebowych [Zhenyu Wang i in. 2011, Gmitrzuk 2011].

Ważne dla mikroorganizmów są również same gatunki roślin, co zaobserwowano w przypadku *Medicago sativa*, której mikroflora ryzosfery okazała się być mniej wrażliwa na zanieczyszczenia WWA niż mikroflora *Phragmites australis* i korzystniej wypadała w przypadkach rozkładu. Niektórzy autorzy skłaniają się również ku stwierdzeniu, że korzystniejszy wpływ na rozkład węglowodorów mają monokultury roślinne, a nie mieszanki [Muratova i in. 2003, Phillips i in. 2009].

Do skutecznego rozkładu węglowodorów ropopochodnych przez mikroorganizmy w środowisku glebowym, oprócz właściwego stosunku węgla do azotu i fosforu, pożądana jest również obecność tlenu. Jest to bowiem podstawowy czynnik generujący rozkład węglowodorów przez mikroorganizmy tlenowe.

W przypadku środowiska beztlenowego, jakim często okazują się tereny zabagnione i torfowiska należy zwrócić uwagę na roślinność, która przystosowała się do takich warunków. Posiadają one specjalną tkankę (aerenchymę) doprowadzającą tlen atmosferyczny do całego organizmu, jednocześnie poprawiającą warunki tlenowe w środowisku gruntowym przez napowietrzenie ryzosfery [Qianxin, Mendelssohn 2009, Stępniewska i in. 2004, Kalisz, Sałbut 1996].

Przykładem badań w dziedzinie fitoremediacji na terenach z ograniczoną ilością tlenu są badania przeprowadzone w Stanach Zjednoczonych, gdzie obserwowano zależności pomiędzy zanieczyszczeniem gruntu olejem napędowym, a gatunkiem *Juncus roemerianus* [Qianxin, Mendelssohn 2009]. Jest to jeden z dominujących gatunków roślin przybrzeżnych słonych bagien wzdłuż południowego Atlantyku i wybrzeży Zatoki Meksykańskiej.

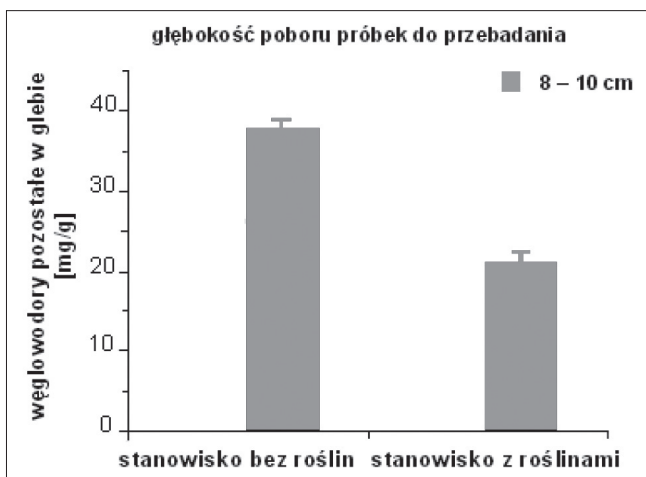
Celem tej pracy było określenie granic tolerancji *Juncus roemerianus* dla oleju napędowego na słonych bagnach, przywrócenie siedliskom charakteru przed jego degradacją oraz ocena możliwości fitoremediacji terenów zdegradowanych olejem napędowym przez powyższy gatunek.

Osady do badań pobrano ze słonych mokradeł w Cocodrie, w stanie Louisiana w Stanach Zjednoczonych Ameryki. Wszystkie pierwotne kłocza i korzenie roślin zostały usunięte. Przepracowany olej napędowy w ilościach: 0, 20, 40, 80, 160, 320, i 640 mg na g suchego osadu został wymieszany z osadami ze słonych mokradeł i przeniesiony do wiader. Następnie zasadzono po 12 pędów *Juncus roemerianus* z nienaruszonymi, wymytymi z gruntu rodzimymi korzeniami. Ponadto przygotowano próbki kontrolne bez roślin, zalane olejem napędowym o dawce 40 mg/g suchego osadu. Próby te zostały wykonane w celu ustalenia roli fitoremediacji przez *Juncus roemerianus* dla oleju napędowego oraz skuteczności jego redukcji przy udziale tej rośliny. Doświadczenie przeprowadzono w warunkach cieplarnianych dla jednorocznego cyklu wzrostu roślin. Lustro wody na stanowiskach do-

świadczalnych utrzymywało się w dwunastogodzinnym symulowanym cyklu pływów (jak ma to miejsce w przypadku mórz i oceanów). Obserwowane rośliny zostały również zasiane nawozem w określonych dawkach. Takie same dawki zastosowano dla badanych próbek nieobsadzonych roślinami (kontrolnych).

Po 12 miesiącach przeanalizowano reakcje roślin w zależności od dawki oleju oraz ich tolerancję na węglowodory (w skład których wchodzi WWA i n-alkany). Zbadano również ilość tlenu w glebie i oszacowano fitoremediację. Okazało się, że dawka oleju 160 mg/g suchego osadu znacząco hamowała wzrost nowych kłączy *Juncus roemerianus*. Również w miarę wzrostu zawartości oleju na stanowiskach, spadał potencjał redoks (zmniejszała się zawartość tlenu). Zawartość węglowodorów w badanym środowisku znacząco się zmniejszyła w stosunku do stanowisk badawczych bez roślin. Procent usuwania n-alkanów w osadzie wyniósł 89,7% (przy powierzchni obsadzonej roślinnością). Niższe wartości zanotowano na stanowiskach bez roślin – 20,3% ogółu usuniętych n-alkanów. W obecności roślin ilość usuniętego WWA stanowiła 97% początkowej zawartości w osadach, natomiast w przypadku braku roślin redukcja okazała się być znacznie mniejsza i wynosiła tylko 15,2%.

Badania wykazały, że *Juncus roemerianus* najskuteczniej wpływał na proces usuwania węglowodorów przy dawkach oleju 40 mg/g. Potwierdziły również jego pozytywne oddziaływanie na rozkład w stosunku do stanowisk bez roślin. W środowisku z ograniczoną ilością tlenu zachodzić więc mogą reakcje umożliwiające rozkład związków szkodliwych, przy jednoczesnym zwróceniu uwagi na rodzaj roślinności, która może te procesy zintensyfikować.

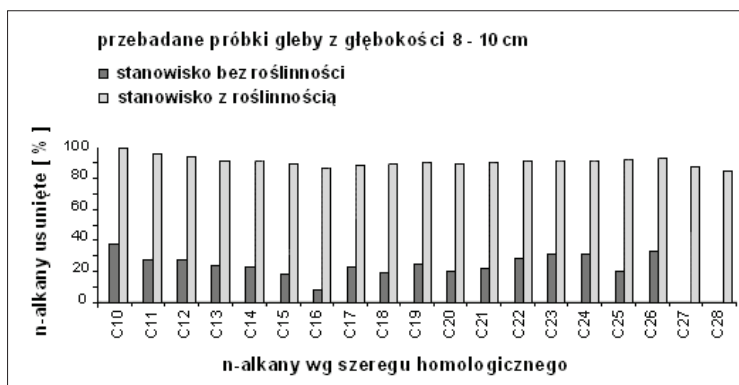


Rys. 4. Efekt fitoremediacji węglowodorów ropopochodnych przy zastosowaniu *Juncus roemerianus* po 12 miesiącach [Qianxin, Mendelssohn 2009]

Fig. 4. Effect of hydrocarbons phytoremediation using *Juncus roemerianus* after 12 months [Qianxin, Mendelssohn 2009]

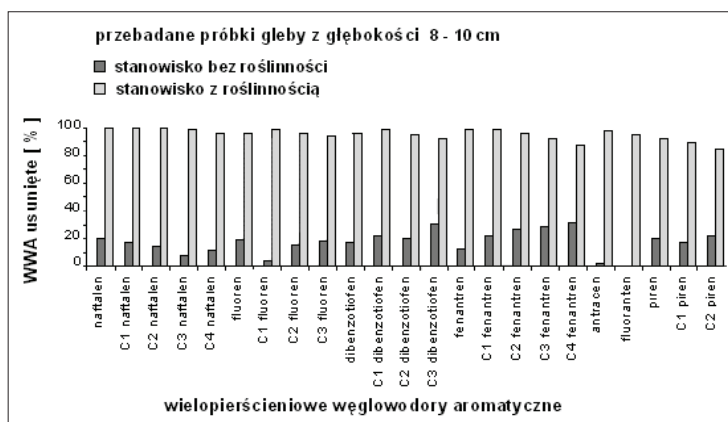
Rozkład zanieczyszczeń uzależniony jest więc nie tylko od warunków glebowych czy zawartości zanieczyszczeń ale też od obecności mikroorganizmów, obecności korzeni w ziemi i mikroklimatu jaki tworzą. Czynniki te wzajemnie na siebie wpływają, jednak wzrost liczebności mikroorganizmów w glebie może w dużym stopniu zależeć od obecności roślin [Gmitrzuk 2011].

Zamieszczone wykresy obrazują ogólne usunięcie węglowodorów (rys. 4) oraz wchodzących w ich skład n-alkanów i WWA (rys. 5 i 6).



Rys. 5. Efekt fitoremediacji n-alkanów przy zastosowaniu *Juncus roemerianus* po 12 miesiącach [Qianxin, Mendelssohn 2009]

Fig. 5. Effect of n-alkanes phytoremediation using *Juncus roemerianus* after 12 months [Qianxin, Mendelssohn 2009]



Rys. 6. Efekt fitoremediacji WWA przy zastosowaniu *Juncus roemerianus* po 12 miesiącach [Qianxin, Mendelssohn 2009]

Fig. 6. The effect of PAH phytoremediation using *Juncus roemerianus* after 12 months [Qianxin, Mendelssohn 2009]

3. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Podsumowując niniejszy artykuł, zaprezentowano tabelę zbiorczą, ukazującą wyniki poszczególnych cytowanych artykułów (tab. 2). W tabeli tej ujednociono jednostki z cytowanych artykułów w celu czytelnego zobrazowania danych.

Tabela 2. Wyniki analiz z cytowanych prac

Table 2. The results of analysis of the cited works

Cytowany artykuł	Ilość węglodorów przed fitoremediacją – dawka	Czas uwzględniony w doświadczeniu, miejsce badań	Rośliny biorące udział w doświadczeniu	Redukcja węglodorów	Metoda stosowana do oznaczania węglodorów
Muratova i in. [2003]	Bituminy – 79 700 mg /kg gleby	27 miesięcy, warunki szklarniowe	<i>Medicago sativa</i> <i>Phragmites australis</i> kontrola bez roślin	82% 82% 74%	spektrofotometria
	WWA – 79,8 mg/kg gleby	24 miesięcy, warunki szklarniowe	<i>Medicago sativa</i> , <i>Phragmites australis</i> kontrola bez roślin	74,5% 68,7% 44,5%	
Phillips i in. [2009]	7000 mg substancji ropopochodnych / kg s.m. gruntu	wyniki po dwóch okresach wegetacyjnych, badania terenowe	<i>Elymus angustus</i> <i>Agropyron elongatum</i> <i>Medicago sativa</i> mieszanka powyższych roślin kontrola	głębokość poboru próbek do 25 cm 56% 50% 43,5% 41% 31%	metoda zbliżona do metody grawimetrycznej
Wang i in. [2009]	5000 mg zanieczyszczeń ropopochodnych / kg gleby	150 dni od sierpnia do września w warunkach naturalnych, natomiast od października do grudnia w pomieszczeniu	<i>Festuca arundinacea</i>	głębokość poboru próbek do 7 cm i zawsze w pobliżu korzeni 60 % redukcja zanieczyszczeń do 3 razy wyższa w porównaniu do kontroli bez roślin	metoda Soxhleta
Qianxin, Mendelsohn [2009]	40 000 mg oleju napędowego /kg osadu	12 miesięcy brak danych dot. miejsca badań	<i>Juncus roemerianus</i>	warstwa 8 -10 cm n-alkany–89,7% WWA– 97%	chromatografia gazowa, spektrofotometria
			bez roślin	warstwa 8 -10 cm n-alkany–20,3% WWA– 15,2%	

Jak wynika z badań cytowanej literatury, w przeważającej mierze gleba bez roślin ma nieco mniejszy wskaźnik redukcji substancji ropopochodnych niż gleba porośnięta roślinnością. Mikroorganizmy żyjące w ryzosferze, pomimo zanieczyszczenia środowiska w któ-

rym żyją, mają tam lepsze warunki niż w glebie bez roślin. Badania w danym temacie będą kontynuowane w Instytucie Ochrony Środowiska – Państwowym Instytucie Badawczym w celu wskazania gatunków roślin umożliwiających wydajniejszy rozwój mikroorganizmów rozkładających substancje ropopochodne.

Zebrane informacje potwierdzają pozytywny wpływ roślin na środowisko życia mikroorganizmów. Rośliny korzystnie wpływają na rozkład węglowodorów w glebie poprzez poprawę wilgotności i natlenienia gleby, wydzielają również związki mogące mieć duże znaczenie dla mikroorganizmów.

Stosowanie roślinności przy rekultywacji gruntów zanieczyszczonych substancjami ropopochodnymi, a w szczególności wykorzystanie odpowiednich gatunków, m.in. w podczyszczaniu spływów z dróg i autostrad, może korzystnie wpływać na środowisko. Temat ten wart jest kontynuacji i rozszerzenia zagadnień z dziedziny nie tylko botaniki, ale również mikrobiologii.

PIŚMIENICTWO

- ESCALANTE-ESPINOSA E., GALLEGOS-MARTINEZ M.E., FAVELA-TORRES E., GUTIERREZ-ROJAS M. 2005. Improvement of the hydrocarbon phytoremediation rate by *Cyperus laxus* Lam. Inoculated with a microbial consortium in a model system. *Chemosphere* Vol: 59.
- GERHARDT KAREN E., HUANG XIAO-DONG, GLICK BERNARD R., GREENBERG BRUCE M. 2009. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: Potential and challenges, *Plant Science* Vol: 176. No. 1.
- GMITRZUK N. 2011. Wpływ roślinności na rozkład substancji ropopochodnych – potencjalne możliwości w podczyszczaniu wód opadowych Część I. Interakcje zachodzące w glebie skażonej substancjami ropopochodnymi. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* nr 50, 2011 r.
- KALISZ L., SAŁBUT J. 1996. Wykorzystanie makrolitów do oczyszczania ścieków w tzw. oczyszczalniach korzeniowych. Wyniki badań i zalecenia. Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa.
- KOŁOCZEK H., KASZYCKI P. 2004. Biologiczne mechanizmy oczyszczania skażeń organicznych w glebie. AR Kraków.
- MURATOVA A. YU., TURKOVSKAYA O.V., HÜBNER T., KUSCHK P. 2003. Studies of the Efficacy of Alfalfa and Reed in the Phytoremediation of Hydrocarbon-Polluted Soil. *Applied Biochemistry and Microbiology*, Vol: 39, No. 6.
- PHILLIPS L.A., GREER C.W., FARRELL R.E., GERMIDA J.J. 2009. Field-scale assessment of weathered hydrocarbon degradation by mixed and single plant treatments. *Applied Soil Ecology* Vol: 42.

- QIANXIN LIN, MENDELSSOHN I.A. 2009. Potential of restoration and phytoremediation with *Juncus roemerianus* for diesel-contaminated coastal wetlands. *Ecological Engineering* Vol: 35.
- RÓŻAŃSKI H. 1999. Zanieczyszczenia składu chemicznego roślin leczniczych, pastewnych i warzywnych pochodzących z gleb i wód zanieczyszczonych ropą naftową oraz produktami ropopochodnymi. III Międzynarodowe Forum Gospodarki Odpadami „Techniczne i Społeczne Aspekty Gospodarki Odpadami”. Poznań.
- STĘPNIEWSKA Z., PRZYWARA G., BENNICELLI R.P. 2004. *Acta Agrophysica PAN*. Reakcja roślin w warunkach anaerobiozy 113. Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN w Lublinie.
- SURYGAŁA J. I IN. 2000. Zanieczyszczenia naftowe w gruncie. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej. Wrocław.
- WANG JING, ZHANG ZHONGZHI, SU YOUMING, HE WEI, HE FENG AND SONG HONGGUANG. 2008. Phytoremediation of petroleum polluted soil. School of Chemical Science & Engineering, China University of Petroleum, Beijing, China. *Petroleum Science* 5.
- ZHENYU WANG, YING XU, JIAN ZHAO, FENGMIN LI, DONGMEI GAO, BAOSHAN XING. 2011. Remediation of petroleum contaminated soils through composting and rhizosphere degradation. *Journal of Hazardous Materials* 190.