

INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA
I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT
BADAWCZY



STUDIA
I
RAPORTY
IUNG-PIB

35(9)

PROGRAM WIELOLETNI

2011-2015

PUŁAWY 2013

ZAGROŻENIA DLA PRAWIDŁOWEGO
FUNKCJONOWANIA GLEB
UŻYTKOWANYCH ROLNICZO
–WYBRANE ZAGADNIENIA

WSPIERANIE DZIAŁAŃ
W ZAKRESIE KSZTAŁTOWANIA
ŚRODOWISKA ROLNICZEGO
I ZRÓWNOWAŻONEGO
ROZWOJU PRODUKCJI ROLNICZEJ
W POLSCE

INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

Dyrektor: *prof. dr hab. Wiesław Oleszek*

Redakcja naukowa: *dr Bożena Smreczak*

Autorzy: *prof. dr hab. Ewa Czyż, dr Guillaume Debaene, prof. dr hab. Anthony Dexter, prof. dr hab. Barbara Maliszewska-Kordybach, mgr Piotr Koza, dr hab. Mariusz Kucharski, prof. nadzw., mgr Artur Łopatka, mgr Magdalena Łysiak, dr Jacek Niedźwiecki, dr Eugeniusz Nowocień, dr Agnieszka Klimkowicz-Pawlas, dr Bożena Smreczak, mgr Beata Suszek-Łopatka, dr Jadwiga Stanek-Tarkowska, dr Rafał Wawer*

Recenzenci: *prof. dr hab. Ewa Czyż, prof. dr hab. Barbara Maliszewska-Kordybach, prof. dr hab. Stanisław Krasowicz, prof. dr hab. Stefan Martyniuk, dr Rafał Pudelko, dr Grzegorz Siebielec, prof. dr hab. Cezary Sławiński*

Opracowanie redakcyjne i techniczne: *mgr Ewa Decka-Cywińska*

ISBN 978-83-7562-152-5

Egzemplarz bezpłatny

Nakład 250 egz., B5, zam. 2/F/14
Dział Upowszechniania i Wydawnictw IUNG-PIB w Puławach
tel. 81 8863421 w. 301 i 307; fax 81 8864547
e-mail: iung@pulawy.pl; <http://www.iung.pulawy.pl>

ZAGROŻENIA DLA PRAWIDŁOWEGO FUNKCJONOWANIA
GLEB UŻYTKOWANYCH ROLNICZO
— WYBRANE ZAGADNIENIA

SPIS TREŚCI

Wstęp	7
1. A. Łopatka, P. Kozła — Naturalne czynniki ograniczające użytkowanie gleb w Polsce i w Unii Europejskiej	9
2. E. Nowocień, R. Wawer — Ocena struktury zagrożeń gleb erozją wodną w Polsce	29
3. E. A. Czyż, A. Łopatka, A. R. Dexter, M. Łysiak, J. Stanek-Tarkowska — Podatność gleb na zagęszczenie.....	57
4. B. Maliszewska-Kordybach, B. Smreczak, A. Klimkowicz-Pawlas — Zagrożenie zanieczyszczeniami chemicznymi gleb na obszarach rolniczych w Polsce w świetle badań IUNG-PIB w Puławach.....	97
5. M. Kucharski — Pozostałości środków ochrony roślin w glebie.....	119
6. B. Smreczak, A. Klimkowicz-Pawlas, B. Maliszewska-Kordybach — Biodostępność trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO) w glebach	137
7. A. Klimkowicz-Pawlas, B. Maliszewska-Kordybach, B. Smreczak — Metody oceny ryzyka ekologicznego terenów narażonych na oddziaływanie zanieczyszczeń organicznych	155
8. B. Suszek-Łopatka — Znaczenie stresu łączonego dla oceny zagrożeń ekotoksykologicznych środowiska glebowego.....	181
9. J. Niedźwiecki, G. Debaene — Nowoczesne chemometryczne metody oznaczania substancji organicznej w glebach.....	199

Wstęp

Ochrona środowiska glebowego na obszarze Unii Europejskiej stała się w ostatnich latach zagadnieniem priorytetowym. Aktualne kierunki polityki i przyszłych działań UE zawarte są w dokumentach *Strategia tematyczna w dziedzinie ochrony gleby* oraz propozycji dyrektywy *Parlamentu Europejskiego i Rady ustanawiającej ramy dla ochrony gleby*. Świadczy o tym także duże znaczenie przypisywane zasadom zrównoważonego rozwoju obszarów wiejskich, które podkreślają potrzebę świadomego i odpowiedzialnego korzystania z zasobów glebowych oraz dbałość o ich wysoką jakość.

Nacisk na ochronę gleb w państwach członkowskich UE jest wynikiem rosnącej świadomości, że gleby stanowią zasoby ograniczone i nieodnawialne, pełnią wiele ważnych funkcji środowiskowych oraz są narażone na różne procesy degradacyjne, które na trwałe mogą wyłączyć je z użytkowania. Wśród głównych zagrożeń dla prawidłowego funkcjonowania gleb wymienia się: erozję, spadek zawartości substancji organicznej, zagęszczenie, zasolenie, osuwanie się ziemi i powodzie, zasklepianie gleb w wyniku rozwoju urbanizacji, spadek bioróżnorodności, zanieczyszczenie oraz w ostatnich latach również zakwaszanie się gleb. Zagrożenia te mogą być wynikiem zarówno procesów naturalnych występujących w przyrodzie jak i antropogenicznych w zakresie działalności rolniczej (np. stosowanie nawozów i pestycydów, używanie ciężkich maszyn, niewłaściwe metody uprawy na terenach narażonych na erozję wietrzną i wodną) i pozarolniczej (np. emisja zanieczyszczeń z przemysłu, transportu, wpływ urbanizacji).

Ze względu na to, że degradacja gleb jest postrzegana jako bardzo poważny problem w Europie, zaistniała pilna potrzeba podjęcia wielokierunkowych działań w celu: wyznaczenia obszarów zagrożonych występowaniem lub współwystępowaniem zagrożeń w skali UE, poszczególnych krajów i regionów, wdrożenia wspólnych kryteriów i metod oceny ryzyka w stosunku do poszczególnych procesów degradujących środowisko glebowe, a w przypadku gleb zanieczyszczonych również włączenie procedur oceny ryzyka zdrowotnego i ekologicznego jako metod sprawdzających narażenie organizmów żywych. Istnieje także konieczność opracowania technik remediacji gleb zdegradowanych i/lub sposobów ich bezpiecznego wykorzystywania oraz pozyskania środków na realizację tych zadań. Polska jako członek UE będzie musiała sprostać tym wymogom.

Ochrona gleb w naszym kraju nie jest zagadnieniem nowym i ma wieloletnią tradycję, a akty prawne takie jak np. *Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych*, *ustawa Prawo ochrony środowiska*, czy *Kodeks dobrej praktyki rolniczej* znacznie wyprzedzały działania UE w dziedzinie ochrony środowiska glebowego. Polska posiada bogatą bazę danych o pokrywie glebowej, wartości użytkowej gleb oraz zagrożeniach dla prawidłowego funkcjonowania środowiska glebowego, które są w posiadaniu m.in. IUNG-PIB w Puławach. Dane te były i są wykorzystywane dla potrzeb realizacji różnych zadań w zakresie polityki rolnej i środowiskowej naszego państwa.

W kierunku tych działań wpisują się również prace realizowane w ramach programu wieloletniego i zadania 1.2 „Ocena rolniczych i poza rolniczych zagrożeń dla środowiska glebowego oraz opracowanie sposobów usuwania lub ograniczania skutków degradacji gleb na obszarach wiejskich” i innych prac IUNG-PIB na rzecz ochrony środowiska glebowego.

Zagadnienia przedstawione w opracowaniu obejmują problemy dotyczące występowania na obszarach użytkowanych rolniczo zagrożeń naturalnych (rozdziały 1 i 2) i antropogenicznych (rozdziały 2-5) związanych z działalnością rolniczą i pozarolniczą, w tym m.in. zanieczyszczeniem. W treści monografii przedstawiono czynniki, które wpływają na oddziaływanie zanieczyszczeń w glebach (rozdział 6) w zróżnicowanych warunkach środowiskowych (rozdział 8) oraz metody oceny ryzyka ekologicznego (rozdział 7). Uzupełnieniem prezentowanych zagadnień jest opis wykorzystania techniki VIS-NIRS do oceny i monitorowania zawartości substancji organicznej (rozdział 9) decydującej w dużym stopniu o odporności gleb na skutki oddziaływania niekorzystnych czynników degradacyjnych.

*Kierownik zadania 1.2
dr inż. Bożena Smreczak*

Artur Łopatka, Piotr Koza

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

NATURALNE CZYNNIKI OGRANICZAJĄCE ROLNICZE UŻYTKOWANIE GLEB W POLSCE I W UNII EUROPEJSKIEJ*

Słowa kluczowe: ONW, Europejska Strategia Glebowa, mapa glebowa.

Wstęp

Zagrożenia dla prawidłowego funkcjonowania gleb użytkowanych rolniczo związane są najczęściej bezpośrednio z działalnością człowieka. Erozja, osuwiska czy pustyńnienie dotyczą obszary gdzie doprowadzono do niemal całkowitego usunięcia z powierzchni gleb naturalnej pokrywy roślinnej. Nadmierne zagęszczenie gleb powodowane jest poprzez przejazdy ciężkiego sprzętu rolniczego w okresach gdy wilgotność gleb jest wysoka. Utrata materii organicznej wiąże się z nadmiernym przesuszaniem gleb w wyniku prac polowych i usuwaniem resztek poźniwnych. Zasolenie gleb może wynikać z niewłaściwie prowadzonych nawodnień. Utrata bioróżnorodności biologicznej związana jest z uproszczeniem struktury krajobrazu, zaniechaniem zmianowania, stosowaniem zbyt dużych ilości nawozów i środków ochrony roślin. Tłem dla większości z wymienionych zagrożeń są jednak naturalne warunki, w których zagrożenia te ulegają znacznemu nasileniu. Erozja i osuwiska powstają na obszarach o znacznym nachyleniu, najsilniej ulegają zagęszczeniu gleby o dużej zawartości frakcji ilastych, na obszarach z dominującą frakcją gruboziarnistą najłatwiej dochodzi do obniżenia zawartości materii organicznej, a w regionach o niskim stosunku opadów do ewapotranspiracji występują problemy zasolenia czy pustyńnienia.

Podział na zagrożenia dla gleb związane bezpośrednio z działalnością człowieka i naturalne czynniki ograniczające produktywność gleb, sprzyjające zagrożeniom związanym z działalnością człowieka, znalazł odzwierciedlenie w polityce Unii Europejskiej (UE). Te pierwsze zostały objęte tzw. Europejską Strategią Glebową w opublikowanym 22 września 2006 roku przez Komisję Europejską dokumencie

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.1 programu wieloletniego IUNG-PIB

„Strategia tematyczna w dziedzinie ochrony gleby COM (2006)231” (11). Dokument zobowiązuje Państwa członkowskie do zidentyfikowania, monitorowania i działań zapobiegawczych na obszarach gdzie obecne jest zagrożenie gleb: erozja, utrata materii organicznej, zagęszczenie (ang. *soil compaction*), zasklepienie (ang. *soil sealing*), zasolenie, osuwiska oraz utrata różnorodności biologicznej. Z kolei naturalne czynniki ograniczające roślinną produkcję rolniczą są obiektem zainteresowania Wspólnej Polityki Rolnej w ramach programu subsydiowania produkcji na Obszarach o Niekorzystnych Warunkach gospodarowania (ONW).

Obecnie trwają przygotowania do wprowadzenia jednolitych dla wszystkich państw członkowskich UE kryteriów wydzielen obszarów ONW. Zaproponowane w 2012 roku, w instrukcji Joint Research Centre (JRC) pt: "*Updated common bio-physical criteria to define natural constraints for agriculture in Europe EUR25203 EN*" (10) kryteria zostały uprzednio poddane trwającej kilka lat krytyce środowisk naukowych wszystkich krajów członkowskich zarówno pod względem merytorycznym jak i praktycznym, związanym z dostępnością wiarygodnych źródeł danych. Można więc obecnie dokonać przeglądu, który wykorzystując wspomniane kryteria pozwoli na obiektywne określenie pozycji Polski na tle innych krajów pod kątem zasięgów i nasilenia naturalnych czynników ograniczających rolnicze użytkowanie gleb i sprzyjających wywoływanym działalnością człowieka zagrożeniom. Przegląd taki może mieć jedynie charakter orientacyjny ze względu na brak obejmujących zasięgiem całość UE, ogólnie dostępnych baz danych i map gleb spełniających metodyczne wymogi wydzielen ONW. Analiza taka może być jednak wykonana na jednolitych, i powszechnie uznanych za wiarygodne źródłach danych. W efekcie choć uzyskany produkt nie pozwala na prawidłowe lokalne określenie statusu ONW to może pokazać względne zróżnicowanie w tym zakresie pomiędzy poszczególnymi krajami i ich regionami.

Metodyka

W przeprowadzonej analizie dla terytorium UE i państw stowarzyszonych (Norwegia, Szwajcaria, Islandia), oszacowano nasilenie i zasięgi obszarów naturalnych ograniczeń wg definicji zgodnych z nową metodyką wydzielen ONW nizinnego. Przeanalizowano osiem głównych kryteriów (wraz z kryteriami cząstkowymi) wydzielen wymienionych w wytycznych JRC:

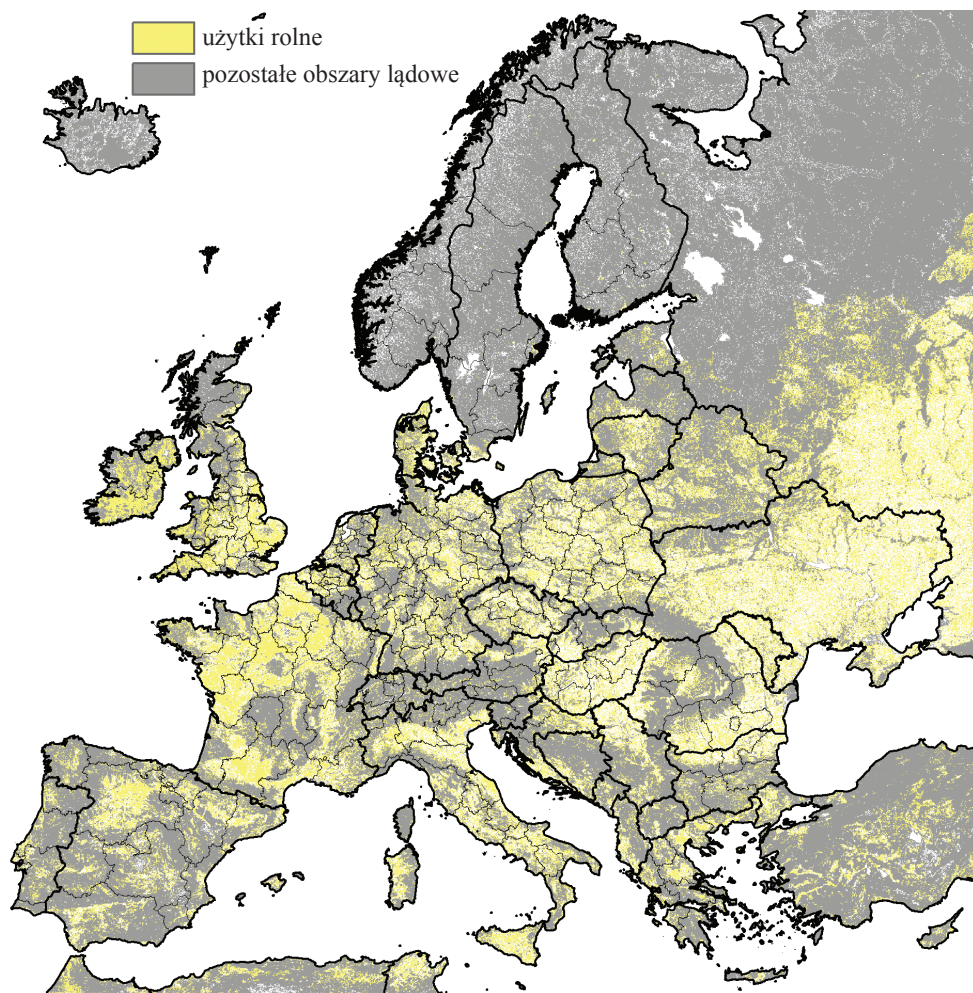
- 1) Niskie temperatury (krótki okres wegetacyjny, niska suma temperatur aktywnych)
- 2) Suchość klimatu
- 3) Nadmierne uwilgotnienie gleb
- 4) Ograniczony drenaż gleb (gleby zalane, o słabym odpływie lub oglejone)
- 5) Niekorzystna tekstura i kamienistość (kamienistość gleb, gleby gruboziarniste, iły, gleby organiczne, gleby typu wertisole)

- 6) Ograniczenia w zasięgu strefy korzeniowej roślin
- 7) Niekorzystne właściwości chemiczne gleb (zasolenie, nadmiar sodu, zakwaszenie)
- 8) Duże nachylenia terenu (> 15%)

Do wyznaczenia zasięgów powyższych kryteriów niezbędne są dane meteorologiczne, szczegółowe mapy glebowe oraz model wysokościowy terenu. Zadanie wyznaczenia zasięgów ONW w poszczególnych krajach UE nie jest realizowane centralnie lecz spoczywa na każdym z krajów członkowskich. Przeważnie kraje te posiadają niezbędne dane jednak nie są one dostępne w ogólnie dostępnych bazach.

Ze względu na brak dostępu do wymaganych w formalnych wydzieleniach ONW dziennych danych ze stacji meteorologicznych (z okresu co najmniej 30 lat) zastąpiono te dane interpolowanymi danymi meteorologicznymi udostępnianymi przez IPCC (*Intergovernmental Panel to Climate Change*) – międzynarodowy zespół ekspertów powołany przez ONZ (8). Są to dane rastrowe o rozdzielczości 0,5 stopnia szerokości i 0,5 stopnia długości geograficznej (dla szerokości geograficznych Polski piksel tego rastra ma rozmiar ok. 55 na 44 km), zawierające wartości średnich wieloletnich (z lat 1961-1990) dla m.in. temperatur, opadów i prężności pary wodnej w poszczególnych miesiącach roku.

Z powodu braku dostępu do wymaganych w formalnych wydzieleniach ONW map glebowych o skali większej niż 1:50 000 zastąpiono te dane mapami wytworzonymi na podstawie bazy gleb świata HWSD (*Harmonized World Soil Database, 2012*) (4). Baza ta powstała z połączenia kilku baz regionalnych, w tym dla obszaru Europy bazy ESDB (*European Soil Database*) w skali 1:1 000 000 (3). Struktura zapisu informacji w bazie HWSD opiera się na jednostkach powierzchniowych tzw. poligonach glebowych, dla których określono powierzchniowe udziały poszczególnych jednorodnych jednostek glebowych. Dla każdej takiej jednorodnej jednostki glebowej podany jest zestaw atrybutów charakteryzujących jej glebę. Z bazy HWSD wykorzystano atrybut: SU_SYMBOL informujący o głównym typie gleby oraz atrybut: T_USDA_TEX_CLASS zawierający informacje o uziarnieniu wierzchniej warstwy gleb według klasyfikacji USDA z podziałem na 13 głównych grup granulometrycznych.



Rysunek 1. Rozmieszczenie użytków rolnych w Europie

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych CORINE2000 i GlobCover2009.

Przestrzenną strukturę bazy HWSO wykorzystano do zapisu w jej poligonach średnich wartości parametrów klimatycznych IPCC i średnich nachyleń terenu wygenerowanych z udostępnianego przez NASA numerycznego modelu terenu ASTER GDEM o rozdzielczości 90[m] (13). Rastrowe dane klimatyczne IPCC oraz warstwa nachyleń terenu zostały poddane wstępnej obróbce polegającej na uwzględnieniu danych jedynie w zasięgu użytków rolnych. Zasięg użytków rolnych wyznaczono na podstawie rastrowej warstwy użytkowania terenu dla części Europy (głównie UE) CORINE2000 (1) o rozdzielczości 100 m uzupełnionej warstwą użytkowania terenu dla świata GlobCover2009 (5) o rozdzielczości 300 m. Z baz

tych wynika, że przestrzenne rozmieszczenie użytków rolnych na obszarze UE (rys. 1) jest bardzo nierównomierne, o czym należy pamiętać interpretując zobrazowane na mapach zasięgi kryteriów ONW, na których nie zamaskowano obszarów innych niż użytki rolne (dla zwiększenia przejrzystości).

Poniżej omówiono szczegółowo poszczególne kryteria wraz z uzasadnieniem ograniczającej roli czynników do których się odnoszą, dla produkcji roślinnej:

1) Kryterium niskich temperatur mierzy ich wpływ na rośliny długością okresu wegetacyjnego lub sumą temperatur aktywnych. Długość sezonu wegetacyjnego zdefiniowano w instrukcji wydziałów ONW jako liczbę dni z średnią dzienną temperaturą powietrza powyżej 5 [°C]. Do ONW kwalifikują się obszary, na których długość okresu wegetacyjnego jest krótsza lub równa 180 dni. Próg temperatury 5 stopni Celsjusza jest dla większości roślin uprawnych granicą, poniżej której zostaje zahamowany wzrost, a plony są redukowane poprzez mechanizmy ograniczonej intercepcji światła, ograniczonego tempa fotosyntezy czy też bezpośrednie uszkodzenia spowodowane przymrozkami (10). Suma temperatur aktywnych w instrukcji wydziałów ONW jest definiowana dla dni sezonu wegetacyjnego jako suma różnic pomiędzy dzienną temperaturą powietrza a temperaturą 5 [°C] – tzw. *stopnio-dni*. Do ONW kwalifikują się obszary na których suma temperatur aktywnych jest mniejsza lub równa 1500 stopnio-dni. Tempo przejścia pomiędzy poszczególnymi fazami fenologicznymi regulowane jest temperaturą, dlatego długość całego cyklu rozwojowego jest funkcją tzw. czasu termalnego odmierzanego zakumulowanymi każdego dnia temperaturami aktywnymi. Granica 1200 stopnio-dni pokrywa się z północnym zasięgiem występowania zbóż w Europie (10). Długość okresu wegetacyjnego oraz sumy temperatur aktywnych oszacowano, poprzez wygenerowanie temperatur dziennych na podstawie danych IPCC z wykorzystaniem upraszczającego założenia, że średnie temperatury miesiąca można przypisać dniom w środku miesiąca, a pomiędzy nimi zmiana temperatur zachodzi liniowo. W niniejszej analizie dla kryterium niskich temperatur wybrano długość okresu wegetacyjnego jako wskaźnik mniej podatny na błąd związany z generowaniem temperatur dobowych w oparciu o średnie miesięczne.

2) Kryterium suchości klimatu mierzy ją Indeks suchości klimatu AI (ang. *Aridity Index*) który jest definiowany jako stosunek średnich wieloletnich opadów do średniej wieloletniej ewapotranspiracji potencjalnej. Do ONW kwalifikują się obszary, na których indeks suchości klimatu jest mniejszy lub równy 0,5. Indeks suchości klimatu jest wskaźnikiem niezależnym od wyboru rośliny i koreluje z zasięgami obszarów gdzie odczuwalne są deficyty wody (10). Do opracowania indeksu wykorzystano dane IPCC dotyczące średnich wartości prężności pary wodnej, która została przeliczona na wilgotność względną powietrza RH wyrażoną w procentach. Miesięczne sumy ewapotranspiracji potencjalnej do Indeksu suchości klimatu zostały oszacowane za pomocą wzoru Ivanova (9): $ET_0 = 0,0018(25+T)^2(100-RH)$ gdzie T oznacza średnią temperaturę powietrza.

3) Kryterium nadmiernego uwilgotnienia gleb odpowiada liczba dni w roku, w których wilgotność gleby przekracza połowę pojemność wodną. Do ONW kwalifikują się obszary, na których liczba takich dni jest większa lub równa 230. Ze względu na brak bezpośrednich danych pomiarowych oraz brak możliwości wykonania wiarygodnych symulacji przy użyciu istniejących modeli kryterium to pominięto w niniejszej analizie.

4) Kryterium ograniczonego drenażu gleby jest podobne do kryterium trzeciego. Do ONW kwalifikują się obszary zalane przez większą część roku wodą gdzie występują gleby o słabym odpływie lub takie, w których obserwowana jest barwa charakterystyczna dla procesu glejowego. Tak jak w przypadku kryterium trzeciego, dla kryterium czwartego ze względu na brak danych zrezygnowano z wyznaczenia zasięgów.

5) Kryterium niekorzystnej tekstury gleb kwalifikuje do ONW gleby z dużym udziałem gładów lub obecnością wychodni skał, gleby z nadmiernym udziałem frakcji gruboziarnistych, ily, gleby organiczne lub gleby typu wertisole:

- Gleby gruboziarniste (piaski) są w instrukcji wydziałów ONW definiowane jako te, dla których w wierzchniej warstwie gleby: $\text{silt}\% + (2 * \text{clay}\%) \leq 30\%$ gdzie $\text{silt}\%$ oznacza procentową zawartość frakcji cząstek o średnicach pomiędzy 0,05 i 0,002 [mm], a $\text{clay}\%$ oznacza procentową zawartość frakcji cząstek o średnicach mniejszych niż 0,002 [mm]. Do ONW kwalifikują się wszystkie tak określone gleby. Gleby gruboziarniste cechuje niska pojemność wodna oraz wysoka przewodność hydrauliczna co powoduje, że nie gromadzą one wystarczających dla roślin zapasów wody opadowej. Niska jest także efektywność nawożenia ze względu na małą pojemność sorpcyjną (10). W praktyce ich zasięg wyznaczono jako tożsamy z zasięgiem w bazie HWSD (atrybut: T_USDA_TEX_CLASS) piasków (sands) wg klasyfikacji gleb USDA.
- Gleby ilaste zawierające 60 lub więcej procent frakcji cząstek o średnicach mniejszych niż 0,002 [mm]. Są bardzo trudne w uprawie, woda opadowa ma tendencje do pozostawiania na powierzchni lub spływu ze względu na bardzo małą przewodność hydrauliczną. Na obszarze UE gleby takie wg bazy HWSD nie występują.
- Gleby organiczne w instrukcji wydziałów ONW są definiowane jako te, które w profilu do 80 cm, posiadają warstwy z zawartością materii organicznej powyżej 30% o łącznej miąższości przynajmniej 40 cm. Do ONW kwalifikują się wszystkie tak określone gleby. Gleby o bardzo dużej zawartości materii organicznej ze względu na duże uwilgotnienie stwarzają ograniczenia w dostępie tlenu do strefy korzeniowej roślin. W praktyce ich zasięg wyznaczono jako tożsamy z zasięgiem w bazie HWSD gleb oznaczanych jako HS (histosole).
- Wertisole w instrukcji wydziałów ONW są definiowane jako te, dla których wierzchnia warstwa gleby zawiera ponad 40% łu i w górnych 100 cm gleby

obecne są zjawiska pęcznienia i kurczenia w wyniku nawilżania i wysychania gleby. Gleba taka jest najczęściej w stanie bądź zbyt lepkiem bądź zbyt suchym i twardym pozostawiając jedynie wąski przedział wilgotności, w której możliwa jest uprawa (10). Do ONW kwalifikują się wszystkie tak określone gleby. W praktyce ich zasięg wyznaczono jako tożsamy z zasięgiem w bazie HWSD gleb oznaczanych jako VR (wertisole).

6) Gleby z dużym udziałem gładów lub obecnością wychodni skał charakteryzują się także ograniczeniami w zasięgu strefy korzeniowej roślin, a więc spełniają warunki kryterium szóstego. Z tego względu i z uwagi na brak danych o występowaniu ograniczeń w zasięgu strefy korzeniowej na innych obszarach zdecydowano na potrzeby niniejszej analizy połączyć oba kryteria w kryterium gleb szkieletowych. Gleby szkieletowe zostały zidentyfikowane jako tożsame z glebami oznaczanymi w bazie HWSD (atrybut: SU_SYMBOL) jako RG (regosole) i LP (leptosole). Do ONW kwalifikują się wszystkie tak określone gleby. Szkieletowość gleb związana z ich płytkością i/lub dużą zawartością okruchów skalnych przekłada się na znacznie ograniczoną pojemność wodną strefy korzeniowej i utrudnienia w uprawie.

7) Kryterium niekorzystnych właściwości chemicznych gleb dotyczy czynników takich jak zasolenie, nadmiar sodu czy zakwaszenie:

- Gleby słone w instrukcji wydzieleni ONW definiowane są jako te, dla których zasolenie jest większe lub równe $4 \text{ [dS m}^{-1}\text{]}$. Do ONW kwalifikują się wszystkie tak określone gleby. Na glebach zasolonych rośliny doznają stresu oraz są podatne na akumulację związków toksycznych (10). W praktyce ich zasięg wyznaczono jako tożsamy z zasięgiem w bazie HWSD gleb oznaczanych jako SC (ang. *saline soils* – solonczaki).
- Gleby sodowe w instrukcji wydzieleni ONW definiowane są jako te, dla których zawartość jonów sodu jest większa lub równa 6%. Do ONW kwalifikują się wszystkie tak określone gleby. W praktyce ich zasięg wyznaczono jako tożsamy z zasięgiem w bazie HWSD gleb oznaczanych jako SN (ang. *sodic soils* - solońce). Gleby te ze względu na swoje właściwości chemiczne mają słabo związane cząstki ilaste w związku z czym są niestabilne i mogą łatwo ulegać erozji bądź stać się nieprzepuszczalne dla wody (10).
- Gleby zakwaszone w instrukcji wydzieleni ONW definiowane są jako te, dla których mierzony w wodzie odczyn $\text{pH} \leq 5$. Niestety istniejące dane przestrzenne takie jak mapa pH dla świata w bazie HWSD (4) bazują na funkcjach pedotransferu wiążących typowe wartości pH z typem i teksturą gleb natomiast bazy zawierające wartości pomiarowe odczynu pH dla UE (14) są niewystarczające do uwzględnienia kryterium zakwaszenia gleb w niniejszej analizie.

8) Kryterium dużego nachylenia użytków rolnych dotyczy nachyleń terenu powyżej 15%. Gleby o tak dużym nachyleniu są trudne w uprawie mechanicznej oraz podatne na erozję. Zasięgi kryterium wyznaczone zostały poprzez obliczenie spadków na podstawie numerycznego modelu terenu.

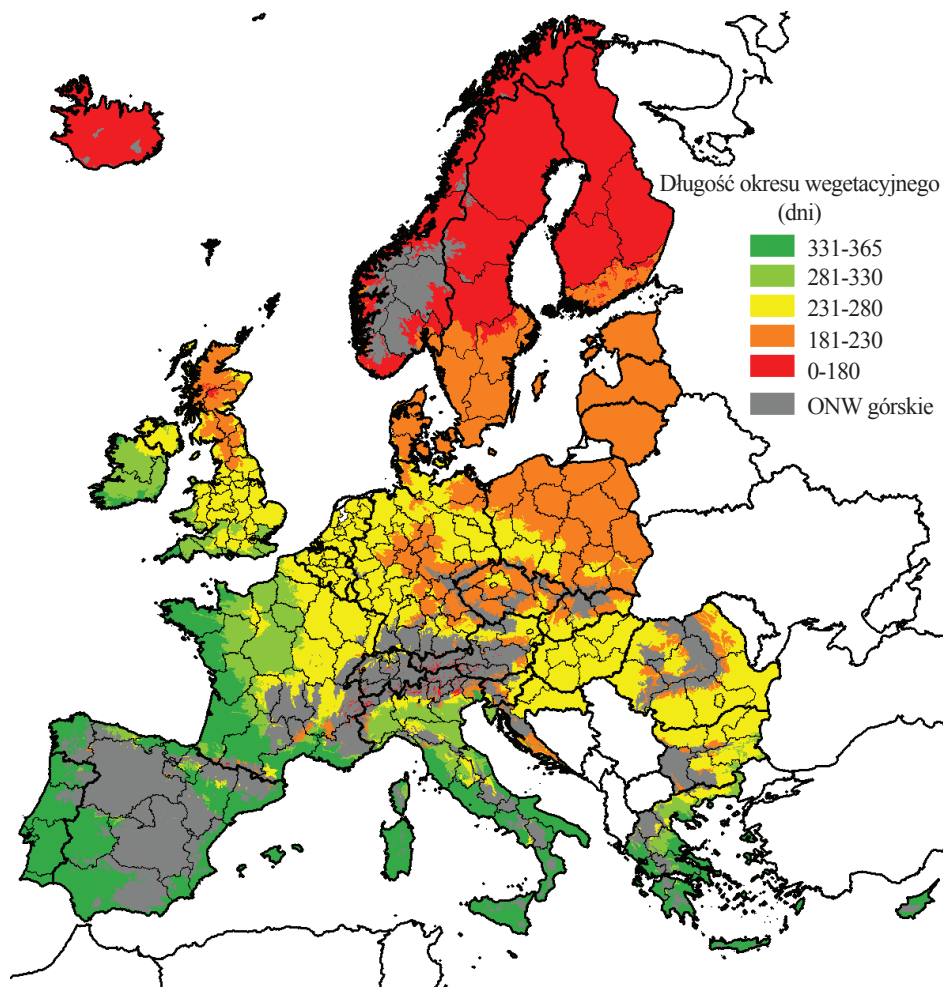
W oparciu o zasięgi wyżej wymienionych kryteriów wyznaczono obszary objęte ONW przy założeniu, że poligony mapy mogą być w przybliżeniu traktowane jak stosowana do celów statystycznych w UE jednostka administracyjna NUTS5 (w Polsce jej odpowiednikiem są gminy). Obliczenia przeprowadzono przy zastosowaniu warunku kwalifikacji poligonu do ONW w postaci wymogu, aby udział powierzchni spełniającej co najmniej jedno z powyższych kryteriów był większy od 60% użytków rolnych w poligonie. Podkreślić należy, że powierzchnie tak wyznaczonego obszaru ONW nizinne mogą być w niektórych regionach niedoszacowanie ze względu na pominięcie w niniejszym opracowaniu kryteriów, dla których brak wiarygodnych danych przestrzennych.

Z analizy czynników ograniczających wyłączono obszary ONW górskiego czyli obszary o wysokości większej niż 500m n.p.m. na ponad połowie użytków rolnych należących do poligonu. Przyczyną ich odrębnego potraktowania jest nakładanie się w obszarach górskich wielu ograniczeń: zbyt krótkiego okresu wegetacyjnego, dużych nachyleń terenu, płytkich gleb itd.

Wyniki i dyskusja

W wyniku przeprowadzonych analiz otrzymano szereg map charakteryzujących poszczególne kryteria wydzielenia obszarów ONW. Prezentując wyniki na wszystkich poniższych mapach stosowano jednolitą zasadę obrazowania nasilenia ograniczeń. Rejony gdzie ograniczenie jest najsilniejsze oznaczano kolorem czerwonym. Słabszemu nasileniu czynnika ograniczającego odpowiadają kolory przechodzące stopniowo od czerwieni poprzez żółty do koloru ciemno zielonego oznaczającego brak działania czynnika ograniczającego.

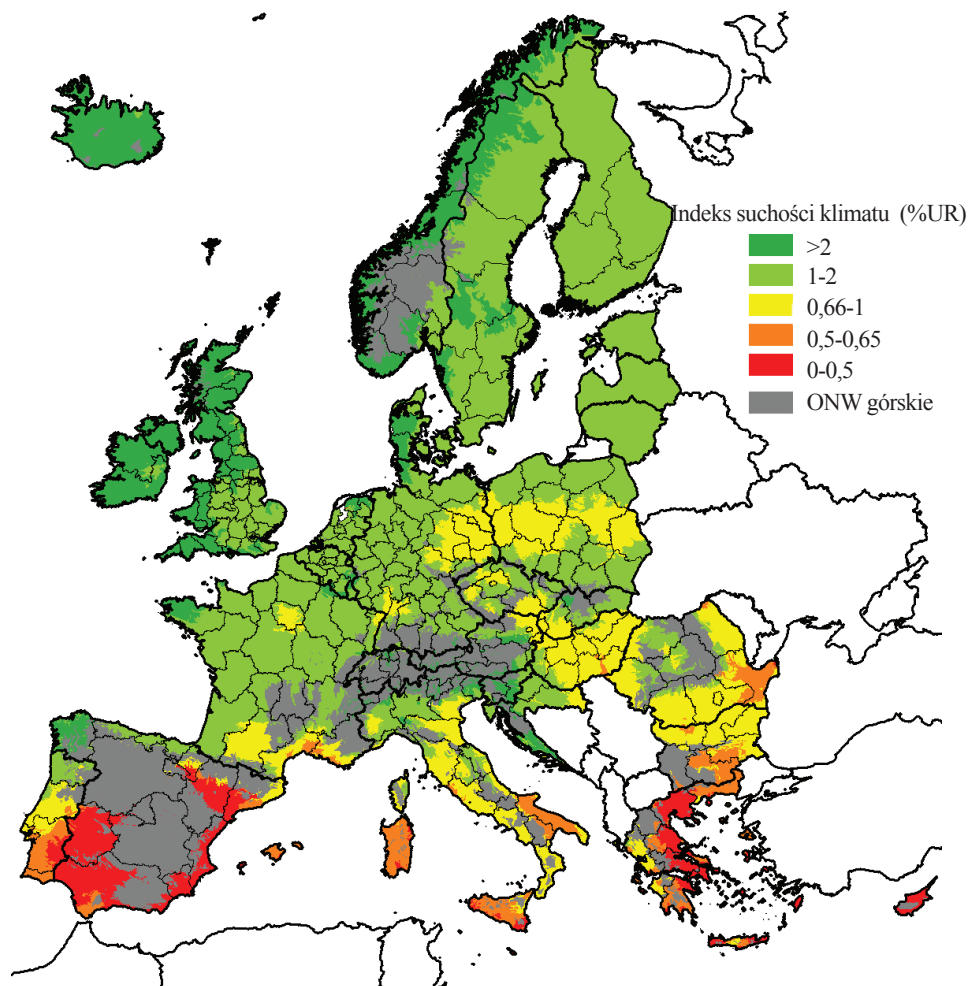
Obszary spełniające kryterium zbyt krótkiego sezonu wegetacyjnego zajmują w UE około 1,6% UR, a w Polsce 0% UR (rys. 2). Porównując uzyskane wyniki dla obszaru Polski z mapą długości okresu wegetacyjnego z Modelu Agroklimatu Polski (2, 6) można stwierdzić, że są one zgodne co do braku obszarów, w których długość sezonu wegetacyjnego jest mniejsza niż 180 dni. Obszary o sezonie dłuższym niż 230 dni wg Modelu Agroklimatu Polski obejmują jedynie niewielkie obszary w okolicach Zielonej Góry podczas gdy wg prezentowanej powyżej mapy obejmują Polskę południowo zachodnią z wyjątkiem Sudetów oraz okolice Krakowa. Dla UE zakres zmienności przedstawiony na powyższej mapie od poniżej 180 dni w wysokich partiach Alp, Pirenejów i Karpat oraz w Norwegii, środkowej i północnej Szwecji i Finlandii do powyżej 330 dni na południowych krańcach UE jest zgodny z innymi opracowaniami (7).



Rysunek 2. Długość sezonu wegetacyjnego w dniach.

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych IPCC

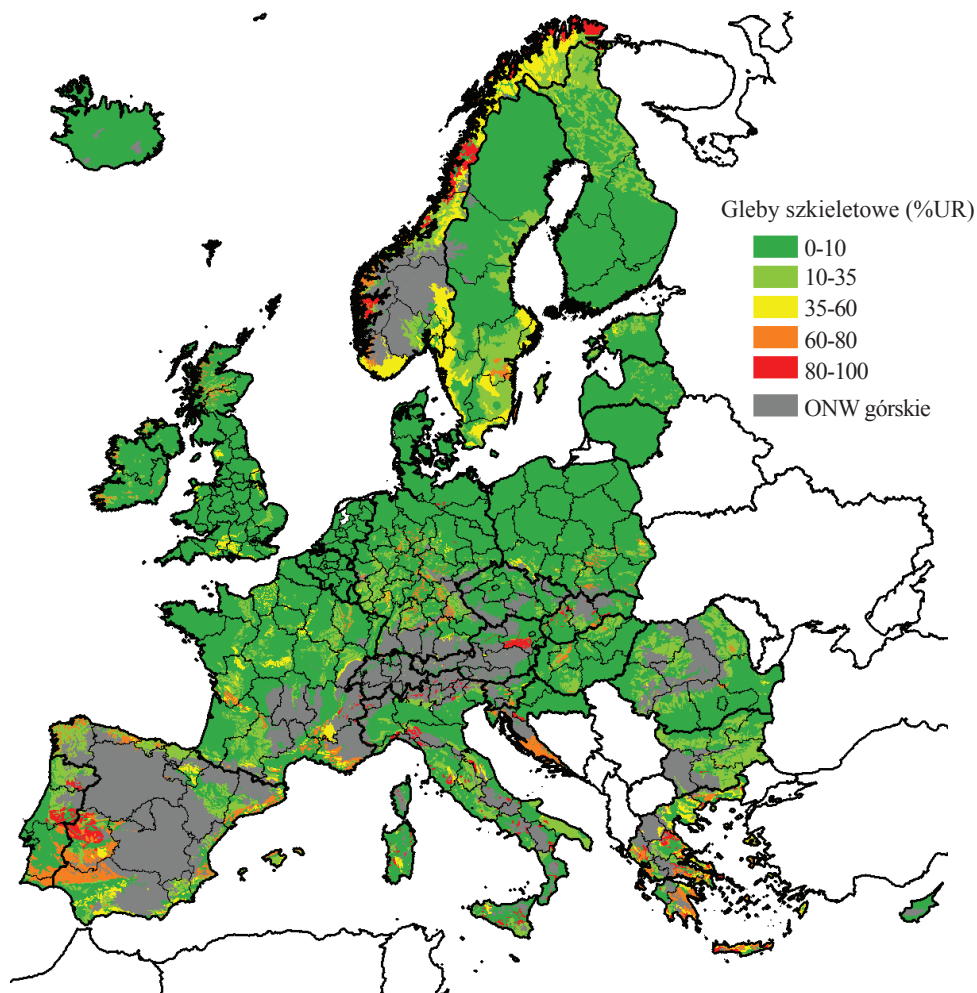
Obszary spełniające kryterium zbyt suchego klimatu zajmują w UE około 6,7% UR, a w Polsce 0% UR (rys. 3). Przestrzenna zmienność zobrazowanego na powyższej mapie wskaźnika suchości klimatu AI jest zgodna z mapą wskaźnika AI dla świata (16) np. wartości wskaźnika niższe od 0,5 występują w obu opracowaniach na obszarze południowej Hiszpanii, południowych krańcach Sycylii, we wschodniej części Grecji oraz na Cyprze. W obu mapach na obszarze nizin Polski obecny jest pas niskich wartości indeksu, wyższych jednak od wartości 0,65. Najwyższe wartości wskaźnika $AI > 2$ na obu mapach występują na północno-zachodnich nadmorskich krańcach kontynentu od północnej Hiszpanii po północną Norwegię.



Rysunek 3. Indeks suchości klimatu

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych IPCC.

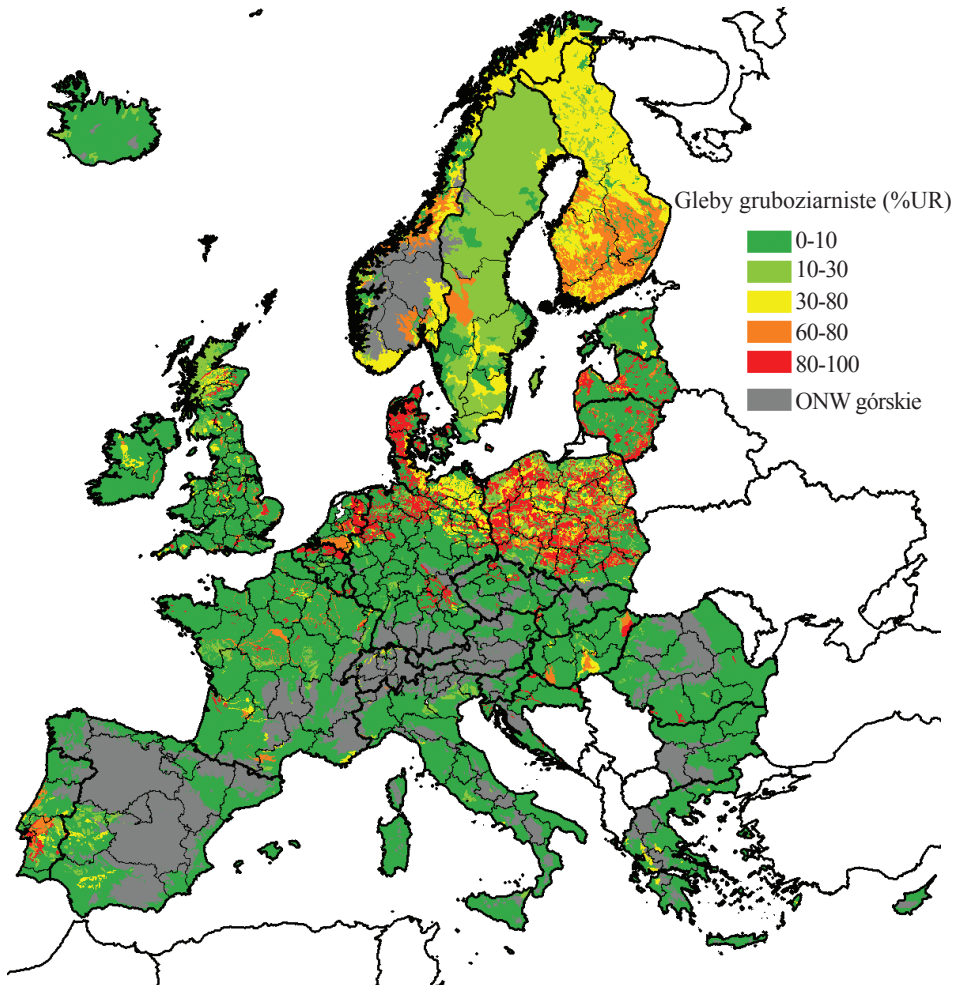
Obszary spełniające kryterium nadmiernej szkieletowości gleb zajmują w UE około 7,6% UR, a w Polsce około 1,7% UR (rys. 4). Zobrazowane na powyższej mapie występowanie gleb szkieletowych w obszarze Polski ogranicza się do fragmentów wschodniej Wyżyny Lubelskiej, Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej i Sudetów. W przypadku wyżyn są to obszary występowania w Polsce rędzin, a dla Sudetów kamienistych gleb górskich (17).



Rysunek 4. Udział użytków rolnych z glebami szkieletowymi

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych HWSO.

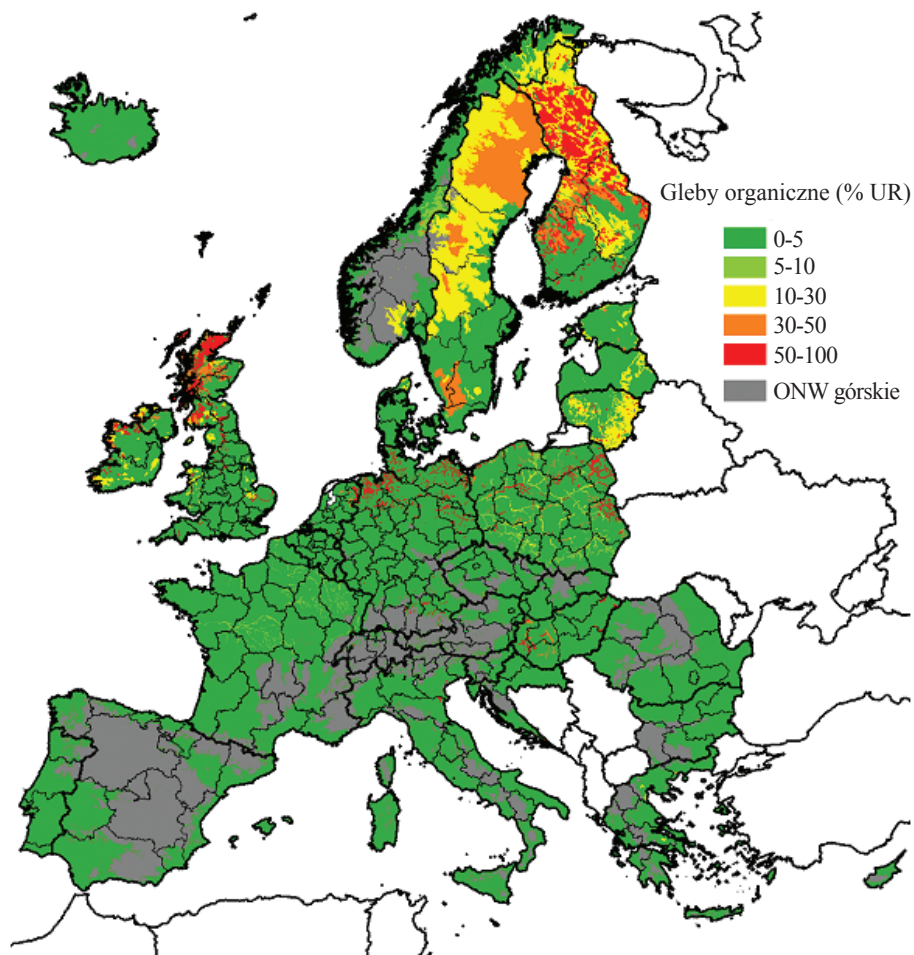
Obszary spełniające kryterium gleb gruboziarnistych zajmują w UE około 12,5% UR, a w Polsce około 41,2% UR (rys. 5). Według map glebowo-rolniczych na obszarze Polski gleby gruboziarniste - piaski i piaski gliniaste są rozlokowane podobnie jak przedstawia to powyższa mapa i zajmują około 37,2% UR (12).



Rysunek 5. Udział użytków rolnych z glebami gruboziarnistymi (piaski)

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych HWSD.

Obszary spełniające kryterium gleb organicznych zajmują w UE około 2,2% UR, a w Polsce około 4,6% UR (rys. 6). Według map glebowo-rolniczych na obszarze Polski gleby organiczne – torfy i mursze są rozlokowane podobnie jak przedstawia to powyższa mapa i zajmują około 9,6% UR (12). Różnica w ocenie spowodowana jest znacznym rozproszeniem przestrzennym gleb organicznych co skutkuje ich zmniejszoną powierzchnią na silnie zgeneralizowanych mapach w małej skali.

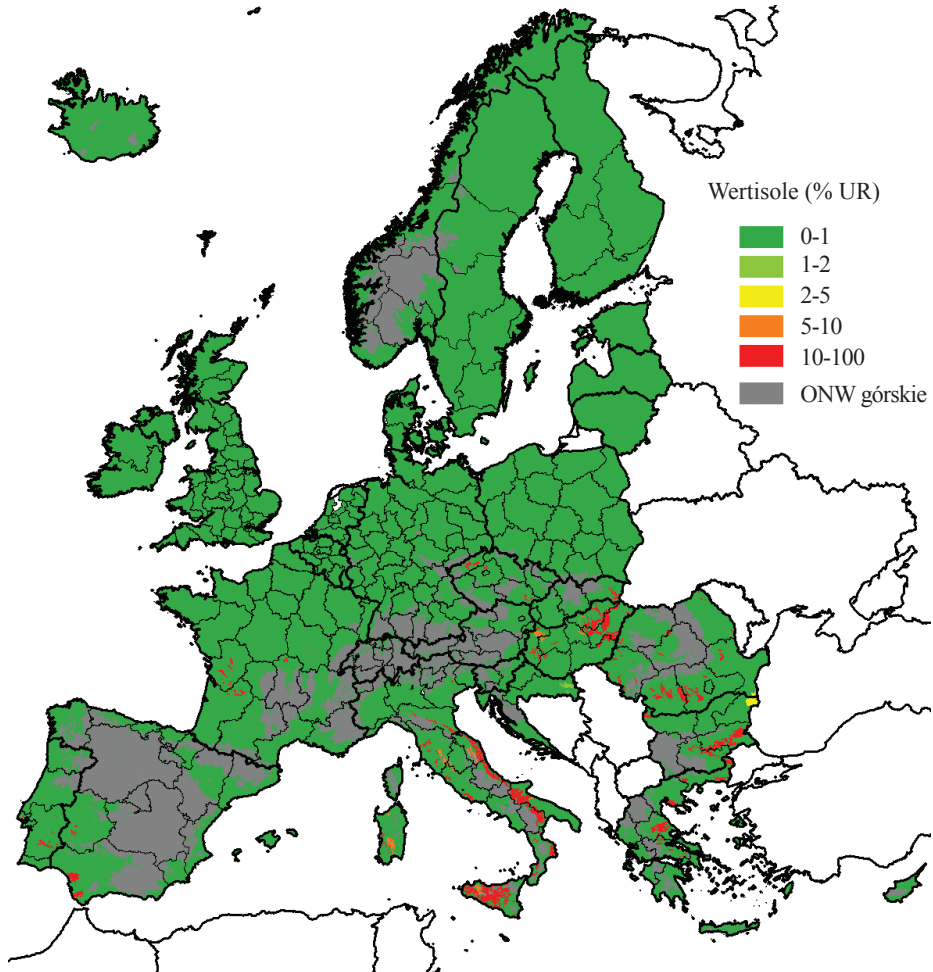


Rysunek 6. Udział użytków rolnych z glebami organicznymi

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych HWSO.

Obszary spełniające kryterium dla wertisoli zajmują w UE około 1,3% UR, a w Polsce 0% UR (rys. 7).

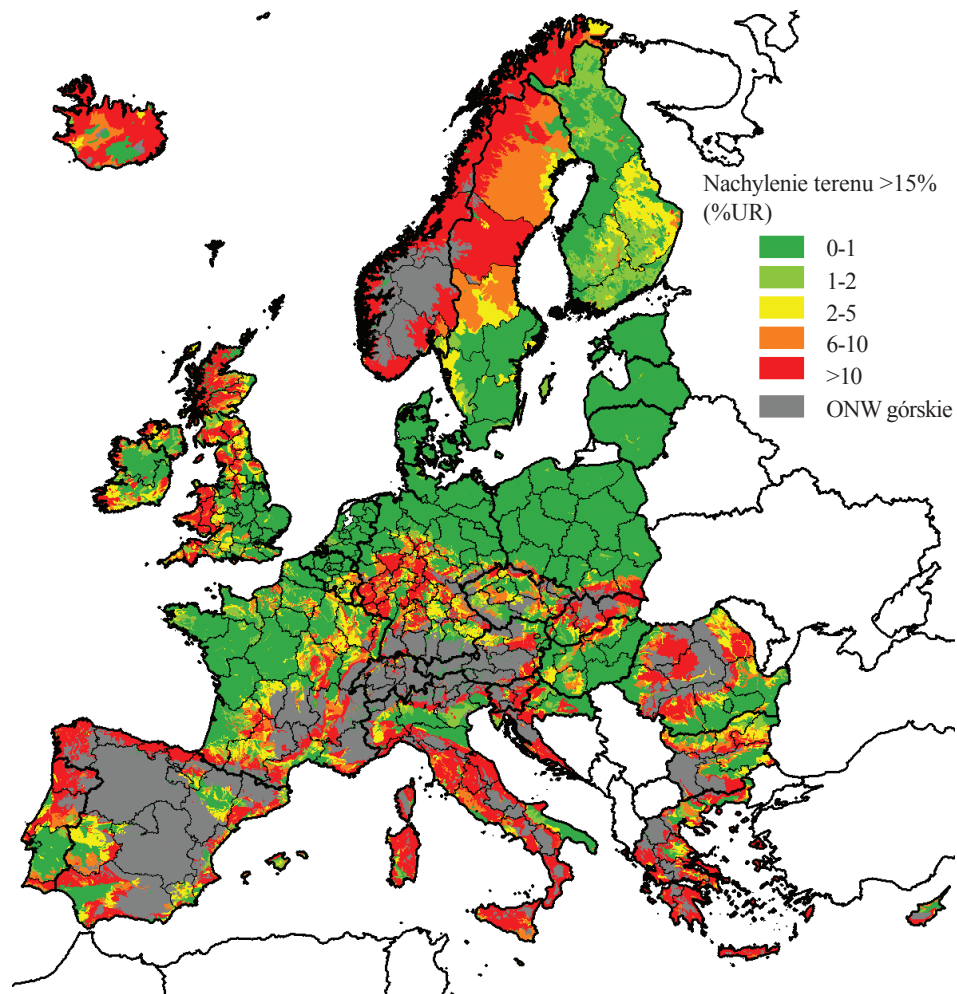
Map gleb słonych i sodowych nie przedstawiono w tym opracowaniu ze względu na znikome powierzchnie tych gleb w UE. Rozmieszczone są one głównie na obszarze Węgier, Hiszpanii i Rumunii. Obszary spełniające kryterium gleb słonych zajmują w UE około 0,2% UR, a w Polsce 0% UR. Obszary spełniające kryterium gleb sodowych zajmują w UE około 0,3% UR, a w Polsce 0% UR.



Rysunek 7. Udział użytków rolnych z glebami wertisolami

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych HWSD.

Obszary spełniające kryterium nadmiernego nachylenia zajmują w UE około 5,3% UR, a w Polsce około 0,8% UR (rys. 8).

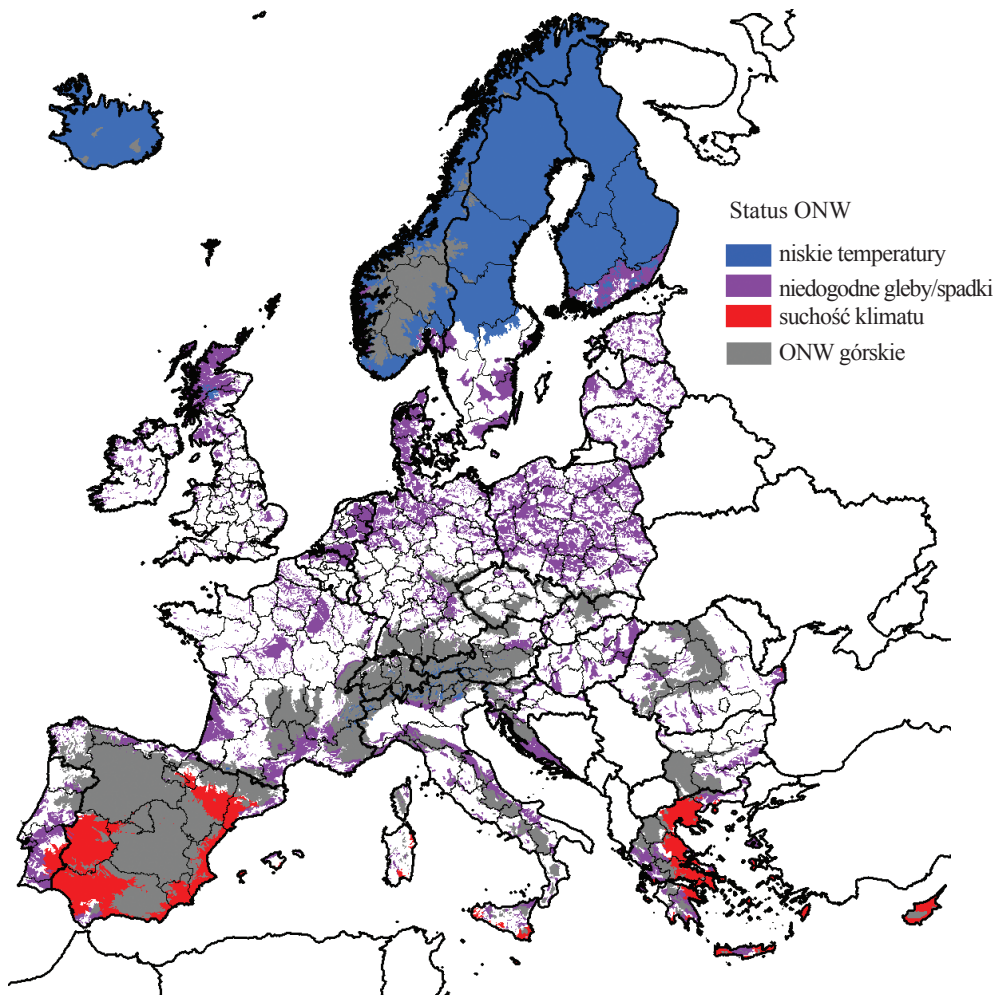


Ryunek. 8. Udział użytków rolnych o nachyleniu powyżej 15%

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych NASA.

Na rysunku 9 i w tabeli 1 przedstawiono wyniki wydzielenia opisaną powyżej metodą. Podane w tabeli 1 udziały dotyczą całości obszarów ONW w danym kraju – ONW nizinnego i górskiego.

Na terenie Polski charakterystyczną cechą obszarów o dużych ograniczeniach naturalnych kwalifikujących je do ONW jest ich duże rozproszenie. W skali UE, pomiędzy Polską, Niemcami, Danią i Holandią wykazują one jednak ciągłość związaną z zasięgami występowania w Europie gleb gruboziarnistych polodowcowych naniesionych podczas ostatnich zlodowaceń przez lądolód nasuwający się ze Skandynawii (18). Podobną ciągłość wykazują obszary na południowych i północnych krańcach Europy gdzie ograniczenia mają charakter klimatyczny.



Rysunek 9. Zasięgi naturalnych czynników ograniczających pozwalających na kwalifikację do ONW

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 1

Powierzchnie UR i udziały ONW nizinnego i górskiego w krajach UE.

Kraj	mln ha UR	ONW % UR
Austria	1,66	9,2
Belgia	1,76	18,8
Bułgaria	5,03	12,9
Cypr	0,28	100,0
Czechy	3,55	3,8
Niemcy	19,13	23,7
Dania	3,29	52,2
Estonia	1,47	22,6
Hiszpania	10,64	81,0
Finlandia	2,92	88,2
Francja	29,69	17,3
Grecja	4,52	74,0
Chorwacja	2,31	31,4
Węgry	6,31	21,2
Irlandia	4,68	8,4
Włochy	13,89	19,0
Litwa	4,00	17,0
Luksemburg	0,14	18,1
Łotwa	2,83	18,9
Malta	0,01	100,0
Holandia	2,51	55,3
Polska	19,84	37,6
Portugalia	3,71	48,0
Rumunia	11,83	9,0
Szwecja	3,91	31,1
Słowenia	0,55	24,7
Słowacja	2,00	7,6
Wielka Brytania	14,22	8,9
UE28	176,70	27,5

Źródło: opracowanie własne.

Powierzchniowo obszary o silnych ograniczeniach naturalnych w Polsce zajmują około 38% UR, co stanowi większy udział niż w przypadku średniej dla gleb UE (27%). O wyniku tym decyduje głównie dominujący w Polsce czynnik ograniczający związany z glebami gruboziarnistymi – ich udział w powierzchni UR wynosi wg kryteriów ONW około 41,2%. W różnicy tej nie ma sprzeczności ponieważ o klasyfikacji całego poligonu/jednostki administracyjnej do ONW decyduje przekroczenie 60% powierzchni UR przez gleby zakwalifikowane wg cząstkowych warunków ograniczających. Spośród innych kryteriów wydzieleni ONW czynnikami silnie ograniczającymi produkcję roślinną na obszarze Polski są gleby organiczne (4,6%). Czynnikiem działającym słabiej (nie przekraczającym wartości granicznej dla ONW) lecz na niemal całym obszarze kraju jest ograniczenie związane z krótkim sezonem wegetacyjnym i małą sumą temperatur aktywnych. Na obszarze Niżu Polskiego dodatkowo dochodzi do nałożenia czynników takich jak gruboziarniste gleby i suchy klimat (15).

W UE największe udziały obszarów ONW całkowitego (nizinne plus górskie) mają Cypr, Malta, Finlandia, Hiszpania i co zaskakujące Holandia. W Holandii pomimo spełniania kryteriów ONW na ponad połowie UR, ograniczenia związane z lekkimi glebami zostały zniwelowane dzięki nawodnieniom i korzystnemu klimatowi. Aby uniknąć sytuacji, w których dopłaty ONW trafiają do regionów o wysokim dochodzie z produkcji rolniczej, a nie ma ich na obszarach gdzie plony są niskie, ostateczne wydzielenia obszarów ONW zostaną zrewidowane zarówno pod kątem eliminacji obszarów, na których naturalne ograniczenia zostały przewyżczone, jak i włączeniu tych obszarów, gdzie dochodzi do nałożenia kilku czynników ograniczających nie pozwalających jednak na kwalifikację do ONW gdy czynniki te rozpatrywane są osobno.

Podsumowanie

Naturalne czynniki sprzyjające antropogenicznym zagrożeniom prawidłowego funkcjonowania gleb są zjawiskiem dość rozległym zarówno w Polsce jak i w UE gdzie stanowią odpowiednio około 38% i około 27% powierzchni UR. Ich rozpoznanie w skali UE było procesem długotrwałym i wciąż napotyka trudności związane z brakiem baz danych zawierających jednorodnie metodycznie pomiary obejmujące zasięgiem całość UE. O skali tych trudności świadczy fakt że niniejsza praca jest pierwszym publikowanym opracowaniem zasięgów ONW w UE według nowej metodyki. Sytuacja wydaje się być jeszcze trudniejsza w przypadku przestrzennej identyfikacji antropogenicznych zagrożeń dla gleb. Są one z natury powiązane z działalnością człowieka a przez to zmienne nie tylko w przestrzeni ale i w czasie. Wymagają zatem szczególnego wysiłku przy opracowaniu ich modeli, wiążących naturalne czynniki im sprzyjające z aktywnością ludzką napędzaną siłami ekonomii i demografii.

Literatura

1. CORINE2000: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data#cl2=corine+land+cover+version+13>
2. Demidowicz G., Górski T., Wróblewska E., Zaliwski A., Posielski K.: Długość okresu wegetacyjnego. IUNG Puławy 1998.
3. ESDB, European Commission JRC Institute for Environment and Sustainability, European Soil Bureau. European Soil Database (vs 2.0). 2004, Ispra, Italy.
4. FAO/IIASA/ISRIC/ISSCAS/JRC, 2012. Harmonized World Soil Database (version 1.0). FAO, Rome.
5. GlobCover2009: <http://ionial.esrin.esa.int/>
6. G ó r s k i T., Z a l i w s k i A.: Model Agroklimatu Polski (Agroclimate Model of Poland). Pamiętnik Puławski, 2002, **130/I**: 251-260.
7. IASA-FAO GAEZ: Length of Thermal Growing Period, 2007.
8. IPCC 2011: http://www.ipcc-data.org/obs/get_30yr_means.html
9. I v a n o v I.: On estimation of evaporability. Proc. Geographic Society of USSR, 1954, v. **86**.
10. JRC, Updated common bio-physical criteria to define natural constraints for agriculture in Europe

- EUR 25203 EN, 2012.
11. KE, Strategia tematyczna w dziedzinie ochrony gleby COM(2006)231.
 12. Krasowicz S., Oleszek W., Horabik J., Dębicki R., Jankowiak J., Stuczyński T., Jadczyżyn J.: Racjonalne gospodarowanie środowiskiem glebowym Polski. Polish Journal of Agronomy, 2011, 7: 43-58.
 13. NASA, ASTER GDEM, NASA Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC). ASTER L1B. USGS/Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, Sioux Falls, South Dakota. 2001. <http://lpdaac.usgs.gov>
 14. Reuter H. I., Rodriguez Lado L., Hengl T., Montanarella L." Continental-scale digital Soil Mapping using European Soil Profile Data: Soil pH, 91-102 w monografii: Böchner J., Blaschke T., Montanarella L. [Eds.]: SAGA – Seconds Out. Hamburger Beiträge zur Physischen Geographie und Landschaftsökologie. 2008, Vol.19, ss. 113.
 15. Stuczyński T., Kozyra J., Łopatka A., Siebielec G., Jadczyżyn J., Wawer R., Nowocień E., Doroszewski A.: Przyrodnicze uwarunkowania produkcji rolniczej w Polsce. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2007, 7: 77-115.
 16. Trabucco A., Zomer R. J.: Global Aridity Index (Global-Aridity) and Global Potential Evapotranspiration (Global-PET) Geospatial Database. CGIAR Consortium for Spatial Information. 2009. Published online, available from the CGIAR-CSI GeoPortal at <http://www.csi.cgiar.org/>
 17. Zawadzki S.: Gleboznawstwo, PWRiL, Warszawa 1999.
 18. Zeeberg J. J.: The European sand belt in eastern Europe - and comparison of Late Glacial dune orientation with GCM simulation results. Boreas, 1998.
-

Adres do korespondencji

mgr Artur Łopatka
Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 886 34 21 w. 325
e-mail: artur@iung.pulawy.pl

Eugeniusz Nowocień, Rafał Wawer

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

OCENA STRUKTURY ZAGROŻEŃ GLEB EROZJĄ WODNĄ W POLSCE*

Słowa kluczowe: erozja gleb, erozja wodna powierzchniowa, erozja wąwozowa, wskaźniki ilościowe

Wstęp

Tradycyjny system uprawy stosowany w Polsce od szeregu lat charakteryzujący się intensywną obróbką płużną wierzchniej warstwy roli, prowadzi do trwałych zmian naturalnych właściwości gleby (1, 7, 9-12, 14-18, 23, 25, 28, 45, 47, 52). Powoduje zagęszczenie podglebia i powstawanie nieprzepuszczalnej warstwy, czego konsekwencją jest ograniczenie natlenienia (2, 4, 6, 8, 9, 16. 48-50), przepuszczalności i filtracji wody do głębszych warstw profilu glebowego, a także zmniejszenie retencji wody w glebie (19, 21, 29, 40, 42, 55). Ponadto ciągła mechaniczna obróbka gleby przyspiesza utlenianie substancji organicznej, powoduje zmiany stabilności gleb w wodzie i zmniejszenie urodzajności (3, 5, 14, 22). Wielokrotne przejazdy maszyn rolniczych powodują pogorszenie struktury gleby, nawet do głębokości 60 cm. Wpływa to niekorzystnie na procesy oksydo-redukcyjne w glebie, ograniczenie dostępności składników mineralnych dla roślin, obniżenie odczynu gleby i tworzenie się niekorzystnych warunków dla rozwoju mikroorganizmów glebowych (27, 56), co z kolei ogranicza wzrost systemu korzeniowego oraz rozwój i plonowanie roślin (39, 41, 44, 51). Wymienione zjawiska prowadzą do bezpośredniego nasilenia spływu powierzchniowego i przyspieszenia erozyjnej degradacji gleby.

Wyróżnia się dwie podstawowe grupy czynników wywołujących erozję:

- czynniki naturalne (ukształtowanie powierzchni terenu, gleba, opad atmosferyczny, wiatr oraz szata roślinna);
- czynniki antropogeniczne (niewłaściwa struktura użytkowania ziemi, nieodpowiedni system gospodarowania).

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.2 programu wieloletniego IUNG-PIB

Procesy erozyjne powodują nieodwracalne przekształcenie podstawowej jednostki glebowej, a więc naturalnego układu poziomów genetycznych. Zmiany te polegają na zanikaniu poszczególnych poziomów genetycznych lub ich części lub na nadbudowie profilu poprzez akumulację zerodowanego materiału glebowego. Najszybsza degradacja zachodzi na glebach płytkich (np. rędziny, inicjalne gleby górskie) (53, 54).

Jedną z głównych konsekwencji procesów erozji jest spadek zawartości i jakości próchnicy. Wynikiem czego jest m.in. mniejsza zdolność próchnicy do sklejanego cząstek mineralnych i tworzenia trwałej, stabilnej struktury gleby. Powoduje to wzrost gęstości objętościowej warstwy ornej gleby, zmniejszenie jej porowatości, przewodnictwa wodnego oraz retencji wodnej. Wraz z nasileniem procesów erozji następuje wzrost podatności gleby na zagęszczenie i nasilenie spływów powierzchniowych oraz wzrost zaskorupiania gleby. Na obszarach lessowych wraz ze wzrostem zerodowania gleby następuje trwale obniżenie jej produktywności, nawet do 30% (35).

Erozja gleby jest jednym z czynników degradujących środowisko przyrodnicze, a zwłaszcza rolniczą przestrzeń produkcyjną. Jej skutki przejawiają się w niekorzystnych, przeważnie trwałych zmianach warunków przyrodniczych (rzeźby, gleb, stosunków wodnych, naturalnej roślinności) i warunków gospodarczo-organizacyjnych (deformowanie granic pól, rozczłonkowanie gruntów, pogłębianie dróg, niszczenie urządzeń technicznych). Zmiany takie prowadzą do obniżenia potencjału produkcyjnego ziemi i walorów ekologicznych krajobrazu (35, 36).

O rozmiarach erozyjnej degradacji świadczą średnie roczne straty gleby, które dla Polski oszacowano na $76 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ (33) (wobec $84,7 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ w Europie), przy regionalnym zróżnicowaniu od $2,7 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ na Nizinach Środkowopolskich do $280 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ w Karpatach Fliszowych (43). Dla porównania straty te na innych kontynentach przedstawiają się następująco: Afryka, Południowa Ameryka i Antyle około $700 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$, Azja około $600 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$, Północna i Środkowa Ameryka około $500 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$, Australia około $300 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ (26).

Na obszarze Polski największy udział w degradowaniu terenów mają erozja wodna powierzchniowa i wąwózowa, następnie erozja wietrzna oraz ruchy mas ziemnych (30).

Celem opracowania jest przedstawienie wyników badań kartograficznych nad rozmieszczeniem obszarów zagrożonych potencjalną erozją wodną i erozją wąwózową o różnym stopniu nasilenia w granicach administracyjnych województw i w fizjograficznych krainach Polski.

Regionalne ujęcie oceny, podkreślające związek zagrożenia erozyjnego z odrębnościami warunków przyrodniczych i użytkowaniem gruntów w rozpatrywanych jednostkach administracyjnych i fizjograficznych, ma oprócz wartości poznawczych również walory użytkowe. Poszerza ona waloryzację krain o degradujący je czynnik, jaki stanowi erozja wodna. Ułatwia rejonizację zabiegów przeciwoerozyjnych, optymalizujących regionalne kształtowanie i użytkowanie ekosystemów zagrożonych i erodowanych.

Zagrożenie gleb erozją wodną powierzchniową w układzie województw i fizjograficznych krain wraz z wyznaczeniem stopni pilności ochrony przeciwoerozyjnej

Metoda oceny zagrożenia gleb erozją wodną powierzchniową

Jako kryteria dla wyznaczania zasięgów i nasilenia zagrożenia erozją wodną przyjęto uwarunkowania, takie jak: spadki terenu, podatność gleb na spłukiwanie powierzchniowe i wielkość opadu rocznego.

Studium ukształtowania terenu degradowanego lub zagrożonego erozją wykonuje się zawsze dla obszaru zlewni cieków stałych lub epizodycznych. Mogą to być mikrozelewnie dolin śródstokowych, wąwozów, a nawet poszczególnych stoków. W ramach studium określa się położenie fizjograficzne i hydrograficzne badanych zlewni. Następnie w oparciu o mapę topograficzną w skali od 1:25000 do 1:100000 lub o pomiary geodezyjne w skali od 1:500 do 1:5000 (w zależności od obszaru i celu badań) opracowuje się: studium spadków, długości, kształtu i ekspozycji stoków. Ponadto zaznacza się kartometrycznie występowanie dolin śródstokowych i wąwozów, a także miedz, skarp, ostańców erozyjnych i stożków napływowych.

Studium spadków opracowuje się na mapie topograficznej na podstawie cięć poziomic i ich zagęszczenia (tab. 1). W badaniach erozyjnych i przy projektowaniu zabiegów ochronnych, tak w kraju jak i zagranicą najczęściej wyróżnia się niżej podane klasy nachyleń.

Tabela 1

Kryteria wyznaczania spadków terenu na mapie w skali 1:25 000

Klasy spadków (nachyleń) °(%)	Odległości poziomic przy cięciu (mm):					
	2,5 m	5 m	10 m	20 m	50 m	100 m
0-3° (<5%)	>2	>4	>8	>16		
3-6° (5-10%)	2-1	4-2	8-4	16-8	40-20	
6-10° (10-18%)	1-0,56	2-1,1	4-2,2	8-4,4	20-11	40-22,2
10-15° (18-27%)	0,56-0,36	1,1-0,7	2,2-1,5	4,4-3	11-7,4	22,2-14,8
>15° (>27%)	<0,36	<0,7	<1,5	<3	<7,4	<14,8

Źródło: Józefaciuk Cz. i in., 1985 (37).

Mapę podatności gleb na spłukiwanie powierzchniowe opracowuje się na podkładzie mapy analogowej glebowo rolniczej w skali 1:5 000, 1:25 000 lub 300 000 oraz danych liczbowych z planimetrowania. Zasięgi gleb o różnej podatności na spłukiwanie powierzchniowe wyznacza się wg kryteriów podanych w tabeli 2.

Tabela 2

Kryteria podziału wyznaczania gleb według podatności na splukiwanie powierzchniowe

Grupa gleb	Określenie podatności gleb	Rodzaj i gatunek gleb
1	bardzo silnie podatne	– lessowe i lessowate (ls), pyłowe (pł), pyłowe pochodzenia wodnego (płw)
2	silnie podatne	– piaski luźne (pl), piaszczyste (p), rędziny kredowe (k), rędziny jurajskie (j)
3	średnio podatne	– piaski słabogliniaste (ps), piaski gliniaste (pg), kompleks piasków glinistych i słabogliniastych (pgw), żwirowe (ż), rędziny trzeciorzędowe (r), rędziny starszych formacji geologicznych (ts)
4	słabo podatne	– lekkie gliny piaszczyste i piaski naglinowe (gl), gliny średnie (gs), gliniaste (g), wytworzone ze skał osadowych o spoiwie węglanowym niewapiennym (n)
5	bardzo słabo podatne	– ciężkie (gc), ilaste (i), skaliste (sk) – skały szkieletowe (sz) wytworzone ze skał o spoiwie niewęglanowym, wytworzone ze skał krystalicznych, torfy niskie (n), torfy przejściowe i wysokie (v)

Źródło: Józefaciuk i in., 1985 (37).

W wyniku zastosowania metody kartowania erozji potencjalnej, opracowanej w Instytucie Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach przez J ó z e f a c i u k ó w (37), powstała mapa potencjalnej erozji wodnej, opracowana na podkładzie mapy spadków terenu i mapy podatności gleb na splukiwanie powierzchniowe w skali 1:100 000 lub większych oraz dane liczbowe z planimetrowania wydzielonych powierzchni. Wyróżniono 5 stopni nasilenia erozji, które wyznaczono według kryteriów podanych w tabeli 3:

- stopień 1 – erozja słaba, powoduje tylko niewielkie zmywy powierzchniowe gleby;
- stopień 2 – erozja umiarkowana, prowadzi do wyraźnego zmywania poziomu orno–próchnicznego i pogarszania właściwości gleby. Pełna regeneracja ubytków nie zawsze jest możliwa w toku uprawy konwencjonalnej;
- stopień 3 – erozja średnia, może doprowadzać do zupełnego zredukowania poziomu orno–próchnicznego i tworzenia się gleb o typologicznie niewykształconym profilu (zmywanych i namywanych). Zapoczątkowuje rozczłonkowanie się terenu i jest źródłem znacznej ilości rumowiska dostarczanego do rzek;
- stopień 4 – erozja silna, może przyczyniać się do zniszczenia całego profilu gleby, a nawet części podłoża, z czym wiążą się zmiany pokrywy glebowej o charakterze typologicznym. Wynikiem jej jest duże rozczłonkowanie rzeźby terenu i zakłócenie stosunków wodnych (nieregularne przepływy i zanieczyszczenie wód rzecznych);
- stopień 5 – erozja bardzo silna, w skutkach podobna do silnej lecz intensywniej wyrażona i prowadząca do trwałego degradowania ekosystemów.

Badany obszar klasyfikowano następnie pod względem pilności ochrony przed erozją wodną według następujących zasad:

- stopień 1 – ochrona bardzo pilna: powyżej 25% ogółu gruntów rolnych i bezleśnych gruntów nieprodukcyjnych jest zagrożonych erozją wodną o stopniach 3, 4, 5;

Tabela 3

Wyznaczanie stopni nasilenia potencjalnej erozji wodnej

Podatność gleb na splukiwanie	Klasy nachyleń terenu				
	do 3° (do 5%)	3-6° (6-10%)	6-10° (10-18%)	10-15° (18-27%)	>15° >27%
	stopnie nasilenia erozji				
Gleby lessowe i lessowate (ls), pyłowe (pl), pyłowe wodnego pochodzenia (plw)	1	2	3	4	5
Piaski luźne (pl), gleby piaszczyste (p), rędziny kredowe (k) i jurajskie (j)	1	1;2	2;3	3;4	5
Piaski słabogliniaste (ps) gliniaste (pg), kompleks piasków gliniastych i słabogliniastych (pgs), gleby żwirowe (ż), rędziny trzeciorzędowe (tr) i starszych formacji geologicznych (ts)	1	1;2	2;3	3;4	4;5
Gleby lekkie – gliny piaszczyste i piaski naglinowe (gl), gleby średnie (gs), gliniaste (g), wytworzone ze skał osadowych o spoiwie węglanowym – niewapiennych (n)	–	1	2	3	4;5
Gleby ciężkie (gc), ilaste (i), skaliste – skały (sk), szkieletowe (sz), wytworzone ze skał o spoiwie niewęglanowym, wytworzone ze skał krystalicznych, torfy niskie (n), przejściowe i wysokie (v)	–	1	1;2	2;3	3;4;5

Uwagi:

- stopień nasilenia erozji: 1 – słaby; 2 – umiarkowany; 3 – średni; 4 – silny; 5 – bardzo silny;
- w przypadku podanych jednocześnie dwóch stopni zagrożenia erozją, podaje się przy opadzie poniżej 600 mm mniejszy stopień, a przy opadach powyżej 600 mm – większy;
- dla utworów glebowych grupy piątej na terenie o spadku > 15° przyjmuje się: przy opadach do 600 mm – 3 stopień nasilenia erozji, przy opadach 600–800 mm – 4, a przy opadach > 800 mm – 5 stopień.

Źródło: Józefaciuk Cz. i in., 1985 (37).

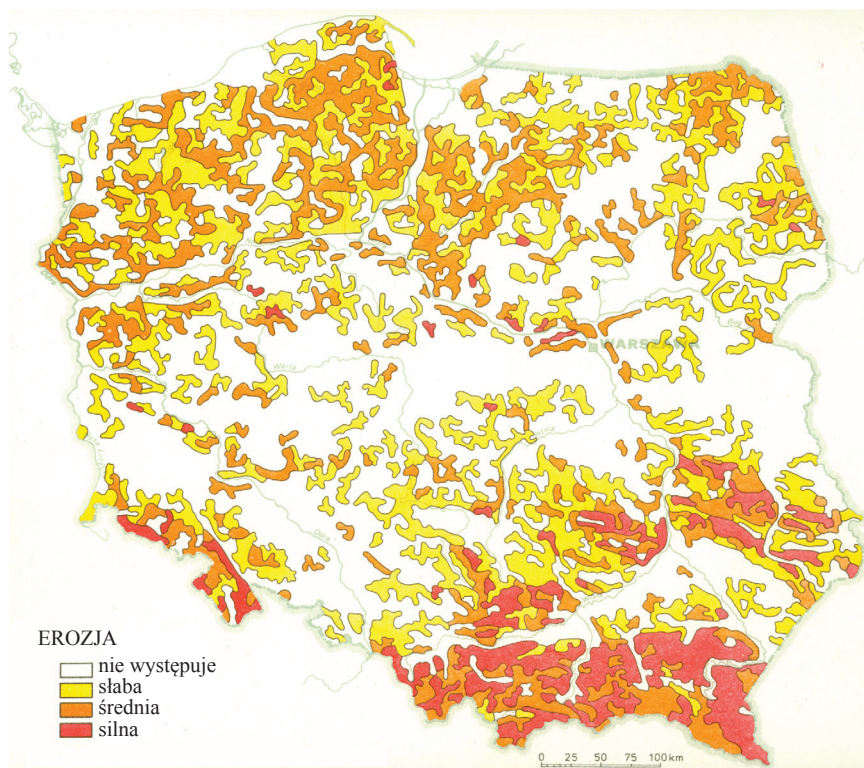
- stopień 2 – ochrona potrzebna: zagrożenie jak wyżej lecz dotyczy 10–25% wyżej wymienionych gruntów;
- stopień 3 – ochrona wskazana lokalnie: zagrożenie jak wyżej, lecz dotyczy poniżej 10% wyżej wymienionych gruntów.

Stosunki klimatyczne są oceniane na podstawie danych ze stacji meteorologicznych IMGW znajdujących się na badanym terenie lub w jego (możliwie najbliższym) otoczeniu. Charakteryzowane są przede wszystkim podstawowe dane klimatyczne, zwłaszcza: wielkość i natężenie opadów atmosferycznych, erozyjność deszczu i śniegu, intensywności roztopów śniegowych, nasłonecznienia i innych elementów. Również powinno się zwrócić uwagę na notowania zjawisk meteorologicznych mających związek z erozją, np. okresów o ekstremalnych warunkach wilgotnościowych – suszy, nadmiernie wilgotnych, wymakania roślin, długotrwałego zalegania pokrywy śniegowej, okresów z silnymi i częstymi wiatrami.

Ocena stanu zagrożenia gleb erozją wodną powierzchniową

Najbardziej zagrożone erozją wodną powierzchniową w Polsce (rys. 1, tab. 4) jest woj. małopolskie, około 57% ogólnego obszaru, w tym dominuje erozja silna (26% obszaru) nad średnią (21% obszaru). Również w woj. podkarpackim przeważa zagrożenie erozją silną, 17% ogólnego obszaru. Erozja średnia występuje na około 11%, a słaba na 8%. W obu wymienionych województwach występuje pierwszy stopień pilności przeciwdziałania erozji - ochrona bardzo pilna. Poważny problem, chociaż występujący bardziej lokalnie, stwarza erozja wodna w województwach śląskim, świętokrzyskim, lubelskim i dolnośląskim, gdzie erozja silna łącznie ze średnią zagraża takiej samej lub nawet większej powierzchni województwa niż erozja słaba. Województwa te są objęte drugim stopniem pilności ochrony przeciwoerozyjnej - ochrona pilna. Drugi stopień pilności ochrony przed erozją występuje także w woj. pomorskim i zachodniopomorskim. W tych województwach erozja średnia przeważa lub zajmuje takie same powierzchnie jak erozja słaba, od 23% ogólnego obszaru do 13%. W sześciu pozostałych województwach (lubuskim, łódzkim, mazowieckim, opolskim, podlaskim i wielkopolskim) o terenach równinnych, erozja średnia występuje na kilku procentach ogólnej powierzchni, a silna na poniżej 1%. Są to województwa o najmniej pilnej ochronie przed erozją.

Rozmieszczenie obszarów z potencjalną erozją wodną powierzchniową w fizjograficznych krainach Polski ilustruje rysunek 2, dane liczbowe zawiera tabela 5. Poniżej omówiono strukturę potencjalnej erozji wodnej w jednostkach IV rzędu i ich subregionach (jednostkach V rzędu), w kolejności od najsilniej do najsłabiej zagrożonych.



Rysunek 1. Mapa zagrożenia erozją wodną powierzchniową w Polsce

Źródło: Józefaciuk i in., 1999 (36).

Tabela 4

Erozja wodna powierzchniowa w Polsce wg województw

Województwo	Pow. ogólna km ²	Zagrożenie erozją w stopniu												Stopień pilności przeciwerozynnej				
		1 - słabym				2 - średnim				3 - silnym					2 - 3			
		UR		Ls		UR		Ls		UR		Ls			UR		Ls	
		km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%		km ²	%	km ²	%
Dolnośląskie	19947,8	9,6	990,0	5,0	1361,5	6,8	754,2	3,8	289,7	1,5	346,1	1,7	1651,2	8,3	1100,3	5,5	2	
Kujawsko-Pomorskie	17969,7	11,8	520,3	2,9	1773,6	9,9	671,2	3,7	57,0	0,3	3,6	0,0	1830,6	10,2	674,8	3,8	2	
Lubelskie	25114,5	33,8	7,7	1,8	1927,3	7,7	280,7	1,1	1307,3	5,2	219,6	0,9	3234,6	12,9	500,3	2,0	2	
Lubuskie	13984,4	807,2	5,8	842,9	6,0	587,3	4,2	847,8	6,1	12,9	0,1	14,9	0,1	600,2	4,3	862,7	4,9	3
Łódzkie	18219,1	2139,9	11,7	442,1	2,4	771,0	4,2	287,2	1,6	78,9	0,4	16,8	0,1	849,9	4,7	304,0	1,7	3
Małopolskie	15144,1	1198,5	7,9	256,5	1,7	1712,5	11,3	1440,5	9,5	3116,0	20,6	848,2	5,6	4828,5	31,9	2288,7	15,1	1
Mazowieckie	35597,8	2641,1	7,4	539,4	1,5	1232,8	3,5	745,6	2,1	147,2	0,4	50,6	0,1	1380,0	3,9	796,2	2,2	3
Opolskie	9412,5	676,3	7,2	156,9	1,7	200,8	2,1	116,9	1,2	8,1	0,1	1,2	0,0	208,9	2,2	118,1	1,3	3
Podkarpackie	17926,3	1168,2	6,5	349,6	2,0	1084,0	6,0	832,4	4,6	2015,6	11,2	1052,3	5,9	3099,6	17,3	1884,7	10,5	1
Podlaskie	20179,6	2836,1	14,0	692,5	3,4	1488,9	7,4	479,2	2,4	51,2	0,2	13,2	0,1	1540,1	7,6	492,4	2,4	3
Pomorskie	18292,9	2235,9	12,2	1023,4	5,6	2409,0	13,2	1789,0	9,8	29,2	0,2	20,9	0,1	2439,2	13,2	1809,9	9,9	2
Śląskie	12294,4	1914,8	1,6	560,2	4,6	831,6	6,8	840,8	6,8	658,9	5,4	199,1	1,6	1490,5	12,1	1039,9	8,5	2
Świętokrzyskie	11672,3	2269,9	19,4	500,3	4,3	982,9	8,4	192,7	1,7	829,8	7,1	92,0	0,8	1812,7	15,5	284,7	2,4	2
Warmińsko-mazurskie	24203,0	2863,8	11,8	756,8	3,1	2566,9	10,6	872,0	3,6	10,0	0,0	9,5	0,0	2576,9	10,6	881,5	3,6	2
Wielkopolskie	29825,6	1977,1	6,6	650,4	2,2	1416,9	4,8	885,0	3,0	45,1	0,2	49,3	0,2	1462,0	4,9	934,3	3,1	3
Zachodniopomorskie	22901,5	2724,5	11,9	1401,1	6,1	1717,8	7,5	1355,0	5,9	4,0	0,0	2,3	0,0	1721,8	7,5	1357,3	5,9	2
Polska	312685,0	32980,6	10,5	10138,8	3,2	22064,8	7,1	12390,2	4,0	8660,9	2,8	2939,6	0,9	30725,7	9,8	15329,8	4,9	2

Uwagi:

Do I-go stopnia pilności przeciwerozynnej w poszczególnych województwach należą powiaty:

Dolnośląskim - Jelenia Góra, Kłodzko, Lubin, Wałbrzych;

Lubelskim - Hrubieszów, Janów Lubelski, Krasnostaw, Kraśnik, Lublin, Świdnik, Zamość;

Małopolskim - Bochnia, Chrzanów, Gorlice, Kraków, Limanowa, Miechów, Mysłenice, Nowy Sącz, Nowy Targ, Olkusz, Proszowice;

Sucha Beskidzka, Tarnów, Tatrzański, Wadowice, Wieliczka;

Podkarpackim - Bieszczadzki, Brzozów, Dębica, Jasło, Krosno, Przemyśl, Ropczycko-Sędziszowski, Rzeszów, Sanok, Strzyżów;

Podlaskim - Suwałki;

Pomorskim - Bytów, Gdynia, Kartuzy, Kościerzyna, Lębork, Sopot, Wejherowo;

Śląskim - Bielsko Białe, Bytom, Cieszyn, Jastrzębie Zdrój, Jaworzno, Wodzisław Śląski, Żywiec;

Świętokrzyskim - Kazimierza Wielka, Opatów, Ostrowiec Świętokrzyski, Sandomierz, Starachowice;

Warmińsko-Mazurskim - Nowe Miasto Lubawskie, Olecko.

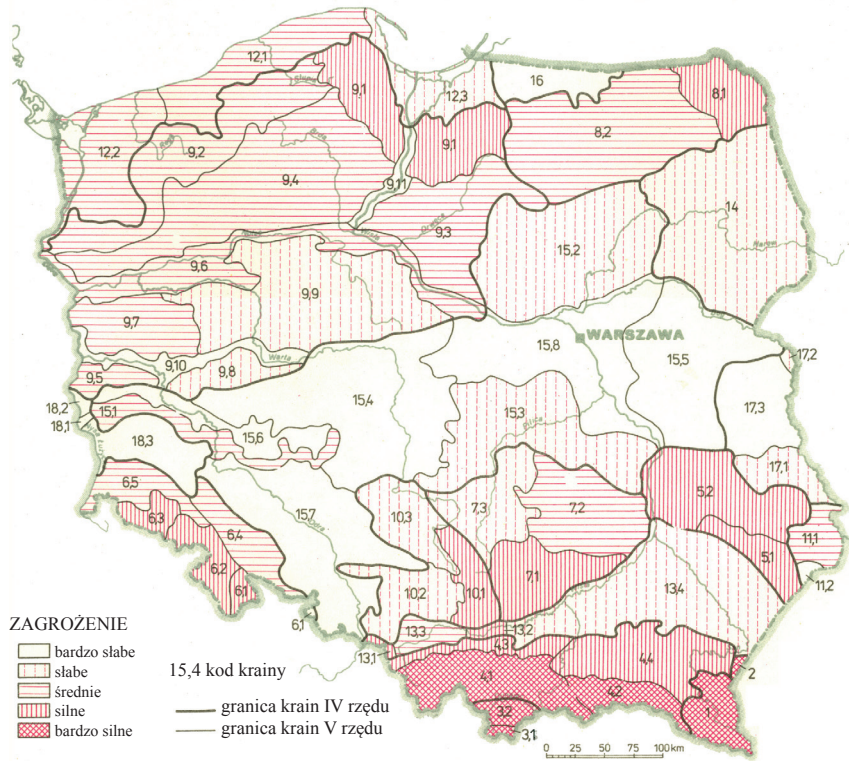
Źródło: Józefaciuk i in., 1999 (36).

Beskidy Wschodnie (Lesiste Bieszczady) są pierwszą z bardzo silnie zagrożonych krain, w której potencjalna erozja wodna występuje na 68% obszaru, w tym na 44% w stopniu silnym, na 20% w średnim i tylko na 4% w słabym. Stopień lesistości terenów zagrożonych jest wysoki. Lasy występują na 43% zagrożonego obszaru, przy czym na terenach z erozją silną - 26%, na terenach z erozją średnią - 15% i na terenach z erozją słabą około 2%. O bardzo silnym zagrożeniu tej krainy erozją decydują opady (roczne około 800 - 1000 mm, w tym śniegu około 40%) i geomorfologia (rusztowy układ pasm grzbietów i kratowy układ sieci dolin rzecznych daje bardzo niespokojną rzeźbę, wybitnie sprzyjającą erozji wodnej).

Wschodnie Podkarpacie, które w granicach Polski reprezentuje skrawek Płaskowyżu Sańsko-Dniestrzańskiego, to druga z kolei kraina bardzo silnie zagrożona erozją wodną - 76% obszaru, w tym 45% erozją silną, 19% średnią i 12% słabą. Cały zagrożony obszar jest zupełnie wylesiony i użytkowany wyłącznie rolniczo. Omawiana część płaskowyżu obejmuje około 95 km² Wyżyny Wańkowej, o pokrywie glebowej pylasto-ilastej, słabo podatnej na spłukiwanie. Warunki klimatyczne i procesy erozyjne są tu podobne do bieszczadzskich.

Centralne Karpaty Zachodnie to przedostania z krain bardzo silnie zagrożonych erozją wodną - 72% obszaru, w tym 36% erozją silną, 26% średnią i 10% słabą. Lasy zajmują 24% zagrożonego obszaru - 12% na terenach z erozją średnią, 10% z erozją silną i tylko 2% z erozją słabą. Najbardziej erozyjnym subregionem Centralnych Karpat jest Łańcuch Tatrzański, gdzie zagrożenie obejmuje 80% obszaru, w tym 15% erozją silną i 65% średnią. Lasy stanowią 40% terenów zagrożonych, przy czym na terenach z erozją średnią około 36%, a z erozją silną tylko 4%, lecz tam użytki rolne to głównie wysokogórskie hale o dużej zdolności ochronnej. Przewaga potencjalnej erozji średniej nad silną ma swoje uzasadnienie w zróżnicowaniu budowy geologicznej Tatr. W drugim subregionie tatrzańskim, to jest w Obniżeniu Orawsko-Podhalańskim, potencjalna erozja wodna występuje na mniejszym obszarze, lecz w większym nasileniu - 70% obszaru, w tym 39% silna, 19% średnia i 12% słaba. Lasy zajmują tylko 20% zagrożonego obszaru - 11% z erozją silną, 7% ze średnią i 2% ze słabą. Duże nasilenie erozji potencjalnej wyznaczają głównie wysokie opady roczne, około 900 - 1100 mm i zróżnicowana litologia, a z nią związane różne ukształtowanie terenu (26).

Zewnętrzne Karpaty Zachodnie to ostatnia z krain IV rzędu bardzo silnie zagrożona erozją wodną - 63% obszaru, w tym 31% silną, 23% średnią i 9% słabą. Lasy stanowią 23% zagrożonego obszaru - 8% z erozją silną, 13% ze średnią i 2% ze słabą. W granicach tej jednostki geograficznej subregiony górskie należą do bardzo silnie zagrożonych, a pogórza do silnie zagrożonych. Zagrożenie takie warunkują przede wszystkim, w terenach górzystych ukształtowanie terenu i opady, a na pogórzach również gleby. Spośród subregionów górskich, najbardziej zagrożone są Beskidy Zachodnie - 84% obszaru, w tym 33% erozją silną, 43% średnią i 10% słabą. Lasy zajmują 44% zagrożonego obszaru, w tym 11% z erozją silną, 30% ze średnią i 3% ze słabą.



Rysunek 2. Mapa zagrożenia potencjalną erozją wodną powierzchniową w krainach fizjograficznych Polski

Źródło: Józefaciuk i in., 1999 (36).

Tabela 5

Zagrożenie procesami spłukiwania powierzchniowego w krainach fizjograficznych Polski

Kod	Kraina	km ²	% powierzchni zagrożonej spłukiwaniem o stopniu nasilenia*								Stopień pilności ochrony
			1		2		3		2 - 3		
			UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls	
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>	<i>9</i>	<i>10</i>	<i>11</i>	<i>12</i>
1	Beskidy Lesiste (Beskidy Wschodnie)	2530,3	2,1	2,4	4,8	15,1	17,7	25,9	22,5	41,0	1
2	Plaskowyż Sańsko-Dniestrzański (Wschodnie Podkarpatie)	95,5	12,3	0,0	18,5	0,0	44,9	0,0	63,4	0,0	1
3.1	Łańcuch Tatrzański	174,1	0,0	0,0	27,5	36,6	11,4	3,7	39,1	40,3	1
3.2	Obniżenie Orawsko-Podhalańskie	922,1	9,5	2,3	11,5	7,1	28,0	11,4	39,6	18,3	1
3	Centralne Karpaty Zachodnie	1096,2	8,0	2,0	14,1	11,8	25,4	10,1	39,5	21,8	1
4.1	Beskidy Zachodnie	5675,6	6,1	2,8	13,0	30,0	21,6	10,9	34,5	40,8	1
4.2	Beskidy Środkowe	2131,1	5,3	3,6	11,0	15,7	10,1	12,7	21,7	28,4	1
4.3	Pogórze Zachodniobeskidzkie	1895,0	9,5	0,5	5,9	0,7	36,6	3,4	42,5	4,1	1
4.4	Pogórze Środkowobeskidzkie	6515,8	7,3	1,1	8,1	1,8	25,0	4,2	33,1	6,0	1
4	Zewnętrzne Karpaty Zachodnie	6217,5	6,9	1,9	9,9	13,3	23,2	7,6	33,1	20,9	1
5.1	Roztocze	2346,2	10,1	4,1	9,0	4,4	16,1	5,4	25,1	9,8	1
5.2	Wyżyna Lubelska	7253,8	25,3	2,0	17,1	1,6	11,4	1,3	28,5	2,9	1
5	Wyżyna Wschodniomazowiecka	9600,0	21,6	2,5	15,1	2,3	12,6	2,3	27,7	4,6	1
6.1	Sudety Wschodnie	532,8	4,0	3,8	15,4	11,3	5,5	11,9	20,9	23,2	1
6.2	Sudety Środkowe	2171,7	12,9	6,6	13,8	9,6	5,9	7,8	19,7	17,4	1
6.3	Sudety Zachodnie	1352,4	6,2	9,8	6,4	12,9	2,7	6,0	9,1	18,8	1
6.4	Przedgórze Sudeckie	2724,9	22,7	3,2	11,3	1,9	0,7	0,5	12,0	2,4	2
6.5	Pogórze Zachodniosudeckie	2520,0	15,6	4,1	8,1	2,2	1,4	0,5	9,5	2,7	2
6	Sudety	9301,8	22,2	5,3	10,5	5,9	2,7	3,7	13,2	0,6	2
7.1	Niecka Nidziańska	4825,2	21,5	2,2	12,1	0,6	12,6	0,9	24,7	1,5	1
7.2	Wyżyna Kielecko-Sandomierska	6741,1	19,9	6,9	10,3	2,9	7,8	1,0	18,1	4,0	2
7.3	Wyżyna Przedborska	5306,7	14,8	4,0	5,9	1,9	1,4	0,2	7,3	2,2	3
7	Wyżyna Środkowomazowiecka	6873,1	18,8	4,6	9,5	1,9	7,1	0,7	16,6	2,7	2
8.1	Pojezierze Litewskie	3229,7	16,0	3,7	21,2	5,1	0,3	0,1	21,6	5,1	1
8.2	Pojezierze Mazurskie	13770,3	12,4	3,8	10,1	3,8	0,0	0,0	10,1	3,8	2
8	Pojezierze Wschodniobałtyckie	17100,0	13,1	3,8	12,3	4,1	0,1	0,0	12,3	4,1	2
9.1	Pojezierze Wschodniopomorskie	8687,7	12,3	3,7	19,3	6,6	0,2	0,2	19,5	6,8	1
9.2	Pojezierze Zachodniopomorskie	9865,9	15,4	8,0	12,5	10,9	0,0	0,0	12,5	10,9	2
9.3	Pojezierze Chełmińsko-Dobrzyńskie	8657,0	12,5	1,2	17,2	3,2	0,7	0,1	17,9	3,3	2
9.4	Pojezierze Południowopomorskie	17679,2	12,2	7,7	7,7	7,4	0,0	0,0	7,7	7,4	2
9.5	Wzniesienia Zielonogórskie	1353,1	5,8	10,0	4,2	8,8	0,0	0,1	4,2	8,9	2
9.6	Pradolina Toruńsko-Eberswaldzka	7232,9	3,3	4,7	4,1	8,4	0,2	0,3	4,3	8,7	2
9.7	Pojezierze Brandebursko-Lubuskie	5041,2	8,0	6,0	5,5	6,6	0,1	0,1	5,6	6,7	2
9.8	Pojezierze Leszczyńskie	2232,2	8,0	2,2	5,0	2,8	0,0	0,0	5,0	2,8	3
9.9	Pojezierze Leszczyńskie	15941,2	7,9	1,3	5,3	1,6	0,4	0,3	5,7	1,9	3
9.10	Pojezierze Wielkopolskie	2222,9	2,6	1,6	1,8	1,6	0,1	0,2	1,9	1,8	3
9.11	Pradolina Berlińska	962,7	2,3	1,4	1,4	0,8	0,3	0,0	1,7	0,8	3
	Dolina Dolnej Wisły										
9	Pojezierze Południowobałtyckie	79876,1	10,5	4,6	9,3	5,8	0,2	0,1	9,5	5,9	2
10.1	Wyżyna Krakowsko-Częstochowska	2663,4	12,9	2,7	13,8	4,0	12,8	2,0	26,6	6,0	1
10.2	Wyżyna Śląska	4292,4	14,7	4,3	5,8	1,5	2,1	0,1	7,9	1,7	3
10.3	Wyżyna Woźnicko-Wieluńska	3790,4	21,4	5,9	3,9	1,0	0,6	0,1	4,5	1,1	3
10	Wyżyna Śląsko-Krakowska	10746,2	16,6	4,5	7,1	2,0	4,2	0,6	11,3	2,5	2
11.1	Wyżyna Zachodniowolyńska	1729,9	16,7	1,3	9,5	0,2	4,4	0,1	13,9	0,3	2
11.2	Kotlina Pobuża	175,8	4,4	0,0	1,5	0,0	0,1	0,0	1,6	0,0	3
11	Wyżyna Wolyńska	1905,7	15,6	1,1	8,8	0,2	4,0	0,1	12,8	0,3	2

Tabela 5 cd.

Kod	Kraina	km ²	% powierzchni zagrożonej splukiwaniem o stopniu nasilenia*								Stopień pilności ochrony
			1		2		3		2 - 3		
			UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls	
<i>I</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>	<i>9</i>	<i>10</i>	<i>11</i>	<i>12</i>
12.1	Pobrzeże Słowińskie	6313,7	11,0	4,6	8,4	6,1	0,0	0,0	8,4	6,1	2
12.2	Pobrzeże Szczecińskie	7386,6	9,7	3,6	6,6	3,8	0,0	0,0	6,6	3,8	2
12.3	Pobrzeże Gdańskie	3595,8	5,7	1,4	5,6	3,7	0,2	0,1	3,8	3,8	3
12	Pobrzeża Południowo-Bałtyckie	17296,1	9,3	3,5	7,0	4,6	0,1	0,0	7,1	4,7	2
13.1	Kotlina Ostrawska	237,0	14,0	1,2	12,7	0,6	24,8	1,7	37,5	2,3	1
13.2	Brama Krakowska	286,8	6,4	0,0	22,2	2,5	5,3	0,9	27,5	3,4	1
13.3	Kotlina Oświęcimska	1362,2	8,7	1,2	6,1	0,7	3,5	0,1	9,6	0,8	2
13.4	Kotlina Sandomierska	13964,1	7,4	1,8	3,4	1,2	2,3	0,2	5,7	1,4	3
13	Północne Podkarpackie	15754,6	7,6	1,7	4,1	1,2	2,8	0,2	6,9	1,4	3
14	Nizina Północnopodlaska (Równiny Podlasko-Białoruskie)	15475,6	14,9	3,6	5,0	1,8	0,2	0,1	5,2	1,9	3
15.1	Wał Trzebnicki	3390,9	15,4	7,1	8,7	5,0	1,4	0,2	10,2	5,1	2
15.2	Nizina Północnomazowiecka	13872,0	8,0	1,6	4,0	2,3	0,4	0,1	4,4	2,4	3
15.3	Wzniesienie	10821,4	13,5	2,5	4,1	1,5	0,3	0,1	4,4	1,6	3
15.4	Południowomazowieckie	17035,2	6,5	1,3	3,1	1,5	0,0	0,0	3,1	1,5	3
15.5	Nizina Południowielkopolska	10698,5	9,3	1,8	3,2	1,2	0,1	0,1	3,3	1,2	3
15.6	Nizina Południowopodlaska	3389,6	1,8	1,0	1,2	1,9	0,0	0,0	1,2	1,9	3
15.7	Obniżenie Milicko-Głogowskie	12961,1	5,5	1,6	2,3	1,1	0,1	0,0	2,4	1,1	3
15.8	Nizina Śląska	13012,3	2,4	0,3	1,7	1,1	0,3	0,2	2,0	1,3	3
15.8	Nizina Środkowomazowiecka										
15	Niziny Środkowopolskie	85181,0	7,4	1,7	3,2	1,6	0,2	0,1	3,4	1,7	3
16	Nizina Staropruska (Pobrzeża Wschodniobałtyckie)	2612,6	10,0	1,9	3,8	1,1	0,0	0,0	3,8	1,1	3
17.1	Polesie Wołyńskie	2141,3	5,2	1,3	4,0	0,3	1,1	0,2	5,1	0,5	3
17.2	Polesie Brzeskie	56,3	4,8	0,0	5,3	0,0	0,0	0,0	5,3	0,0	3
17.3	Polesie Podlaskie	4676,4	3,7	0,9	1,3	0,2	0,0	0,0	1,3	0,2	3
17	Polesie Zachodnie	6874,0	7,3	1,0	2,2	0,3	0,3	0,0	2,5	0,3	3
18.1	Wzniesienie Łużyckie	82,0	12,1	11,6	1,6	3,3	0,0	0,0	1,6	3,3	3
18.2	Obniżenie Dolnołużyckie	173,8	2,7	5,3	0,6	2,0	0,0	0,0	0,6	2,0	3
18.3	Nizina Śląsko-Łużycka	2882,3	3,1	2,3	1,0	1,0	0,0	0,0	1,0	1,0	3
18	Niziny Śląsko-Łużyckie	4138,1	3,3	2,6	1,0	1,1	0,0	0,0	1,0	1,1	3
Polska		312674,4	15,6	1,1	8,8	0,2	4,0	0,1	12,8	0,3	2

Uwagi:

*) - stopień nasilenia erozji: 1 - słaby; 2 - średni; 3 - silny

% powierzchni zagrożonej w stosunku do ogólnej powierzchni krainy

UR - użytki rolne

Ls - lasy

Źródło: Józefaciuk i in., 1992 (32).

Beskidy Środkowe są znacznie mniej zagrożone erozją wodną niż Zachodnie – 59% obszaru, w tym 21% erozją silną, 27% średnią i 9% słabą. Lasy zajmują 33% zagrożonego obszaru – 13% z erozją silną, 16% ze średnią i 4% ze słabą. Panujące warunki geomorfologiczne i glebowe Beskidów Zachodnich i Środkowych determinują piętrowość i nasilenie procesów erozyjnych (38). Czynniki klimatyczne, szczególnie wzmagające erozję w Beskidach, to opady, które przekraczają 1000 mm rocznie i zwiększają się wraz ze wzrostem wysokości bezwzględnych. Około połowa z nich ma zdolności erodowania (natężenie powyżej 10 mm·dobę⁻¹) i występuje głównie w okresie maj - wrzesień. Silne zagrożenie erozją wodną Pogórza Beskidzkiego wyznaczają: rzeźba terenu, opad roczny i gleby, przy czym na Pogórzu

Zachodniobeskidzkim większy wpływ mają gleby (o znacznym udziale lessowatych), a na Środkowobeskidzkim – rzeźba terenu. Zagrożenie Pogórza Zachodniobeskidzkiego jest większe i obejmuje 57% obszaru, w tym 40% erozją silną, 7% średnią i 10% słabą, a Pogórza Środkowobeskidzkiego odpowiednio: 47%, 29% i 8%. Lesistość obu krain jest mała, na Pogórzu Zachodniobeskidzkim wynosi 7%, w tym 4% z erozją silną, 2% ze średnią i 1% ze słabą.

Wyżyna Wschodniomałopolska jest jedyną krainą IV rzędu z grupy silnie zagrożonych erozją wodną - 56% obszaru, w tym 15% erozją silną, 17% średnią i 24% słabą. Silnie zagrożone są również oba jej subregiony tj. Roztocze i Wyżyna Lubelska. Potencjalna erozja na Roztoczu ma mniejszy zasięg, lecz większe nasilenie - 49% obszaru, w tym 22% erozją silną, 13% ze średnią i 14% ze słabą, a na Wyżynie Lubelskiej odwrotnie - 59% obszaru w tym 13% erozją silną, 19% ze średnią i 27% ze słabą. Lasy zajmują zaledwie 7% zagrożonego obszaru, w tym po około 2% terenów z erozją silną, średnią i słabą. Jeszcze mniejszym zalesieniem charakteryzuje się Wyżyna Lubelska – 5% zagrożonego obszaru. Roztocze natomiast ma większą powierzchnię lasów – 14% zagrożonego obszaru: 5% erozją silną i po około 4% średnią i słabą. W obu wymienionych subregionach strukturę zagrożenia erozją wyznaczają geomorfologia i gleby. Klimat spełnia rolę drugorzędą.

Najwięcej krain IV rzędu zaliczono do grupy średnio zagrożonych erozją wodną, po około 10-25% obszaru z erozją silną i średnią. W tej grupie znajdują się jednostki o zupełnie odrębnych i odległych cechach środowiska naturalnego, a więc górskie, wyżynne, pojezierne, a nawet nadmorskie. Są to: Sudety, Wyżyna Środkowomałopolska, Pojezierze Wschodniobałtyckie, Pojezierze Południowobałtyckie, Wyżyna Krakowsko-Częstochowska oraz Wołyńska i Pobrzeże Południowobałtyckie.

Sudety, to pierwsza z krain IV rzędu średnio zagrożonych - 50% obszaru, w tym erozją silną 6%, średnią 16% i słabą 28%. Lasy stanowią 15% obszaru zagrożonego, w tym 4% z erozją silną, 6% ze średnią i 5% ze słabą. Subregiony górskie (Sudety Wschodnie, Środkowe, Zachodnie) należą do krain silnie zagrożonych, 28-44% terenów z erozją silną i średnią, lecz o znacznej, 24-29% powierzchni lasów na terenach zagrożonych. To silne zagrożenie wyznaczają, podobnie jak w Karpatach, geomorfologia i klimat. Subregiony podgórskie (Przedgórze Sudeckie i Pogórze Zachodniosudeckie) są, podobnie jak cały region sudecki, średnio zagrożone erozją wodną. Bardziej erozyjną krainą jest Przedgórze Sudeckie, w którym obok urozmaiconej rzeźby, również i gleby sprzyjają procesom erozji wodnej powierzchniowej. Dominują bowiem gleby lessowe i lessowate, najbardziej podatne na spłukiwanie. Zagrożenie występuje na 40% obszaru, w tym z erozją silną na około 1%, ze średnią na 13% i ze słabą na 26%. Pogórze Sudeckie, pomimo bardziej rozwiniętej morfometrii – wysokości względne do 300 m, spadki 4-120 m, długości zboczy do 800 m (1) – jest mniej zagrożone, ze względu na przewagę gleb gliniastych na wyżej wzniesionych obszarach. Zagrożenie obejmuje 32% obszaru, w tym około 2% z erozją silną, 10%

ze średnią i około 20% ze słabą. Lesistość obu krain jest bardzo mała – po około 6% zagrożonego obszaru, w tym poniżej 1% z erozją silną, po około 2% z erozją średnią i 3-4% z erozją słabą.

Wyżyna Środkowomałopolska to następna jednostka IV rzędu średnio zagrożona erozją wodną – 42% obszaru, w tym 8% erozją silną, 11% średnią i 23% słabą. Lasy stanowią około 7% zagrożonego obszaru, w tym poniżej 1% z erozją silną, około 2% ze średnią i około 5% ze słabą. Każdy z trzech subregionów Wyżyny Środkowomałopolskiej ma inny stopień zagrożenia. Niecka Nidziańska jest silnie zagrożona – 50% obszaru, w tym po 13% erozją silną i średnią i 24% słabą. Lasów jest bardzo mało – występują zaledwie na 4% zagrożonego obszaru, w tym mniej niż 1% na terenach z erozją silną i średnią i 2% ze słabą. Strukturę zagrożenia wyznaczają rzeźba i gleby. Wyżyna Kielecko-Sandomierska ma zagrożenie prawie takiej samej powierzchni, jak w poprzedniej krainie, lecz w nieco mniejszym nasileniu - 49% obszaru, w tym 9% erozją silną, 13% średnią i 27% słabą. Lasy stanowią 11% zagrożonego obszaru, w tym 1% z erozją silną, 3% ze średnią i 3% ze słabą. Najbardziej zagrożone są obszary lessowe Wyżyny Opatowskiej (Sandomierskiej), gdzie lasy stanowią zaledwie kilka procent obszaru. Wyżyna Przedborska, północny subregion Wyżyny Środkowomałopolskiej, stanowiąca obszar płaskich równin dyluwialnych, spośród których wznoszą się pagóry i wzgórza krainy wyżynnej (24) z przewagą gleb piaszczystych i gliniastych, najczęściej średnio podatnych na splukiwanie, jest słabo zagrożona erozją wodną.

Pojezierze Wschodniobałtyckie to trzecia z krain IV rzędu, należąca do grupy średnio zagrożonych erozją wodną - 33% obszaru, w tym zaledwie 0,1% z erozją silną i po około 16% ze średnią i słabą. Lasy stanowią 8% zagrożonego obszaru, w tym po około 4% na terenach z erozją średnią i słabą. W skład tej jednostki wchodzi dwa subregiony (Pojezierze Suwalskie i Mazurskie), z których każdy jest w innym stopniu zagrożony. Pojezierze Suwalskie (Litewskie) jest silnie zagrożone erozją wodną – 46% obszaru, w tym tylko 0,4% erozją silną, 26% średnią i 20% słabą. Lasy stanowią 9% zagrożonego obszaru, w tym 5% na terenach z erozją średnią, 4% ze słabą i 0,1% z silną. O takim stopniu nasilenia erozji potencjalnej na Pojezierzu Suwalskim zdecydowała, nie spotykana w tym stopniu w innych krainach Pojezierzy, świeżość rzeźby lodowcowej (26). Pojezierze Mazurskie natomiast jest średnio zagrożone – 30% obszaru, w tym tylko 14% erozją średnią i 16% słabą. Lasy stanowią około 8% zagrożonego obszaru (głównie Puszcza Romnicka), po połowie z erozją średnią i słabą. Pojezierze to, pomimo wielkiej różnorodności form wypukłych i wklęsłych, ma generalnie łagodniejszą rzeźbę niż Pojezierze Suwalskie. Pokrywa glebowa obu krain wykazuje znaczną odporność na erozję wodną - dominują gleby gliniaste, słabo na nią podatne.

Pojezierza Południobałtyckie to rozległa kraina IV rzędu, należąca do grupy średnio zagrożonych erozją wodną - powyżej 30% obszaru, w tym po 15% erozją średnią i słabą i zaledwie 0,3% erozją silną. Lasy stanowią nieco powyżej 10%

zagrożonego obszaru, w tym najwięcej około 6%, na terenach z erozją średnią. Spośród licznych subregionów tej krainy tylko Pojezierze Wschodniopomorskie jest silnie zagrożone – 32% obszaru, w tym 26% erozją średnią, 16% słabą i tylko 0,4% silną. Struktura lasów podobna jak w całym regionie. Duże opady roczne, zwykle około 700 mm i więcej, a niekiedy nawet 800 mm, wydatnie wspomagają inspirowane rzeźbą procesy splukiwania powierzchniowego, chociaż piaszczysto-gliniaste i gliniaste gleby w większości są średnio podatne na erozję wodną. Sześć subregionów (Pojezierze Zachodniopomorskie, Chełmińsko-Dobrzyńskie, Południowopomorskie i Brandenbursko-Lubuskie oraz Wzniesienia Zielonogórskie i Pradolina Toruńsko-Eberswaldzka) podobnie jak cały region, jest średnio zagrożonych erozją: od 21% (Pradolina Toruńsko-Eberswaldzka) do 47% (Pojezierze Zachodniopomorskie), w tym od 12% (Pojezierze Brandenbursko-Lubuskie) do 23% (Pojezierze Zachodniopomorskie) terenów objętych erozją średnią. Lasy zajmują od 15% zagrożonego obszaru (Pojezierze Południowopomorskie, Wzniesienia Zielonogórskie, Pradolina Toruńsko-Eberswaldzka) do około 5% (Pojezierze Chełmińsko-Dobrzyńskie) z erozją średnią. Cztery subregiony (Pojezierze Leszczyńskie i Wielkopolskie, Pradolina Berlińska i Dolina Dolnej Wisły) są słabo zagrożone - od 6 do 18% obszarów, w tym 2-9% erozją średnią. Lasy zajmują 2-5% zagrożonych obszarów.

Wyżyna Krakowsko-Częstochowska oraz Wołyńska to kolejne krainy IV rzędu średnio zagrożone erozją wodną, odpowiednio 35% i 30% obszaru w tym po około 9% z erozją średnią i po około 4% z silną. Lasy zajmują 7% zagrożonego obszaru na Wyżynie Krakowsko-Częstochowskiej i nieco powyżej 1% na Wyżynie Wołyńskiej. Spośród subregionów obu wyżyn, silnie zagrożona jest Wyżyna Krakowsko-Częstochowska, średnio zagrożona Wyżyna Zachodniowołyńska, a słabo zagrożone są Wyżyny Śląska i Woźnicko-Wieluńska.

Pobrzeże PołudniowoBałtyckie są ostatnią krainą IV rzędu średnio zagrożoną erozją wodną – 25% obszaru, w tym po kilkanaście procent erozją średnią i słabą, a prawie wcale (0,1%) silną. Lasy zajmują 8% zagrożonego obszaru, w tym około 5% na terenach z erozją średnią. Dwa subregiony - Pobrzeże Słowińskie i Szczecińskie są średnio zagrożone, podobnie jak cały region, a Pobrzeże Gdańskie słabo zagrożone. Dominują na tym obszarze gleby piaszczyste słabogliniaste, średnio podatne na splukiwanie oraz gleby gliniaste słabo podatne. Wpływ czynnika klimatycznego, mierzonego wielkością opadu rocznego jest najsilniejszy na obszarach północno-wschodnich (około 700 mm), a słaby w części południowej i zachodniej (500-600 mm).

Pozostałe krainy IV rzędu należą do słabo zagrożonych, po 5-10% obszaru, głównie z erozją średnią (Północne Podkarpacie, Nizina Północnopolska, Niziny Środkowopolskie) lub do bardzo słabo zagrożonych, po mniej niż 5% obszaru z erozją prawie wyłącznie średnią (Nizina Staropruska, Polesie Zachodnie, Niziny Sasko-Łużyckie), podobnie jak większość ich subregionów. Tylko cztery subregiony stanowią wyłom w tej regule. Są to silnie zagrożone – Kotlina Ostrawska i Brama Krakowska (Północne Podkarpacie) średnio zagrożone – Kotlina Oświęcimska (Północne Podkarpacie) i Wał Trzebnicki (Niziny Środkowopolskie).

Zagrozenie terenów rolnych i leśnych erozją wąwozową w układzie województw i fizjograficznych krain wraz z wyznaczeniem stopni pilności ochrony przeciwerozyjnej

Metoda oceny zagrożenia gleb erozją wąwozową

Terminem wąwóz objęto wszystkie formy rozcięć terenu uwidocznione na mapie topograficznej, które w fachowym nazewnictwie określa się jako wąwozy, parowy, debrze, wąwozy drogowe, a także jary (w tym przypadku, krótkie, głębokie i silnie rozcięte odcinki dolin rzek i potoków stałych i okresowych).

Zasięgi powierzchni o różnym stopniu nasilenia erozji wąwozowej, opracowano na podkładzie mapy topograficznej w skali 1:10 000 lub 1:25 000 i w oparciu o dane liczbowe (z planimetrowania) wydzielonych powierzchni oraz pomiar długości wąwozów (33).

Sposób inwentaryzowania wąwozów był następujący: na mapie topograficznej wyznaczono powierzchnie (nie mniejsze od 1 km²) o zbliżonej koncentracji wąwozów. Na każdej z wyróżnionych powierzchni numerowano wąwozy (1...n), mierzono ich długości (wraz z odgałęzzeniami) i zestawiano w tabeli. Po zsumowaniu długości poszczególnych wąwozów dla danej powierzchni, obliczano wskaźnik gęstości wąwozów, jako iloraz ogólnej długości wąwozów (km) i danej powierzchni (km²). Mając tak obliczone wskaźniki kwalifikowano poszczególne powierzchnie do określonego stopnia nasilenia erozji wąwozowej wg tabeli 6.

Tabela 6

Wyznaczanie stopni nasilenia erozji wąwozowej

Stopień erozji wąwozowej	Określenie erozji wąwozowej	Współczynnik gęstości sieci wąwozów (km·km ⁻²)
1	słaba	0,01-0,1
2	umiarkowana	0,1-0,5
3	średnia	0,5-1,0
4	silna	1,0-2,0
5	bardzo silna	powyżej 2,0

Źródło: Józefaciuk i in., 1992 (31).

Następnie klasyfikowano badane powierzchnie do określonego stopnia pilności przeciwdziałania erozji wąwozowej w sposób następujący:

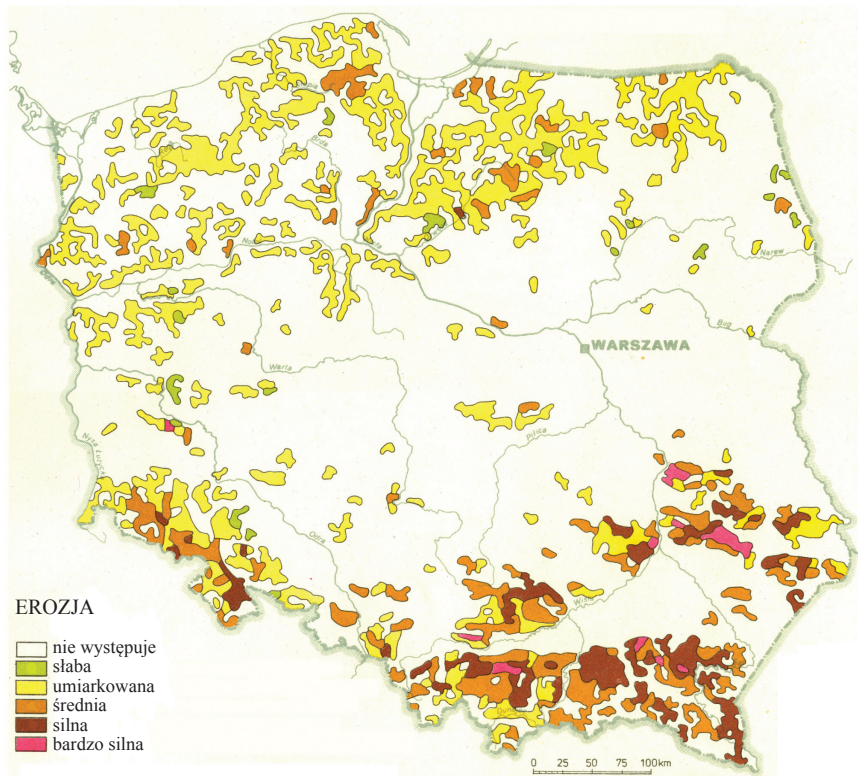
stopień 1 — przeciwdziałanie bardzo pilne – erozja wąwozowa o stopniach nasilenia 3, 4, 5, występuje na więcej, niż 25% ogółu badanego obszaru;

stopień 2 — przeciwdziałanie średnio pilne – erozja wąwozowa o stopniach nasilenia 3, 4, 5 występuje na 10-25% ogółu obszaru;

stopień 3 — przeciwdziałanie wskazane lokalnie – erozja wąwozowa o stopniach nasilenia 3, 4, 5, występuje na mniej niż 10% ogółu obszaru.

Ocena stanu zagrożenia terenów rolnych i leśnych erozją wąwozową

Erozja wąwozowa (rys. 3, tab. 7) występuje na około 18% powierzchni Polski, w tym największy obszar, około 11% (2,5 mln ha gruntów rolnych i 0,8 mln ha gruntów leśnych) zajmuje erozja słaba o gęstości wąwozów 0,1-0,5 km·km⁻². Znacznie mniejszy obszar, około 4% (1 mln ha gruntów rolnych i 0,3 mln ha gruntów leśnych) zajmuje erozja średnia o gęstości wąwozów 0,5-1 km·km⁻². Obszar, około 2% (0,6 mln ha gruntów rolnych i 0,15 mln ha leśnych) zajmuje erozja silna o gęstości wąwozów 1-2 km·km⁻². Na najmniejszym obszarze, poniżej 1% (0,1 mln ha gruntów rolnych i 25 tys. ha leśnych) występuje erozja bardzo silna o gęstości wąwozów powyżej 2 km·km⁻². Łącznie długość wąwozów w Polsce wynosi około 40 tys. km, w tym około 50% stanowią wąwozy drogowe.



Rysunek 3. Mapa erozji wąwozowej w Polsce

Źródło: Józefaciuk i in., 1999 (10).

Najbardziej rozwiniętą sieć wąwozów ma województwo małopolskie, gdzie wąwozy występują na około 53% obszaru. Największy obszar (25%) zajmuje erozja wąwozowa średnia o gęstości wąwozów 0,5-1 km·km⁻² jednak na 14% obszaru występuje erozja silna o gęstości wąwozów 1-2 km·km⁻², a na powyżej 1% obszaru

erozja bardzo silna o gęstości wąwozów powyżej $2 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$. Silnie rozczłonkowane wąwozami jest województwo podkarpackie, w którym 24% obszaru ma gęstość wąwozów powyżej $0,5 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$, w tym aż 14% ma gęstość $1-2 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$. Szczególny problem stwarza erozja wąwozowa w województwie lubelskim. Ma ono bowiem największy (spośród wszystkich województw) obszar (około 3%) rozczłonkowany wąwozami o gęstości powyżej $2 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$. Oprócz tego, powyżej 4% obszaru ma gęstość wąwozów $1-2 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$, 7% gęstość $0,5-1 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$, a tylko 6% gęstość poniżej $0,5 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$. Duża gęstość wąwozów występuje także w woj. świętokrzyskim. Wąwozy występują na podobnym obszarze jak w lubelskim - około 20%. Obszar, o powierzchni 14% jest rozczłonkowany siecią wąwozów o gęstości powyżej $0,5 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$, z tym, że gęstość wąwozów powyżej $2 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ zajmuje niecały 1% obszaru.

Województwo podkarpackie, lubelskie i świętokrzyskie zostały zaliczone do drugiego stopnia pilności zagospodarowania wąwozów – zagospodarowanie pilne. Pozostałe województwa mają trzeci stopień pilności przeciwdziałania erozji wąwozowej – zagospodarowanie wąwozów pilne lokalnie. W tych województwach wąwozy o gęstości powyżej $0,5 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ występują na powierzchni około 10%.

Połowę ogólnej sieci wąwozowej w Polsce stanowią wąwozy drogowe, których łączna długość wynosi 19100 km, a powierzchnia około 17% ogólnej powierzchni wąwozów (36). Najwięcej wąwozów drogowych występuje w południowo-wschodniej i południowo-zachodniej części kraju, zwłaszcza w wyżynnych terenach lessowych. Największą gęstość wąwozów drogowych, powyżej $0,5 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ mają województwa: podkarpackie, małopolskie, dolnośląskie i świętokrzyskie.

Bardzo silnie rozczłonkowane siecią wąwozów są takie krainy jak: Pogórze Beskidzkie, Sudety Wschodnie i Roztocze (rys. 4, tab. 8). Gęstość wąwozów powyżej $0,5 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ występują na powierzchni krain od 64% (Pogórze Zachodniobeskidzkie) do 32% (Sudety Wschodnie) użytków rolnych oraz od 22% (Sudety Wschodnie) do 9% (Pogórze Beskidzkie) powierzchni leśnej. Tą największą gęstość sieci wąwozowej w omawianych krainach determinują: silnie wykształcona rzeźba terenu z dużymi deniwelacjami, występowanie na znacznym obszarze gleb wytworzonych z lessów (Pogórze Beskidzkie, Roztocze) oraz duże opady roczne, ze znaczną częstotliwością ulew letnich.

Silnie rozczłonkowane wąwozami są jednostki górskie, jak Beskidy, Tatry i Sudety (Środkowe i Zachodnie) oraz jednostki wyżynne, jak Niecka Nidziańska, Wyżyna Lubelska i Zachodniowołyńska. Wielkość obszarów z gęstością wąwozów powyżej $0,5 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ waha się tam w granicach od 40% (Beskid Zachodni) do 25% (Wyżyna Zachodniowołyńska). Wąwozy rozcinają od 39% (Niecka Nidziańska) do 20% (Bieszczady) użytków rolnych i od 26% (Beskidy Zachodnie), 12% (Beskidy Środkowe) do kilku procent (Niecka Nidziańska i Wyżyna Lubelska) powierzchni leśnych. Czynnikiem wąwozotwórczymi w wymienionych krainach górskich są duże opady roczne oraz duże deniwelacje i spadki terenu, a w krainach wyżynnych przewaga gleb wytworzonych z lessów i zróżnicowana rzeźba terenu.

Tabela 7

Erozja wąwozowa w Polsce w granicach administracyjnych województw

Województwo	Pow. ogólna wojew. km ²	Erozja wąwozowa w stopniu												Stożek pilności zagospodarowania wąwozów								
		slabym				średnim				silnym					bardzo silnym		średnim-bardzo silnym					
		UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls		UR	Ls	UR	Ls				
		km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%					
Dolnośląskie	19947,8	2646,1	13,3	720,0	3,6	928,5	4,7	398,0	2,0	358,7	1,8	228,6	1,1	14,8	0,1	4,1	0,0	1302,0	6,6	630,7	3,2	3
Kujawsko-Pomorskie	17969,7	1924,8	10,7	394,8	2,2	191,7	1,1	26,7	0,1	66,6	0,4	20,3	0,1	-	-	-	-	258,3	1,4	47,0	0,3	3
Lubelskie	25114,5	1276,3	5,1	130,0	0,5	1576,8	6,3	177,8	0,7	949,5	3,8	124,4	0,5	546,4	2,2	143,5	0,6	3072,7	12,2	445,7	1,8	2
Lubuskie	13984,4	1007,6	7,2	851,6	6,1	46,8	0,3	21,0	0,2	2,3	0,0	5,5	0,0	4,7	0,0	-	-	53,8	0,4	26,5	0,2	3
Łódzkie	18219,1	527,3	2,9	96,9	0,5	109,7	0,6	9,3	0,1	18,3	0,1	4,7	0,0	-	-	-	-	128,0	0,7	14,0	0,1	3
Małopolskie	15144,1	1422,4	9,4	499,6	3,3	2756,2	18,2	952,2	6,3	1770,4	11,7	343,2	2,3	172,9	1,1	48,9	0,3	4699,5	31,0	1344,3	8,9	1
Mazowieckie	35597,8	358,6	1,0	115,1	0,3	80,4	0,2	24,0	0,1	23,7	0,1	1,0	0,0	17,7	0,0	-	-	121,8	0,3	25,0	0,1	3
Opolskie	9412,5	606,1	6,4	154,2	1,6	313,5	3,4	23,2	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	313,5	3,4	23,2	0,2	3
Podkarpackie	17926,3	74,3	0,4	23,2	0,1	1215,1	6,8	432,1	2,4	1835,6	10,2	634,0	3,5	168,7	0,9	23,4	0,1	3219,4	18,0	1089,5	6,1	2
Podlaskie	20179,6	515,4	2,6	177,7	0,9	18,3	0,1	1,4	0,0	5,2	0,0	4,0	0,0	-	-	-	-	23,5	0,1	5,4	0,0	-
Pomorskie	18292,9	3126,5	17,1	1053,6	5,8	609,1	3,3	156,6	0,9	7,6	0,0	0,7	0,0	-	-	-	-	616,7	3,4	157,3	0,9	3
Śląskie	12294,0	584,5	4,8	286,5	2,3	583,9	4,8	133,0	1,1	230,2	1,9	37,4	0,3	-	-	-	-	816,1	6,6	170,4	1,4	3
Świętokrzyskie	11672,3	747,2	6,4	64,8	0,6	742,7	6,4	57,5	0,5	715,6	6,1	44,5	0,4	70,9	0,6	1,1	0,0	1529,2	13,1	103,1	0,9	2
Warmińsko-Mazurskie	24203,0	6096,3	25,2	1302,5	5,4	1014,8	4,2	251,2	1,0	27,1	0,1	1,7	0,0	-	-	-	-	1041,9	4,3	252,9	1,0	3
Wielkopolskie	29825,6	1045,3	3,5	497,7	1,7	117,7	0,4	40,4	0,1	17,2	0,1	8,3	0,0	-	-	-	-	134,9	0,5	48,7	0,2	3
Zachodniopomorskie	22901,5	3023,6	13,2	1381,4	6,0	192,9	0,8	90,7	0,4	10,1	0,0	7,9	0,0	-	-	-	-	203,0	0,9	98,6	0,4	3
Polska	312685,0	24982,3	8,0	7749,6	2,5	10500,1	3,4	2795,1	0,9	6038,1	1,9	1466,2	0,5	996,1	0,3	221,0	0,1	17534,3	5,6	4482,3	1,4	2

Uwagi:

Do 1-go stopnia pilności zagospodarowania wąwozów w poszczególnych województwach należą powiaty:

Dolnośląskim - Jelenia Góra, Kamienna Góra, Kłodzko, Lwówek Śląski, Ząbkowice Śląskie;

Lubelskim - Janów Lubelski, Krasnystraw, Kraśnik, Lublin, Świdnik, Żamość;

Małopolskim - Bochnia, Gorlice, Kraków, Limanowa, Miechów, Mysłowice, Nowy Sącz, Proszowice, Sucha Beskidzka, Tarnów, Tatrzański, Wadowice, Wieliczka;

Opolskim - Kędzierzyn Koźle;

Podkarpackim - Bieszczadzki, Brzozów, Dębica, Jasło, Krosno, Przemyski, Ropczycko-Sędziszowski, Strzyżów;

Pomorskim - Kartuski;

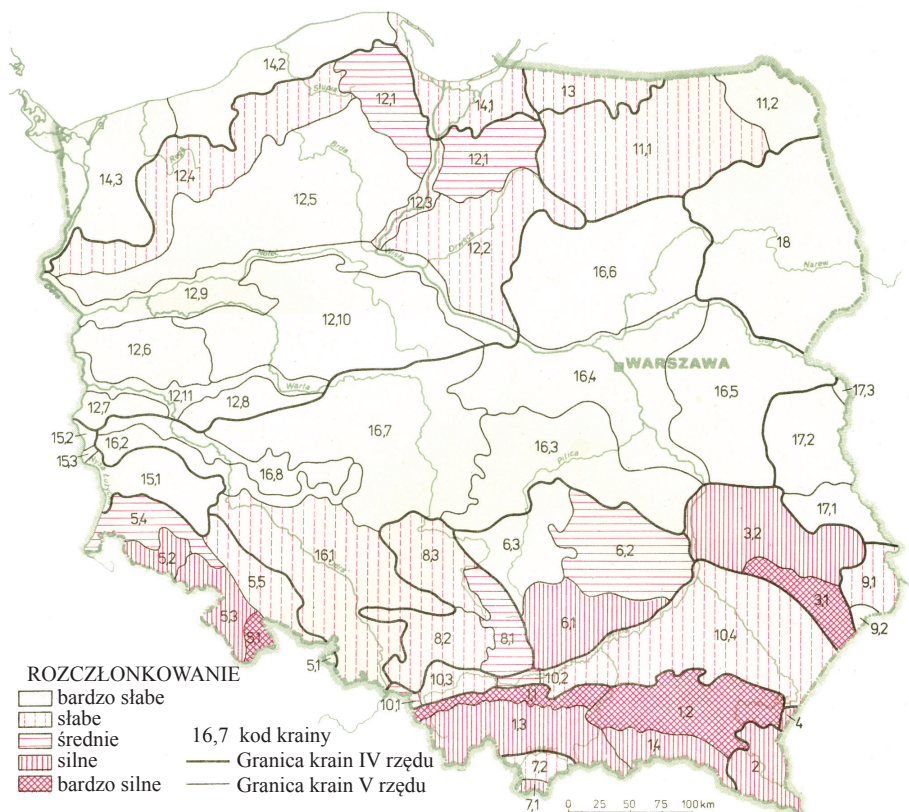
Śląskim - Cieszyń, Jastrzębie Zdrój, Wodzisław;

Świętokrzyskim - Kazimierza Wielka, Ostrowiec Świętokrzyski, Pińczów, Sandomierz;

Źródło: Łóźefaciuk, i in., 1999 (36).

Średnio rozczłonkowane wąwozami są: Pogórze Zachodniosudeckie, Kotlina Ostrawska i Brama Krakowska, Wyżyny: Krakowsko-Częstochowska i Kielecko-Sandomierska oraz Pojezierze Wschodniopomorskie. Obszary z gęstością wąwozów powyżej $0,5 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ wynoszą tam od 23% (Kotlina Ostrawska) do 10% (Pojezierze Wschodniopomorskie). Wąwozy występują na użytkach rolniczych od 40% (Pojezierze Wschodniopomorskie, Kotlina Orawska i Pogórze Zachodniosudeckie) do około 13% (Brama Krakowska), a na gruntach leśnych od około 10% (Pojezierze Wschodniopomorskie) do 2% (Brama Krakowska, Wyżyna Kielecko-Sandomierska i Kotlina Ostrawska). Powstawaniu wąwozów sprzyjają tereny górskie, kotliny karpackie i pojezierza o zróżnicowanej rzeźbie i znacznych opadach, a na terenach wyżynnych podłoże glebotwórcze i zróżnicowana rzeźba.

Słabo rozczłonkowany wąwozami jest pozostały teren Polski środkowej. Wąwozy o gęstości powyżej $0,5 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ występują w kilku krainach na powierzchni, co najwyżej do 10%, a w pozostałych sporadycznie.



Rysunek 4. Mapa zagrożenia erozją wąwozową w krainach fizjograficznych Polski

Źródło: Józefaciuk Cz. i in., 1999 (36).

Tabela 8

Występowanie erozji wąwozowej w fizjograficznych kramach Polski

Kod	Krajina	km ²	% powierzchni z erozją wąwozową o stopniu gęstości wąwozów*)												Stopecz pilności ochrony	
			1		2		3		4		5		3 - 5			
			UR	ls	UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
1.1	Pogórze Zachodniobeskidzkie	1895,0	0,0	0,0	4,1	0,4	34,3	6,2	17,3	1,5	3,6	0,7	55,3	8,4	1	
1.2	Pogórze Środkowobeskidzkie	6515,8	0,0	0,0	0,6	0,2	15,2	3,5	26,7	4,8	2,6	0,3	44,5	8,6	1	
1.3	Beskidy Zachodnie	5675,6	0,0	0,0	11,4	9,2	13,4	12,4	9,3	3,5	0,8	0,4	23,5	16,3	1	
1.4	Beskidy Środkowe	2131,1	0,0	0,0	0,8	0,7	16,4	5,6	9,3	5,6	0,1	25,7	11,4	1		
1	Zewnętrzne Karpaty Zachodnie	16217,5	0,0	0,0	4,8	3,4	17,0	7,2	17,2	4,1	1,7	0,4	35,9	11,6	1	
2	Beskidy Lesiste (Beskidy Wschodnie)	2530,3	0,0	0,0	0,3	0,3	6,3	8,0	13,0	11,2	0,0	0,0	19,4	19,2	1	
3.1	Roztocze	2346,2	0,1	0,2	2,9	1,0	12,1	3,2	10,1	3,2	13,2	4,3	35,4	10,7	1	
3.2	Wyzyna Lubelska	7253,8	0,0	0,0	11,2	1,1	13,5	1,2	9,5	0,9	3,5	0,6	26,5	2,8	1	
3	Wyzyna Wschodniomalopolska	9600,0	0,1	0,0	9,2	1,1	13,2	1,7	9,7	1,5	5,8	1,5	28,7	4,7	1	
4	Płaskowyż Sańsko-Dniestrzański (Wschodnie Podkarpacie)	95,5	0,0	0,0	0,0	0,0	15,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	25,2	0,0	1	
5.1	Sudety Wschodnie	532,8	0,0	0,0	1,1	0,9	5,7	4,0	25,1	16,7	0,0	0,0	30,8	20,7	1	
5.2	Sudety Zachodnie	1352,4	0,0	0,0	6,5	4,4	17,2	13,3	2,3	0,7	0,0	0,0	19,5	14,0	1	
5.3	Sudety Środkowe	2171,7	0,2	0,1	18,5	7,6	12,4	7,3	7,4	5,6	0,0	0,0	19,8	12,9	1	
5.4	Pogórze Zachodniosudeckie	2520,0	1,0	0,2	27,4	7,0	10,6	1,3	0,6	0,2	0,0	0,0	11,2	1,5	2	
5.5	Przedgórze Sudeckie	2724,9	3,5	0,4	32,8	3,8	5,4	0,6	0,8	0,1	0,0	0,0	6,2	0,7	3	
5	Sudety	9301,8	1,4	0,2	22,3	5,5	10,2	4,4	3,9	2,5	0,0	0,0	14,1	6,8	2	
6.1	Niecka Nidziańska	4825,2	0,0	0,0	8,8	0,5	19,6	0,8	10,8	1,1	0,0	0,0	30,4	1,9	1	
6.2	Wyzyna Kielecko-Sandomierska	6741,2	0,1	0,1	9,5	1,0	4,6	0,8	6,5	0,2	0,7	0,0	11,1	1,0	2	
6.3	Wyzyna Przeborska	5306,7	0,2	0,1	1,4	0,2	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0	
6	Wyzyna Środkowomalopolska	16873,1	0,1	0,1	6,7	0,6	7,5	0,6	5,7	0,4	0,3	0,0	13,5	0,9	2	
7.1	Łańcuch Tatrzański	174,1	0,0	0,0	0,0	0,5	9,7	17,2	11,7	0,8	0,0	0,0	21,4	18,0	1	
7.2	Obniżenie Orawsko-Podhalańskie	922,1	0,0	0,0	11,3	5,3	8,5	0,9	1,0	0,0	0,0	0,0	8,5	0,9	2	
7	Centralne Karpaty Zachodnie	1096,2	0,0	0,0	9,5	4,6	8,7	3,5	1,9	0,1	0,0	0,0	10,6	3,6	2	
8.1	Wyzyna Krakowska-	2663,4	0,0	0,0	10,3	1,4	13,8	2,0	0,4	0,0	1,6	0,4	15,8	2,4	2	
8.2	Częstochowska	4292,4	0,0	0,0	7,6	4,2	6,0	0,7	2,5	0,3	0,0	0,0	8,5	1,0	3	
8.3	Wyzyna Śląska	3790,4	0,0	0,0	2,5	0,3	3,8	0,4	0,0	0,1	0,0	0,0	3,8	0,5	3	
8	Wyzyna Śląsko-Krakowska	10746,2	0,0	0,0	6,5	2,1	7,2	0,9	1,1	0,2	0,4	0,1	8,7	1,2	3	

Kod	Krajina	km ²	% powierzchni z erozją wążową o stopniu gęstości wążów*)															Stopecz pilności ochrony	
			1			2			3			4			5			3 - 5	
			UR	ls	UR	UR	Ls	UR	UR	Ls	UR	UR	Ls	UR	UR	Ls	UR	UR	Ls
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16				
9.1	Wyżyna Zachodnio-Wołyńska	1729,9	0,0	0,0	16,2	0,2	7,0	0,2	2,1	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
9.2	Kotlina Pobuża	175,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
9	Wyżyna Wołyńska	1905,7	0,0	0,0	14,7	0,2	6,4	0,2	1,9	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
10.1	Kotlina Ostrawska	237,0	0,0	0,0	18,4	0,2	4,7	0,5	16,6	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
10.2	Kotlina Krakowska	268,8	0,0	0,0	5,4	1,0	10,2	0,5	1,3	0,5	1,3	0,2	12,8	1,2	2				
10.3	Kotlina Oświęcimska	1362,2	0,0	0,0	6,5	1,2	3,9	0,2	1,8	0,0	0,3	0,1	6,1	0,3	3				
10.4	Kotlina Sandomierska	13868,6	0,0	0,0	1,1	0,1	3,6	0,2	1,5	0,2	0,2	0,0	5,3	0,4	3				
10	Północne Podkarpacie	15754,6	0,0	0,0	1,9	0,2	3,8	0,2	1,7	0,2	0,2	0,0	5,7	0,4	3				
11.1	Pojezierze Mazurskie	13770,3	0,4	0,1	22,6	5,9	3,2	1,0	0,1	0,0	0,0	0,0	3,3	1,0	3				
11.2	Pojezierze Litewskie	3329,7	0,0	0,0	10,2	2,8	0,4	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,6	0,3	0				
11	Pojezierza Wschodniobałtyckie	17100,0	0,3	0,1	20,2	5,3	2,7	0,9	0,1	0,0	0,0	0,0	2,8	0,9	3				
12.1	Pojezierze Wschodniopomorskie	8687,7	0,1	0,0	34,4	7,3	7,7	2,7	0,0	0,0	0,0	0,0	7,7	2,7	2				
12.2	Pojezierze Chełmińsko-Dobrzyńskie	8657,0	1,7	0,0	23,8	2,3	4,2	0,5	0,5	0,2	0,0	0,0	4,7	0,7	3				
12.3	Dolina Dolnej Wisły	962,7	0,0	0,0	0,4	0,8	1,3	0,2	0,5	0,1	0,0	0,0	1,8	0,3	3				
12.4	Pojezierze Zachodniopomorskie	17679,2	0,2	0,1	7,8	4,6	0,9	0,3	0,2	0,1	0,0	0,0	1,2	0,8	3				
12.5	Pojezierze Południowopomorskie	5041,2	0,2	0,3	12,7	7,6	0,7	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0	0,7	0,3	3				
12.6	Pojezierze Brandenburskie	1353,1	0,1	0,0	2,8	3,7	0,5	0,3	0,0	0,1	0,0	0,0	0,5	0,4	0				
12.7	Wzniesienia Zielonogorskie	2232,2	2,7	0,5	7,4	3,9	0,7	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,2	0				
12.8	Pojezierza Leszczyńskie	7232,9	0,0	0,5	2,6	6,1	0,4	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,5	0,1	0				
12.9	Pradolina Toruńsko-Eberswaldzka	15941,3	0,0	0,0	5,1	1,3	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,1	0				
12.10	Pojezierze Wielkopolskie	2222,9	2,0	1,3	1,7	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0				
12.11	Pradolina Berlińska																		
12	Pojezierza Południobałtyckie	79876,1	0,5	0,2	13,3	4,9	11,8	0,4	0,1	0,1	0,0	0,0	1,9	0,5	3				
13	Nizina Staropruska (Pobrzeża Wschodniobałtyckie)	2612,6	0,0	0,0	23,3	4,6	1,3	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	1,7	0,3	3				
14.1	Pobrzeże Gdąskie	3595,8	0,0	0,0	6,6	1,4	4,3	1,4	0,2	0,0	0,0	0,0	4,5	1,4	3				
14.2	Pobrzeże Sławskie	6313,7	0,2	0,1	11,9	4,1	0,6	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,4	3				
14.3	Pobrzeże Szczecińskie	7386,6	0,3	0,1	8,9	4,2	0,8	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,1	0				
14	Pobrzeża Południobałtyckie	17296,1	0,2	0,1	9,4	3,6	3,3	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,5	3				
15.1	Nizina Śląsko-Lużyckie	3882,3	0,0	0,0	5,0	1,6	0,7	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,1	0				
15.2	Obniżenie Dolnołużyckie	173,8	0,0	0,0	0,0	4,5	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0				
15.3	Wzniesienie Lużyckie	82,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0				
15	Niziny Sasko-Lużyckie	4138,1	0,0	0,0	4,7	1,7	0,9	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,1	0				

Kod	Krajina	km ²	% powierzchni z erozją wąwozową o stopniu gęstości wąwozów*)															Stożek pilności ochrony
			1		2		3		4		5		3 - 5					
			UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls	UR	Ls				
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16			
16.1	Nizina Śląska	12961,1	0,5	0,0	4,2	1,4	2,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,1	3			
16.2	Wął Trzebnicki	3390,0	1,2	0,0	14,0	5,3	1,1	0,1	0,0	0,0	0,6	0,1	1,7	0,2	3			
16.3	Wzniesienie	10821,4	0,3	0,1	4,2	0,6	0,7	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,8	0,2	3			
16.4	Południowomazowieckie	13012,3	0,1	0,0	0,3	0,1	0,1	0,1	0,2	0,0	0,1	0,0	0,3	0,1	0			
16.5	Nizina Środkowomazowiecka	10698,5	0,1	0,0	0,3	0,0	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,3	0,1	0			
16.6	Nizina Południowopodlaska	13872,0	0,6	0,1	1,9	0,8	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0			
16.7	Nizina Północnomazowiecka	17035,2	0,1	0,0	1,0	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0			
16.8	Nizina Południowielkopolska	3389,6	0,1	0,1	0,6	0,8	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0			
	Obniżenie Miłlicko-Głogowskie																	
16	Niziny Środkowopolskie	85181,0	0,3	0,0	2,4	0,8	0,6	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,7	0,1	0			
17.1	Polesie Wołyńskie	2141,3	0,0	0,0	1,0	0,1	0,3	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0			
17.2	Polesie Podlaskie	4676,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0			
17.3	Polesie Brzeskie	56,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0			
17	Polesie Zachodnie	6874,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0			
18	Nizina Północnopodlaska (Równiny Podlasko-Białoruskie)	15475,6	1,0	0,2	2,4	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0			
	Polska	312674,4	0,3	0,1	8,1	2,6	3,4	0,9	1,9	0,5	0,3	0,1	5,7	1,5	3			

Uwagi:

*) stopnie gęstości wąwozów: 1 - 0,01-0,1 km²; 2 - 0,1 - 0,5 km²; 3 - 0,5 - 1,0 km²; 4 - 1 - 2 km²; 5 - > 2 km²;

% powierzchni UR (użytków rolnych) i Ls (lasów) z erozją wąwozową w stosunku do ogólnej powierzchni krajiny

Źródło: Józefaciuk Cz. i in., 1999 (36).

Podsumowanie

Pionierską pracę w zakresie rozpoznania erozji wodnej wykonała A. Reniger, która opublikowała w 1948 roku rozprawę n. t. „Próba oceny nasilenia i zasięgów potencjalnej erozji gleb w Polsce” (46). Zagadnienia oceny erozji były przedmiotem szeregu następnych opracowań naukowych, we wszystkich określano strukturę erozji, lecz w różnych jednostkach przestrzennych i różnymi metodami, uwzględniając przeważnie te same podstawowe kryteria, do których należy zaliczyć klimat, glebę, i rzeźbę.

Badania przedstawione w tej pracy, oprócz rozpoznania struktury potencjonalnej erozji wodnej i wąwozowej na obszarze Polski w ujęciu województw i fizjograficznych krain IV i V rzędu, umożliwiły również dokonania klasyfikacji pod względem zagrożenia i stopnia pilności przeciwoerozyjnej ochrony gleb.

Bardzo silnie zagrożone w rejonie gór są jednostki karpackie: Łańcuch Tatrzański, Beskidy, Obniżenie Orawsko-Podhalańskie. W rejonie gór, pogórzy i wyżyn silnie zagrożone są: Sudety, Pogórze Beskidzkie, Wyżyna Lubelska wraz z Roztoczem, Wyżyna Krakowsko-Częstochowska wraz z Bramą Krakowską oraz Niecka Nidziańska. Pozostałe krainy regionu, takie jak Wyżyna Kielecko-Sandomierska i Zachodniowołyńska należą do średnio zagrożonych, a Wyżyna Śląska, Przedborska i Woźnicko-Wieluńska nawet do grupy krain słabo zagrożonych. Region Pojezierzy w większości pozostał średnio zagrożony erozją. Jedynie Pojezierze Augustowskie i Wschodniopomorskie należą do grupy krain silnie zagrożonych, a Pojezierze Leszczyńskie i Wielkopolskie do słabo zagrożonych.

Najbardziej rozległy region nizinny (Niziny Środkowopolskie i Sasko-Lużyckie, kotliny podkarpackie, równiny Polesia Zachodniego), to obszary słabo i bardzo słabo zagrożone. Wyjątek stanowią średnio zagrożone – Wały Trzebnickie i Kotlina Oświęcimska. W rejonie równin przymorskich dominują obszary średnio zagrożone erozją wodną (Pobrzeże Szczecińskie i Słowińskie). Słabo zagrożone jest tylko Pobrzeże Gdańskie, stanowiące około 25% całego Pobrzeża Południowobałtyckiego.

Biorąc pod uwagę strukturę zagrożenia erozją wodną powierzchniową średnią i silną oraz strukturę występowania sieci wąwozowej o wskaźniku gęstości wąwozów powyżej $0,5 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$, najbardziej narażone są, na degradację procesami erozji wodnej następujące tereny w jednostkach administracyjnych kraju:

- województwo małopolskie – tereny wyżyn lessowych oraz tereny pogórzy i górskie w granicach powiatów: Bochnia, Gorlice, Kraków, Limanowa, Michów, Myślenice, Nowy Sącz, Proszowice, Sucha Beskidzka, Tarnów, Tatrzański, Wadowice;
- województwo podkarpackie – tereny pogórzy i górskie w granicach powiatów: Bieszczadzki, Brzozów, Dębica, Jasło, Krosno, Przemyśl, Ropczycko-Sędziszowski, Strzyżów;
- województwo lubelskie – tereny wyżynne w granicach powiatów: Janów Lubelski, Krasnystaw, Kraśnik, Lublin, Świdnik, Zamość;

- województwo świętokrzyskie – tereny wyżynne i górskie w granicach powiatów: Kazimierza Wielka, Ostrowiec Świętokrzyski, Sandomierz;
- województwo dolnośląskie – tereny górskie w granicach powiatów: Jelenia Góra i Kłodzko;
- województwo śląskie – tereny górskie w granicach powiatów: Cieszyn, Jastrzębie Zdrój i Wodzisław Śląski.

We wszystkich wymienionych powiatach występuje pierwszy stopień pilności ochrony i przeciwdziałania erozji wodnej powierzchniowej i erozji wąwozowej.

Literatura

1. C a r t e r M. R.: Relative measures of soil bulk density to characterize compaction in tillage studies on fine sandy loams. *Can. J. Soil Sci.*, 1990, **70**: 425-433.
2. C a r t e r M. R., W h i t e R. P., I v a n y J. A.: Characterizing macropore continuity and aeration in fine sandy loams in tillage studies. *Proc. of 13th International Conference ISTRO: Soil Tillage for Crop Production and Protection of the Environment*, 1994, **I**: 7-12.
3. C z y ż E. A., D e x t e r A. R.: Turbidity. In: *Encyclopedia of Agrophysics*. Glinski J. Horabik J. Lipiec J. (Eds.) Springer Verlag, Heidelberg The Netherlands, 2011: 938-940.
4. C z y ż E. A.: Wpływ zagęszczenia gleb mineralnych w różnych warunkach uwilgotnienia na ich aerację, potencjał oksydoredukcyjny i zawartość azotu azotanowego i amonowego. *Wyd. IUNG Puławy*, 1992, **R (300)**: 53-68.
5. C z y ż E. A., S t a n e k - T a r k o w s k a J., D e x t e r A. R., D ę b o w s k a H.: Wpływ różnych systemów uprawy roli na stabilność gleb w wodzie. *Zeszyty Naukowe Południowo-Wschodniego Oddziału Polskiego Towarzystwa Inżynierii Ekologicznej z Siedzibą w Rzeszowie i Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego Oddział w Rzeszowie*. 2010. **13**: 37-39.
6. C z y ż E. A., T o m a s z e w s k a J., D e x t e r A. R.: Response of spring barley to changes of compaction and aeration of sandy soil under model conditions. *Int. Agrophysics*, 2001, **15/1**: 9-12.
7. C z y ż E. A., D e x t e r A. R.: Prediction of the effects of tillage in relation to soil organic matter content. In: *Selected problems of soil tillage systems and operations*. Borowski P.F., Klimkiewicz M., Powalka M. (Eds.). Faculty of Production Engineering. Warsaw University of Life Sciences, WEMA Warsaw 2010: 11-21.
8. C z y ż E. A.: Effects of traffic on soil aeration, bulk density and growth of spring barley. *Soil and Tillage Research*, 2004, **79(2)**: 153-166.
9. C z y ż E. A., D e x t e r A. R.: Soil crumbling during tillage as a function of soil organic matter content. *Int. Agrophysics*, 2011, **25(3)**: 215-221.
10. C z y ż E. A., D e x t e r A. R.: Soil physical properties as affected by traditional, reduced and no-tillage for winter wheat. *Int. Agrophysics*, 2009, **23(4)**: 319-326.
11. C z y ż E. A., D e x t e r A. R.: Wpływ zagęszczenia na jakość fizyczną gleb. *Zeszyty Naukowe Południowo-Wschodniego Oddziału Polskiego Towarzystwa Inżynierii Ekologicznej z Siedzibą w Rzeszowie i Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego Oddział w Rzeszowie*. 2010, **13**: 27-29.
12. C z y ż E. A., D e x t e r A. R., D ę b o w s k a H.: Ocena oddziaływania na zróżnicowanych systemów uprawy roli na stabilność pyłu ilastego w uprawie pszenicy ozimej. *Referaty i doniesienia. II Konferencja Nauk. nt. Agrofizyka w inżynierii produkcji i ochronie środowiska. PTA, Krasiczyn, 15-17 września 2010*: 47-48.
13. C z y ż E. A., D e x t e r A. R., G a ę t e O. P.: Determination of soil stability in relation to ecological agriculture. In: *Selected problems of soil tillage systems and operations*. Borowski P.F., Klimkiewicz M., Powalka M. (Eds.). Faculty of Production Engineering. Warsaw University of Life Sciences, Warsaw 2010: 22-34.

14. Czyż E. A., Dexter A. R., Stanek-Tarkowska J., Dębowska H.: Oddziaływanie systemów uprawy roli na właściwości i jakość fizyczna wybranych gleb. Referaty i doniesienia. II Konferencja Nauk. nt. „Agrofizyka w inżynierii produkcji i ochronie środowiska”. PTA, Krasiczyn, 15-17 września 2010: 49-51.
15. Czyż E. A., Gajda A. M.: Zmiany parametrów jakości i żyzności gleby brunatnej właściwej pod wpływem stosowania konserwujących systemów uprawy roli. W: Nowe trendy w Agrofizyce, Wyd. Nauk. FRNA Lublin, 2008: 58-59.
16. Czyż E. A., Kukiér U.: The effect of soil bulk density and water content on soil aeration, nitrogen forms and barley yield. *Fragmenta Agron.*, 1997, **2A/97**: 163-166.
17. Czyż E. A., Stanek-Tarkowska J., Dexter A. R., Dębowska H.: Wpływ konserwującej uprawy roli na kształtowanie właściwości fizycznych gleby pylastej w rejonie Podkarpacia. *Zeszyty Problemowe Postępu Nauk Rolniczych*, 2009, **543**: 12-24
18. Dexter A. R., Czyż E. A.: Soil physical quality and the effects of management. In: *Soil Quality, Sustainable Agriculture and Environmental Security in Central and Eastern Europe*. Wilson M.J., Maliszewska-Kordybach B. (Eds.), 2000, Series 2, Environment Security, vol. 69. Kluwer, Dordrecht, pp. 153-165.
19. Dexter A. R., Czyż E. A., Gaęte O. P.: Soil structure and the saturated hydraulic conductivity of subsoils. *Soil and Tillage Research*, 2004, **79**: 185-189.
20. Dexter A. R., Czyż E. A.: Application of S-theory in the study of soil physical degradation and its consequences. *Land Degradation and Development*, 2007, **18**: 369-381.
21. Dexter A. R., Czyż E. A., Niedźwiecki J.: Water run-off as affected by the distributions of values of hydraulic conductivity of the soil. *Annual Review of Agricultural Engineering*, Warsaw, 2004, **3(1)**: 87-96.
22. Dexter A. R., Richard G., Czyż E. A., Davy J., Hardy M., Duval O.: Clay dispersion from soil as a function of antecedent water potential. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2011, **75(2)**: 444-455.
23. Domżał H., Hodara J.: Physical properties of three soils compacted by machine wheels during field operations. *Soil and Tillage Research*, 1991, **19(2-3)**: 227-235.
24. Dylkowa A.: *Geografia Polski. Krainy Geograficzne*. Państw. Zakład Wyd. Szkol. 1973.
25. Dzień St., Karnaś E., Sosnowski A. Porównanie systemów uprawy roli w zmianowaniu zbożowym. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 1988, **356**: 149-156.
26. Fournier F.: *Climat et erosion*. Presse Univ., de France, Paris. 1960.
27. Gajda A. M., Czyż E. A., Dexter A. R. Effect of tillage system on some physical and microbiological indicators of soil quality”. *Book of Abstract. AQL ‘Agrophysics for Quality of Life’ International Conference* Institute of Agrophysics, Lublin, Poland, 31 May-3 June 2011: 24-25.
28. Håkansson I., Lipiec J.: A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. *Soil and Tillage Research*, 2000, **53**: 71-85.
29. Jadczyzyn J., Niedźwiecki J.: Relation of saturated hydraulic conductivity to soil losses. *Polish Journal of Environmental Studies.*, 2005, **14(4)**: 431-435.
30. Józefaciuk A., Józefaciuk Cz.: Próba oceny zagrożenia gruntów w Polsce erozją wietrzną. *Pam. Puł.*, 1979, **71**: 12-21.
31. Józefaciuk Cz., Józefaciuk A., Barbaś S., Budzyńska K.: Metoda opracowania mapy potencjalnej erozji wodnej gleb w Polsce. *Rocz. Gleb.* 1985, t. **XXXVI**, **1**: 177-183.
32. Józefaciuk Cz., Józefaciuk A.: Gęstość sieci wąwozowej w fizjograficznych krainach Polski. *Pam. Puł.*, 1992, suplement do zeszytu 101: 5-23.
33. Józefaciuk Cz., Józefaciuk A.: Struktura zagrożenia erozją wodną fizjograficznych krain Polski. *Pam. Puł.*, 1992, suplement do zeszytu **101**: 23-50.
34. Józefaciuk A., Józefaciuk Cz.: *Erozja agroekosystemów*. Biblioteka Monitoringu Środowiska. 1995: 168.

35. J ó z e f a c i u k C z., J ó z e f a c i u k A.: Erozja i melioracje przeciwoerozyjne. Biblioteka Monitoringu Środowiska. 1996: 144.
36. J ó z e f a c i u k A., J ó z e f a c i u k C z. Ochrona gruntów przed erozją. Biblioteka Monitoringu Środowiska. 1999, ss. 109.
37. J ó z e f a c i u k C z., J ó z e f a c i u k A., N o w o c i e ń E.: Ocena zagrożeń gleb erozją wraz z oceną skutków gospodarczych i środowiskowych oraz kierunki działań zaradczych. M O Ś Z N i L. 1999: 82.
38. K o n d r a c k i J.: Typologia i regionalizacja środowiska przyrodniczego. Geografia Polski. Środowisko przyrodnicze, PWN, 1991: 128.
39. L i p i e c J., H å k a n s s o n I., T a r k i e w i c z S., K o s s o w s k i J.: Soil physical properties and growth of spring barley related to the degree of compactness of two soils. Soil and Tillage Research, 1991, **19**: 307–317.
40. L i p i e c J., K u ś J., S ł o w i ń s k a - J u r k i e w i c z A., N o s a l e w i c z A.: Soil porosity and water infiltration as influenced by tillage methods. Soil and Tillage Research, 2006, **89**: 210-220.
41. M a c h u l M.: Wpływ przedsewnego przygotowania roli na plonowanie kukurydzy uprawianej w pięcioletniej monokulturze. Pam. Puł., 1995, **106**: 47-62.
42. M a l i c k i L., P o d s t a w k a - C h m i e l e w s k a E.: Wpływ systemu uprawy roli na wilgotność wierzchniej warstwy rędziny. Fol. Univ. Agric. Stetin. 195 Agricultura, 1999, **74**: 15-23.
43. M a r u s z c z a k H.: Warunki geologiczno-geomorfologiczne rozwoju erozji gleb w południowej części województwa lubelskiego. Wiad. Inst. Melior., 1963, **4**: 19-44.
44. P a b i n J., L i p i e c J., W ł o d e k S., B i s k u p s k i A., K a u s A.: Critical soil bulk density and strength for pea seedling root growth as related to other soil factors. Soil and Tillage Research, 1998, **46**: 203-208.
45. P u d e ł k o J., W r i g h t D. L., Ś p i t a l n i a k J.: Wybrane poglądy na uproszczenia uprawowe w południowo-wschodnich stanach USA. Roczn. AR Pozn. CCLXXXV, 1996, **48**: 85-99.
46. R e n i g e r A. : Próba oceny nasilenia i zasięgów potencjalnej erozji gleb w Polsce. Roczn. Nauk. Rol., 1950, 54.
47. R o s z e k W., R a d e c k i A., O p i c J.: Możliwość zastosowania siewu bezpośredniego w warunkach Polski Centralnej. Konf. Naukowa: Siew bezpośredni w teorii i praktyce. Szczecin-Barzkwice, 1995: 21-26.
48. Ś l u s a r c z y k E., C z y ż E. A., T o m a s z e w s k a J.: Wpływ przejazdów kół ciągnika na wybrane właściwości fizyczne gleby i plonowanie jęczmienia jarego. IUNG Puławy, 1992, R **300**: 1-69.
49. S t ę p n i e w s k i W., G l i ń s k i J., B a l l B. C.: Effect of compaction on soil aeration properties. In: Developments in Agricultural Engineering 11: Soil Compaction and Crop Production. Soane B.D., van Ouwerkerk, C.(Eds.), Elsevier Science BV, Amsterdam, 1994: 167-189.
50. S t ę p n i e w s k i W., S t ę p n i e w s k a Z., P r z y w a r a G., B r z e z i ń s k a M., W ł o d a r c z y k T., V a r a l l a y G. Relations between aeration status and physical parameters of some selected Hungarian soils. Int. Agrophysics, 2000, **14**: 439-447.
51. T o l l e n a a r M., L e e E. A. : Yield potential, yield stability and stress tolerance in maize. Field Crops Res., 2002, **75**: 161-170.
52. V i s i t i u O., C z y ż E. A., D e x t e r A. R.: Soil physical quality – theory and applications for arable soils. SITECH Publications, Craiova. Romania, 2000, 166.
53. W a w e r R., N o w o c i e ń E., P o d o l s k i B.: Real and calculated erodibility factor for selected polish soils. Polish Journal of Environmental Studies, 2005, Vol. **14**, **5**: 655-658.
54. W a w e r R., P o d o l s k i B., N o w o c i e ń E.: Analiza zmian użytkowania w zlewni potoku Grodarz w kontekście zagrożenia erozją wodną powierzchniową z wykorzystaniem systemów GIS i teledetekcji. 2004, Pam. Puł., **137**: 163-175.

55. W o j t a s i k M.: Wpływ gęstości gleb na ich użyteczną retencję wodną. Woda – Środ. Wiejskie, 2002, **2(5)**: 119-128.
56. Y o u n g I. M., R I t z K.: Tillag , habitat space and function of soil microbes. Soil and Tillage Research, 2000, **53**: 201-213
-

Adres do korespondencji:

dr inż. Eugeniusz Nowocień
Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów
IUNG-PIB
ul Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel.:81 886 43 21 w. 308
e-mail:nowocien@iung.pulawy.pl

Ewa A. Czyż^{1,2}, Artur Łopatka¹, Anthony R. Dexter¹, Magdalena Łysiak¹,
Jadwiga Stanek-Tarkowska²

*¹Institut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

²Uniwersytet Rzeszowski w Rzeszowie

PODATNOŚĆ GLEB NA ZAGĘSZCZENIE*

Słowa kluczowe: gęstość objętościowa gleb, materia organiczna w glebie, przestrzenna ocena stanu zagęszczenia gleb, podatność gleb na zagęszczenie w Polsce

Wstęp

Degradacja gleby jest to proces zmiany jej właściwości fizycznych, chemicznych i biologicznych, prowadzący do obniżenia aktywności biologicznej, a w konsekwencji do zmniejszenia ilości oraz jakości produkowanej biomasy. Do podstawowych form degradacji gleby zalicza się: nadmierny ubytek próchnicy, zakwaszenie i alkalizację środowiska, wyjąłowanie ze składników pokarmowych i naruszenie równowagi jonowej, zanieczyszczenie składnikami fitotoksycznymi, zasolenie, przesuszenie, nadmierne nasycenie gleby wodą, erozję, zagęszczenie i zniszczenie struktury, zniekształcenie rzeźby terenu, mechaniczne uszkodzenie i zniszczenie poziomu próchniczego, a także zanieczyszczenie mechaniczne, chemiczne i biologiczne (1, 2, 32-35, 45, 75, 80, 81, 93, 113-118, 132, 133, 141, 142, 146, 147, 171).

Według S z c z e p a ń s k i e j i n. (148) występują 4 rodzaje degradacji gleb tj.: geotechniczna, fizyczna, biologiczna i chemiczna. Według tych autorów fizyczna degradacja gleb polega na nadmiernym zagęszczeniu gleby, pogorszeniu jej struktury, nadmiernym odwodnieniu gruntów wywołanym lejem depresyjnym, wadliwej melioracji, oddziaływaniu zbiorników wodnych oraz działaniu erozyjnym wody i wiatru. L a l (110) zdefiniował degradację gleby, jako obniżenie jej naturalnych zdolności do produkcji dóbr ekonomicznych i pełnienia funkcji ekologicznych. W naszym kraju według Polskiej Normy PN-ISO 11074-4 (134) mianem „zdegradowana

*Badania i analizy sfinansowano z zadania statutowego IUNG-PIB 4.2.4 i grantu AGROGAS. Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.1 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

gleba” określa się glebę, której naturalne właściwości lub produktywność zostały pogorszone przez skażenie/zanieczyszczenie albo procesy fizyczne lub inne.

W polityce Unii Europejskiej w ostatnich latach można dostrzec wyraźne dążenie do nadania ochronie gleb rangi równej ochronie powietrza i wody. Znaczenie ochrony gleb zostało już podkreślone w 6 Programie Działań Środowiskowych UE wskazującym na potrzebę opracowania Ramowej Strategii Glebowej. Podstawą prac nad strategią był komunikat Komisji Europejskiej skierowany w 2002 roku do Rady Europy, Parlamentu Europejskiego, Komitetu Społeczno-Ekonomicznego i Komitetu Regionów UE zatytułowany „*W kierunku tematycznej strategii ochrony gleb*” (Commission of the European Communities, 2002). Opracowany w latach kolejnych przez Komisję Europejską fundamentalny dokument z zakresu ochrony gleb wskazuje na 8 podstawowych zagrożeń i procesów degradacji gleb istotnych z punktu widzenia polityki ochrony zasobów przyrody w Unii Europejskiej (19, 20, 22, 23). Do potencjalnych zagrożeń gleb strategia zalicza: zagęszczenie gleb, ubytek glebowej materii organicznej, erozję, utratę bioróżnorodności, powodzie i osuwiska, zasolenie oraz zasklepianie i utratę powierzchni w wyniku urbanizacji (tj. ekspansji zabudowy i infrastruktury). Zagrożenia te w niektórych przypadkach tworzą łańcuch wzajemnych powiązań przyczynowo-skutkowych i wzajemnie nakładają się. W związku z opublikowaniem strategii glebowej oraz projektem Dyrektywy Ramowej (22, 23) kraje członkowskie UE zobowiązują się do wyznaczenia obszarów ryzyka, na których mogą wystąpić niekorzystne zjawiska ograniczające podstawowe funkcje gleby. Podejście do gleb przyjęte w strategii wykracza poza ramy tradycyjnie rozumianych funkcji produkcyjnych i uwzględnia również funkcje retencyjne, buforowe i siedliskowe istotne dla funkcjonowania krajobrazu, bioróżnorodności, gospodarki wodnej i jakości środowiska wodnego. Polska i pozostałe państwa członkowskie UE zobowiązane będą do przestrzennego wyznaczenia obszarów ryzyka, oceny stanu istniejących zagrożeń, a na tej podstawie do opracowania krajowych programów naprawczych. Polska ma obowiązek dostosowania się do unijnych regulacji i opracowania lokalnych (regionalnych) strategii uwzględniających cele, stan gleb oraz stopień zagrożenia poszczególnymi procesami degradacji.

W chwili obecnej, mimo wielu prac dotyczących zagadnień poruszanych w strategii, dokonanie przestrzennej oceny występowania poszczególnych zagrożeń nie było możliwe z uwagi na często przyczynkowy charakter badań, dotyczących rozproszonych obiektów. Wyniki tych badań są trudne do ujęcia w jednolity system szacowania i monitoringu zagrożeń w oparciu o spójne ramy metodyczne. Tematyka podejmowana w strategii stwarza szansę, a zarazem konieczność integracji badań, niezbędnej dla skutecznego wsparcia programów działań, w oparciu o przesłanki naukowe. Szczególnie pilnym zadaniem jest wypracowanie odpowiednich metod wyznaczania zagrożeń dla jakości gleb w oparciu o kryteria ilościowe w ujęciu przestrzennym. Biorąc pod uwagę nowe podejście do całościowego traktowania zagrożeń gleb i czynników sprawczych, zarówno środowiskowych jak i ekonomicznych

oraz społecznych, związanych z rozwojem gospodarczym, badania wymienionych aspektów muszą mieć charakter zintegrowany i podporządkowany celom strategii.

Pogarszanie się fizycznego stanu gleb uprawnych, w wyniku ich nadmiernego zagęszczania przez stosowanie ciężkiego sprzętu rolniczego i nieodpowiednie systemy uprawy roli jest jednym z podstawowych problemów współczesnego rolnictwa (13-17, 24-37, 48-55, 127, 131, 153). Zasadniczym parametrem charakteryzującym zagęszczenie gleby jest jej gęstość objętościowa. Gęstość objętościowa jest to stosunek suchej masy utworu glebowego do jego objętości, z zachowaniem naturalnej struktury. Wartość gęstości objętościowej utworów glebowych w glebach mineralnych waha się od 0,75 do 1,90 $\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$, w glebach mineralno-organicznych od 0,55 do 0,95 $\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$, a w glebach organicznych od 0,08 $\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ w nie zamulonych torfach do 0,75 $\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ w silnie zamulonych. Im niższa jest gęstość objętościowa, tym luźniej ułożone są cząstki, a gleba jest bardziej pulchna. Zastosowanie tego parametru do oceny zagęszczenia gleby wymaga uwzględnienia składu masy glebowej, bez czego gęstość objętościowa nie może stanowić kryterium oceny (125).

Jednym z podstawowych wskaźników określających podatność gleb na zagęszczenie jest naprężenie graniczne, które jest miarą naturalnej wytrzymałości gruntu i odzwierciedla historię wpływu obciążeń na więzi wytworzone między cząsteczkami wody, a cząsteczkami fazy stałej. Po przekroczeniu wartości naprężenia granicznego następuje zerwanie naturalnych powiązań i rozpoczyna się proces chaotycznego przemieszczania cząstek (57, 58). Podobnie tworzy się wskaźniki pozwalające na ocenę podatności gleby na zagęszczanie stosując m.in. model Alcor (96, 147). Wskaźniki te obliczane są za pomocą empirycznych modeli statystycznych. Stąd ilość danych wejściowych (niezależnych) uzależniona jest od zmienności glebowej.

Zastosowanie kryterialnych wskaźników do oceny zagęszczenia gleby wymaga wykonania, poza oznaczeniem aktualnej gęstości objętościowej, przede wszystkim analizy jej składu granulometrycznego (14). Przeprowadzając badania gleby w terenie na wybranym polu, wyznacza się – na podstawie obserwacji makroskopowych – obszar o zbliżonych cechach, a następnie wykonuje reprezentatywną odkrywkę, z której pobiera się próbki do badań laboratoryjnych. Uzyskane z reprezentatywnej odkrywki wyniki odnosi się do całego obszaru. W praktyce naukowej, w przypadku oznaczania gęstości objętościowej z badanego poziomu genetycznego (lub warstwy) pobiera się zwykle od 4 do 6 próbek – o tzw. nienaruszonej strukturze do cylinderków Kopecky'ego, przy czym minimalna liczba wynosi 3 sztuk (33, 36, 126).

Liczne badania wykazały, że podatność gleb na zagęszczenie jest uzależniona od składu granulometrycznego i zawartości wody w glebie w chwili wykonywania zabiegów i przejazdów po polu (16, 17, 78-81, 121, 127, 144, 149, 157, 158, 165). Zwłaszcza niekorzystne jest wykonanie zabiegów uprawowych ciężkim sprzętem w warunkach nadmiernego uwilgotnienia. Gleby o mniejszej zawartości wody są bardziej odporne na zagęszczenie niż gleby wilgotne lub bardzo mokre (67, 72). Ponadto na zagęszczenie gleb istotnie wpływa: zawartość materii organicznej (73, 101,

128, 150), nacisk jednostkowy wywierany na glebę (5-7, 11, 81, 94-97, 102-104, 111), liczba przejazdów kołami ciągnika i maszyn (24-28, 122), zróżnicowanie systemów uprawy roli (10, 33, 38-42, 44, 46, 47, 49, 62, 79, 82-86). Gleby w zależności od tekstury mają różną podatność na zagęszczenie. Szczególnie podatne na zniszczenie struktury i utratę funkcji retencyjnych są gleby o dużej zawartości części spławialnych, zwięzłe gliny oraz ropy. Ogólnie podatność na zagęszczenie wzrasta wraz ze wzrostem udziału frakcji koloidalnej oraz spadkiem zawartości próchnicy.

Zagęszczanie gleby w istotny sposób wpływa na jej właściwości hydrofizyczne (3, 56, 98, 143, 155, 156); termiczne (132); stosunki wodno-powietrzne oraz aerację (45, 55, 76, 88-90, 112, 118, 120). W wyniku zagęszczenia redukuje się przestrzeń między cząsteczkami gleby, a gleba częściowo lub całkiem traci swoje zdolności magazynowania wody (8, 9, 14, 15, 31, 33, 35, 61, 63, 69, 77, 123, 127-129, 131, 153, 161, 166, 170). Nadmierne zagęszczenie gleby ma ujemny wpływ na żyzność i aktywność biologiczną (12, 44, 168) oraz trwałość struktury (32, 34, 36, 43, 46, 64-66, 68, 70, 74, 100, 153). Pogorszenie struktury gleby spowodowane zagęszczaniem ogranicza wzrost korzeni, ilość i jakość plonu (4, 18, 21, 29, 49-54, 99, 106, 119, 124, 135, 138, 145, 151, 154, 162, 167).

Zagęszczeniu gleby sprzyjają także intensywne opady deszczu. Po ulewnym deszczu przez nadmiernie zagęszczone warstwy gleby woda opadowa nie infiltruje swobodnie w głąb profilu. Eksperti podają, że w takich sytuacjach zagęszczanie gleb przyczynia się do nadmiernych spływów powierzchniowych, ryzyka występowania erozji i powodzi na terenie Europy (59, 60, 109, 139, 140, 159).

Postęp techniczny w rolnictwie pociąga za sobą wzrost liczby przejazdów ciągników, maszyn i pojazdów rolniczych po polach, a także wzrost naprężeń rozwijanych pod wpływem sił obciążających powierzchnię gleby. Wzrost mechanizacji prac polowych podczas siewu i zbioru plodów rolnych często prowadzi do nadmiernego zagęszczenia gleb, zarówno w warstwie ornej, jak i podglebiu. Coraz cięższe maszyny i pojazdy rolnicze pracujące na polach są znakiem rozwoju rolnictwa i poprawy jakości życia, niemniej jednak przyczyniają się do niekorzystnych zmian struktury i jakości fizycznej gleby na skutek jej zagęszczania (26, 64-66, 70). Nadmierne zagęszczenie przy wysokim uwilgotnieniu gleby powstaje zazwyczaj podczas jesiennych zbiorów roślin okopowych w wyniku przejazdów ciężkich kombajnów i przyczep transportowych. Do tych prac używane są pojazdy o bardzo dużych obciążeniach przypadających na koło, dochodzących do 100 kN, jak w przypadku wielorzędowych kombajnów buraczanych. Obecnie na rynku europejskim występuje kilka modeli kombajnów do zbioru buraków cukrowych mających dopuszczalne obciążenie na koło przekraczające 150 kN, przy całkowitej masie pojazdu z załadunkiem dochodzącej do 60 Mg (136). Obciążenia tej wielkości działające na nadmiernie wilgotną glebę mogą znacznie zagęszczać i głębsze warstwy gleby. W badaniach wykazano, że procesy zagęszczania mogą obejmować swym zasięgiem bardzo zmienną warstwę gleby, do głębokości od 10 do 60 cm (1, 2), a nawet > 90 cm (130). Zagęszczanie głębiej położonych warstw w profilu glebowym

jest trudne do odwrócenia. Według opracowanych danych zagęszczenie gleby wywołane techniką rolniczą jest główną przyczyną degradacji aż 33 milionów ha gleb użytków rolnych w Europie (122, 139). Szacuje się, że blisko 4% gleb na terenie Europy jest nadmiernie zagęszczonych, ale nie ma dokładnych danych na ten temat. Zagęszczenie gleb, jako jedno z kluczowych zagrożeń wymienionych w strategii nie było do tej pory w pełni rozpoznane przestrzennie z uwzględnieniem oddziaływania czynników związanych ze sposobem i intensywnością rolniczego użytkowania. Nerozpoznane są też w pełni czynniki glebowe decydujące o podatności poszczególnych gatunków gleb na zagęszczenie i występowanie tego zjawiska w skali kraju.

W Zakładzie Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów w IUNG-PIB w Puławach podjęto realizację tematu badawczego nad pełniejszym rozpoznaniem stanu zagrożeń gleb oraz stworzenie przesłanek empirycznych dla opracowania przestrzennej oceny stanu zagęszczenia gleb użytków rolnych. Przeprowadzono pomiary gęstości objętościowej gleb i innych właściwości wybranych profili glebowych oraz kontynuowano tworzenie baz danych glebowych dla obszaru Polski. Celem strategicznym prowadzonego projektu badawczego w IUNG-PIB w Puławach było stworzenie i stała rozbudowa istniejącej bazy danych profili wzorcowych, o dane aktualne tj. współrzędne geograficzne punktów pomiarowych oraz dane fizykochemiczne, w tym gęstość gleby i zawartość materii organicznej. Dane te mają służyć tworzeniu warstw tematycznych, charakteryzujących warunki glebowe przestrzeni rolniczej oraz zasięgi gleb zagrożonych degradacją w wyniku zagęszczenia jako informacje niezbędne do wdrażania strategii glebowej w Polsce.

W pracy przedstawiony zostanie aktualny stan gęstości objętościowej gleb użytków rolnych Polski i adaptacja modelu podatności gleb na zagęszczenie, uwzględniającego oprócz znanych parametrów charakteryzujących skład granulometryczny, zawartość próchnicy i gęstość objętościową gleb.

Material i metody

W Zakładzie Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów w IUNG-PIB w Puławach prowadzono w latach 2008-2012 pomiary właściwości profili glebowych. Kontynuowano również tworzenie bazy danych glebowych z zakresu badanych parametrów gęstości objętościowej gleb dla obszaru całej Polski o nazwie (bank. DATA COMPACTION) i zawartości materii organicznej (bank. DATA OM), gdzie oprócz właściwości gleb wprowadzono dane współrzędnych geograficznych punktów pobierania próbek glebowych. We współpracy z Instytutem Agrofizyki PAN w Lublinie i Uniwersytetem Rzeszowskim w Rzeszowie pobierano do badań próbki glebowe z wieloletnich doświadczeń polowych oraz prywatnych pól produkcyjnych położonych w różnych rejonach Polski. W zależności od warunków ekonomiczno-organizacyjnych rolnictwa na obszarze całej Polski pobierano próbki glebowe konieczne do przygotowania przestrzennego zróżnicowania stanu zagęszczenia gleb i opracowania mapy podatności gleb na zagęszczenie dla całego kraju. W celu oceny

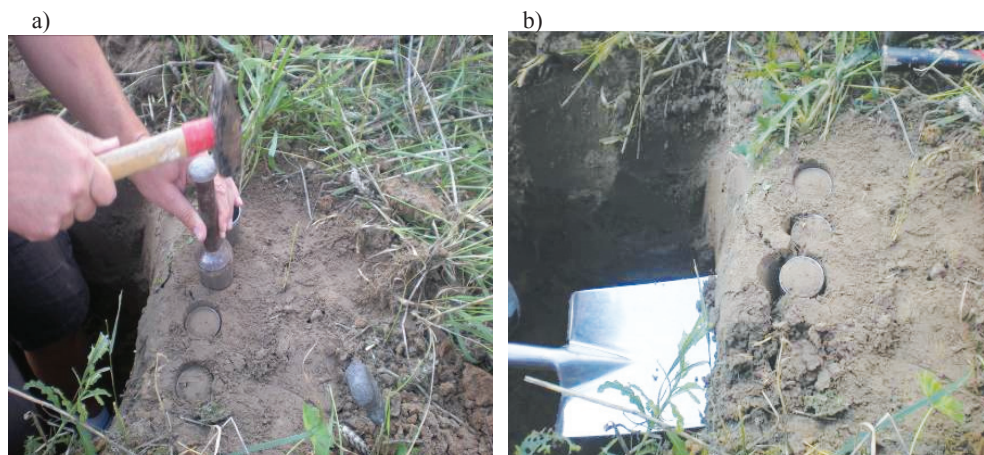
stanu zagęszczenia gleb Polski pobrano próbki glebowe z 670 wzorcowych profili glebowych w okresie wegetacji roślin i podczas zniw. Pobieranie próbek glebowych i prace w polu dokumentują zdjęcia (fot. 1-4). Przeprowadzono również bezpośrednio w polu pomiary m.in. zawartości wody w glebie (% v, v) za pomocą miernika TDR i opór penetrometryczny (w MPa) przy użyciu penetrometru polowego „Penetrologger” firmy Eijkelkamp.

W próbkach glebowych oznaczono wybrane właściwości fizykochemiczne gleb, z wykorzystaniem opisanych poniżej metodyk oznaczeń:

- właściwości fizyczne:
 - skład granulometryczny – metodą areometryczną Casagrande’a w modyfikacji Prószyńskiego i metodą laserową,
 - gęstość objętościową gleb ($\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$) i zawartość wody w glebie (% v/v) przy użyciu cylinderek Kopecky’ego - metodą suszarkowo-wagową,
- właściwości chemiczne:
 - zawartość materii organicznej (substancja organiczna) – metodą Tiurina,
 - odczyn pH w 1M KCl i H_2O ,
 - zawartości przyswajalnych składników pokarmowych: K i P – metodą Egnera-Riehma oraz Mg – metodą Schachtschabela.

Gęstość objętościowa i zawartość materii organicznej w wierzchniej warstwie gleb użytkowanych rolniczo w Polsce

W oparciu o przeprowadzone oznaczenia stworzono bazę danych glebowych z zakresu badanych parametrów. W glebowej bazie danych o nazwach: bank. DATA COMPACTION i bank. DATA OM, wprowadzono współrzędne geograficzne punktów poboru próbek glebowych i wszystkie badane właściwości gleb z wybranych 670 wzorcowych profili glebowych. Liczebność i zróżnicowanie składu gatunkowego gleb w warstwie ornej przedstawiono w tabeli 1 i na rysunku 1. Wybór profili glebowych uzasadniony był zróżnicowaniem pokrywy glebowej, warunków klimatycznych i organizacyjno-ekonomicznych rolnictwa. Dla badanych profili glebowych zakresy (wartości minimalne i maksymalne) oraz średnie wartości gęstości objętościowej gleb i zawartości substancji organicznej w warstwie ornej dla poszczególnych grup i podgrup granulometrycznych przedstawiono w tabeli 2 i 3. Badania wykazały duże zróżnicowanie i zmienność wartości gęstości objętościowej gleb dla poszczególnych grup granulometrycznych gleb Polski (tab. 2) oraz zawartości materii organicznej w warstwie ornej (tab. 3). Zestawienie ilości profili glebowych badanych w poszczególnych województwach przedstawiono w tabeli 4. Statystykę danych i graficzne opracowanie dla poszczególnych województw, w tym ilości pobranych profili glebowych zawiera rysunek 4. W warstwie ornej badanych 670 profili glebowych średnia zawartość materii organicznej wynosi 2,23 %.



Fot. 1. Prace przy pobieraniu próbek glebowych do oznaczeń gęstości objętościowej gleb:
a) wbijanie w glebę cylinderków o pojemności 100 cm³, b) wykopywanie cylinderków z glebą z warstwy ornej z wieloletnich doświadczeń polowych

Źródło: fot. Czyż E. A., zasoby własne IUNG-PIB.



Fot. 2. Wkopywanie cylinderków: a) do oznaczeń gęstości objętościowej gleb z różnych warstw profilu glebowego i b) procedura oczyszczania cylinderków w polu do oznaczeń gęstości objętościowej gleb

Źródło: fot. Czyż E. A., zasoby własne IUNG-PIB.



Fot. 3. Oznaczenia właściwości gleb prowadzone na obszarach w gospodarstwach rolnych o małej powierzchni pól i niskonakładowym gospodarowaniu (gospodarstwo rolne – w miejscowości Huta, województwo lubelskie)

Źródło: fot. Czyż E. A., zasoby własne IUNG-PIB.



Fot. 4. Pobieranie próbek glebowych do oznaczenia właściwości gleb w terenie o dużej powierzchni pól i intensywnym gospodarowaniu (gospodarstwo rolne – Rogów, województwo lubelskie)

Źródło: fot. Czyż E. A., zasoby własne IUNG-PIB.

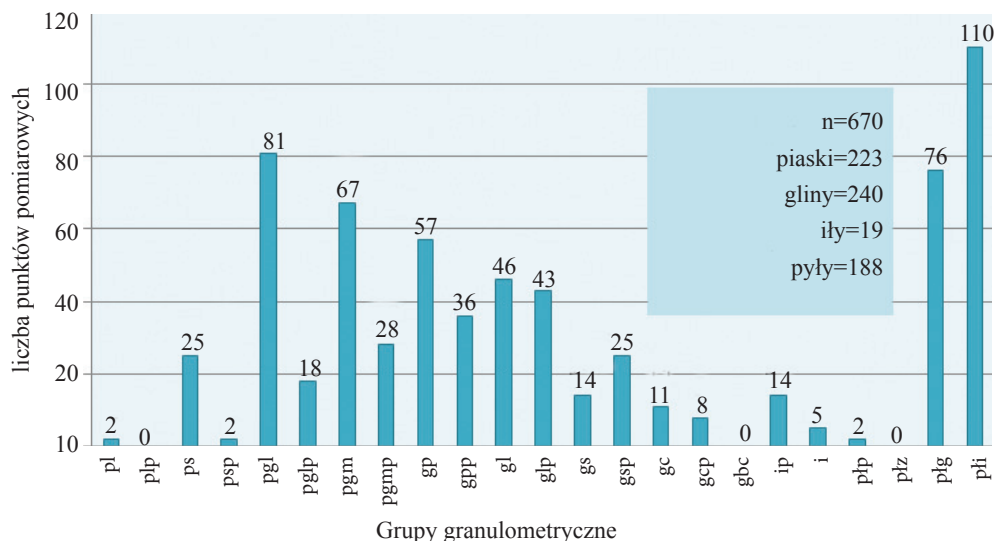
Tabela 1

Liczebność profili glebowych i różnicowanie gatunkowe gleb*/ w warstwie ornej
(0-20cm) (n=670)

Gatunek gleby		Symbol	Ilość profili
Piaski	- piasek luźny	pl	2
	- piasek luźny pylasty	plp	0
	- piasek słabo gliniasty	ps	25
	- piasek słabo gliniasty pylasty	psp	2
	- piasek gliniasty lekki	pgl	81
	- piasek gliniasty lekki pylasty	pglp	18
	- piasek gliniasty mocny	pgm	67
	- piasek gliniasty mocny pylasty	pgmp	28
Gliny	- glina piaszczysta	gp	57
	- glina piaszczysta pylasta	gpp	36
	- glina lekka	gl	46
	- glina lekka pylasta	glp	43
	- glina średnia	gs	14
	- glina średnia pylasta	gsp	25
	- glina ciężka	gc	11
	- glina ciężka pylasta	gcp	8
	- glina bardzo ciężka	gbc	0
Iły	- ił pylasty	ip	14
	- ił	i	5
Pyły	- pył piaszczysty	plp	2
	- pył zwykły	plz	0
	- pył gliniasty	plg	76
	- pył ilasty	pli	110
Razem			670

*/ różnicowanie gatunkowe gleb wg. normy BN -78/9180-11

Źródło: Czyż E.A., dane niepublikowane, zasoby własne IUNG-PIB.



Rysunek 1. Ilość profili glebowych w poszczególnych gatunkach gleb*/

*/ różnicowanie gatunkowe gleb wg. normy BN -78/9180-11

Źródło: Czyż E.A., dane niepublikowane, zasoby własne IUNG-PIB.

Tabela 2
Minimalne, maksymalne i średnie wartości gęstości objętościowej gleb w warstwie 0-20 cm, dla grup i podgrup granulometrycznych Polski (n=670)

Grupy granulometryczne	Podgrupy granulometryczne	Symbol	Zawartość frakcji o śr. < 0,02 mm, w %	Gęstość objętościowa gleby (Mg·m ⁻³)				Błąd stand. s.e.		
				ilość profili	minimum	maksimum	średnia		Odczytanie standardowe SD	
Piaski	- piasek luźny	pl	0-5	2	1,4	1,42	1,41	0,011	0,008	
	- piasek luźny pylasty	plp	0-5	0	-	-	-	-	-	
	- piasek słabo gliniasty	ps	6-10	25	1,29	1,81	1,53	0,117	0,023	
	- piasek słabo gliniasty pylasty	psp	6-10	2	1,29	1,46	1,37	0,086	0,061	
	- piasek gliniasty lekki	pgl	11-15	81	1,16	1,99	1,48	0,136	0,015	
	- piasek gliniasty lekki pylasty	pglp	11-15	18	1,15	1,72	1,47	0,159	0,038	
	- piasek gliniasty mocny	pgm	16-20	67	1,21	1,95	1,55	0,135	0,016	
	- piasek gliniasty mocny pylasty	pgmp	16-20	28	1,16	1,91	1,49	0,126	0,024	
	Gliny	- gлина piaszczysta	gp	21-25	57	1,28	1,89	1,50	0,121	0,016
		- gлина piaszczysta pylasta	gpp	21-25	36	1,17	1,91	1,51	0,159	0,026
- gлина lekka		gl	26-35	46	0,87	1,75	1,51	0,159	0,023	
- gлина lekka pylasta		glp	26-35	43	1,26	1,80	1,52	0,125	0,019	
- gлина średnia		gs	36-50	14	0,88	1,68	1,42	0,224	0,060	
- gлина średnia pylasta		gsp	36-50	25	1,16	1,66	1,45	0,140	0,028	
- gлина ciężka		gc	51-75	11	1,07	1,58	1,30	0,163	0,049	
- gлина ciężka pylasta		gcp	51-65	8	1,22	1,59	1,47	0,125	0,044	
- gлина bardzo ciężka		gbc	76-90	0	-	-	-	-	-	
- il pylasty		ip	51-75	14	1,04	1,62	1,4	0,149	0,040	
Pły	- il	i	67-100	5	0,96	1,37	1,20	0,152	0,068	
	- pyl piaszczysty	plp	0-20	2	1,24	1,46	1,32	0,009	0,006	
	- pyl zwykły	plz	0-20	0	-	-	-	-	-	
	- pyl gliniasty	plg	21-35	75	1,05	2,00	1,44	0,137	0,016	
	- pyl ilasty	pli	36-50	110	1,02	1,69	1,41	0,132	0,013	

*/ wg normy BN -78/9180-11

Źródło: Czyż E.A. dane niepublikowane zasoby własne IUNG-PIB.

Tabela 3
Minimalne, maksymalne i średnie zawartości materii organicznej gleb w warstwie 0-20cm, w podniesieniu do poszczególnych grup i podgrup granulometrycznych (n=670)

Grupy granulometryczne	Podgrupy granulometryczne	Symbol	zawartość <0,02 mm	ilość profili	Materia organiczna (%)				błąd stand. s.e.
					minimum	maksimum	średnia	odchylenie standardowe SD	
Piaski	- piasek luźny	pl	0-5	2	0,82	1,17	0,99	0,174	0,123
	- piasek luźny pylasty	plp	0-5	0	-	-	-	-	-
	- piasek słabo gliniasty	ps	6-10	25	0,52	1,72	1,18	0,348	0,070
	- piasek słabo gliniasty pylasty	psp	6-10	2	1,31	1,59	1,45	0,141	0,100
	- piasek gliniasty lekki	pgl	11-15	81	0,60	2,25	1,44	0,329	0,037
	- piasek gliniasty lekki pylasty	pglp	11-15	18	0,75	2,37	1,39	0,435	0,103
	- piasek gliniasty mocny	pgm	16-20	67	0,59	2,81	1,45	0,410	0,050
	- piasek gliniasty mocny pylasty	pgmp	16-20	28	0,45	2,55	1,40	0,397	0,075
Gliny	- glina piaszczysta	gp	21-25	57	0,82	3,43	1,77	0,569	0,075
	- glina piaszczysta pylasta	gpp	21-25	36	0,95	2,37	1,59	0,295	0,049
	- glina lekka	gl	26-35	46	0,97	4,52	2,00	0,771	0,114
	- glina lekka pylasta	glp	26-35	43	0,92	3,24	1,83	0,532	0,081
	- glina średnia	gs	36-50	14	1,56	7,49	2,81	1,440	0,385
	- glina średnia pylasta	gsp	36-50	25	1,32	4,87	2,42	0,828	0,166
	- glina ciężka	gc	51-75	11	1,76	8,64	3,61	1,789	0,539
	- glina ciężka pylasta	gcp	51-65	8	1,51	4,72	2,52	0,965	0,341
	- glina bardzo ciężka	gbc	76-90	0	-	-	-	-	-
	- il pylasty	ip	51-75	14	1,18	4,06	2,59	0,690	0,185
Pyły	- il	i	67-100	5	2,88	5,79	4,38	1,062	0,475
	- pył piaszczysty	plp	0-20	2	1,39	2,16	1,69	0,070	0,049
	- pył zwykły	plz	0-20	0	-	-	-	-	-
	- pył gliniasty	plg	21-35	75	0,62	3,71	1,77	0,517	0,059
	- pył ilasty	pli	36-50	110	0,99	5,66	1,85	0,649	0,062

*/ wg. normy BN -78/9180-11

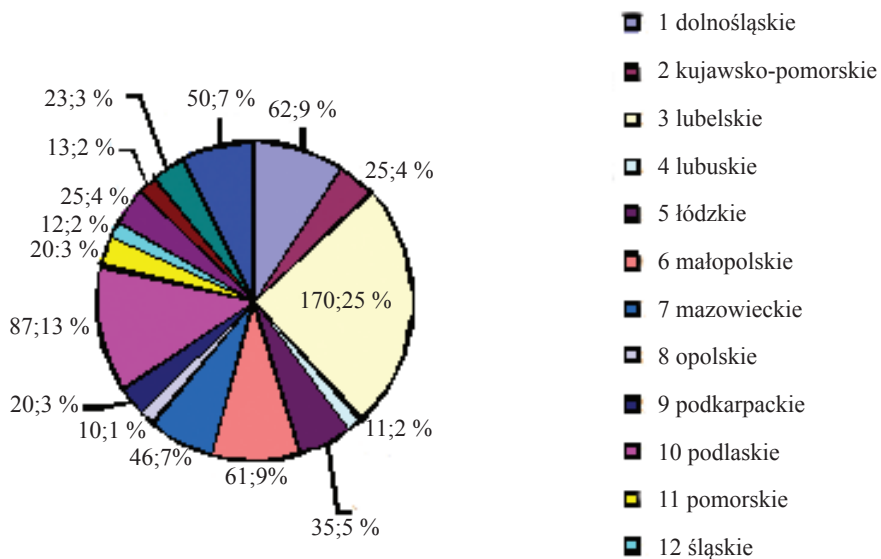
Źródło: Czyż E.A., dane niepublikowane zasoby własne IUNG-PIB

Tabela 4

Zestawienie ilości profili glebowych do badań w poszczególnych województwach

Lp.	Województwo	Ilość punktów
1	dolnośląskie	62
2	kujawsko-pomorskie	25
3	lubelskie	170
4	lubuskie	11
5	łódzkie	35
6	małopolskie	61
7	mazowieckie	46
8	opolskie	10
9	podkarpackie	20
10	podlaskie	87
11	pomorskie	20
12	śląskie	12
13	świętokrzyskie	25
14	warmińsko-mazurskie	13
15	wielkopolskie	23
16	zachodnio-pomorskie	50
Ogólna liczba profili		670

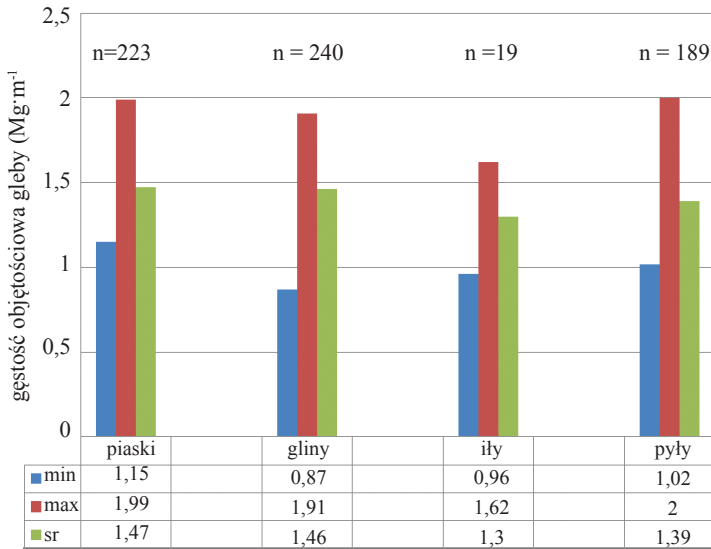
Źródło: Czyż E.A., dane niepublikowane zasoby własne IUNG-PIB.



Rysunek 4. Ilość i procentowy udział badanych profili glebowych w poszczególnych województwach (objaśnienie: pierwsza liczba wskazuje ilość profili glebowych, druga procentowy udział próbek w stosunku do całego zbioru badanych profili)

Źródło: Czyż E.A., dane niepublikowane zasoby własne IUNG-PIB.

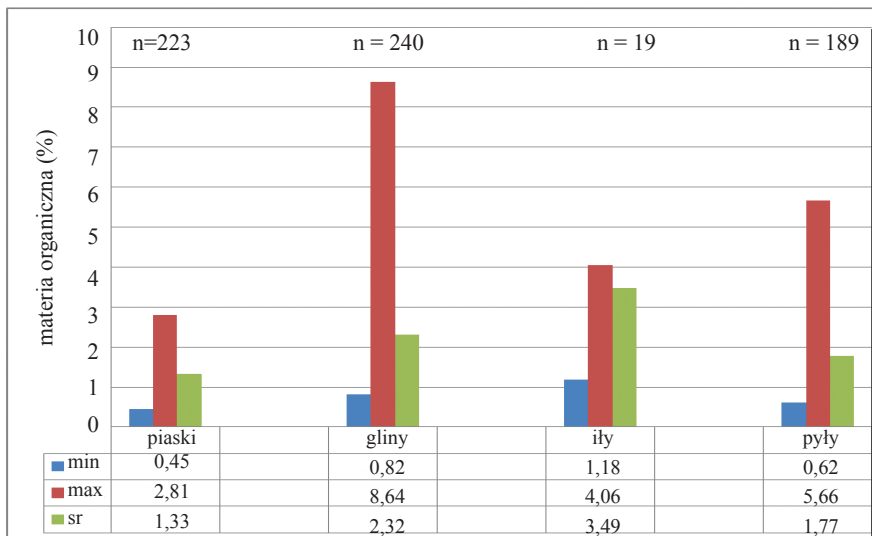
Syntetyczne zestawienie zmienności gęstości objętościowej gleb z zakresami i wartościami średnimi dla poszczególnych grup granulometrycznych przedstawia rysunek 5. Zawartości substancji organicznej w ornej warstwie gleb Polski wskazują, że najniższe wartości mają piaski zaś największe łą (rys. 6). Również piaski miały najmniejsze zróżnicowanie zawartości substancji organicznej w glebach, zaś największe gliny.



Rysunek 5. Zmienność zakresów gęstości objętościowej gleb (wartości minimalne, maksymalne i średnie) dla poszczególnych grup granulometrycznych gleb w warstwie ornej Polski.

Objaśnienie n= 223, 240, 19 i 189 oznacza liczbę profili glebowych

Źródło: Czyż E. A., dane niepublikowane zasoby własne IUNG-PIB.

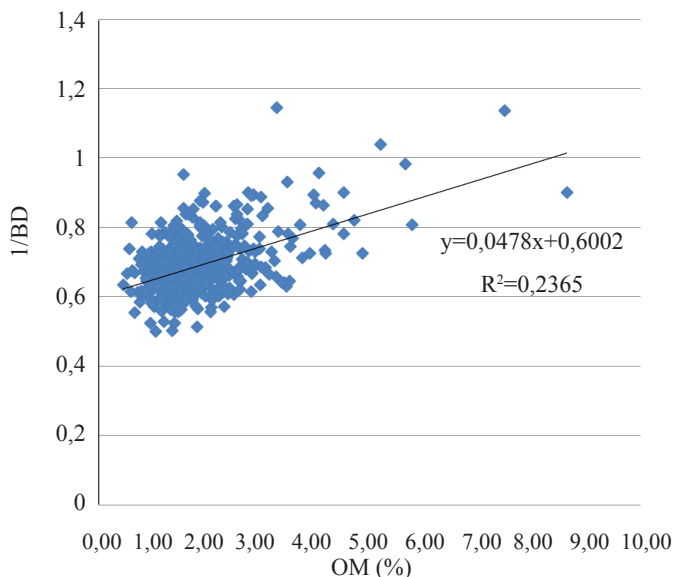


Rysunek 6. Zmienność zakresów zawartości substancji organicznej (wartości minimalne, maksymalne i średnie) dla poszczególnych grup granulometrycznych gleb w warstwie ornej Polski.

Objaśnienie n= 223, 240, 19 i 189 oznacza liczbę profili glebowych

Źródło: Czyż E.A., dane niepublikowane zasoby własne IUNG-PIB.

Na podstawie tych badań stwierdzono wpływ wzrastającej zawartości materii organicznej, OM (w %), na obniżenie wartości gęstości objętościowej badanych gleb, BD (rys. 7).



Rysunek 7. Wpływ zawartości materii organicznej, OM, na wartość gęstości objętościowej, BD, w warstwie ornej badanych gleb (n=670 profili glebowych)

Źródło: dane i badania własne niepublikowane

Gęstość objętościowa gleb zależy, więc w głównej mierze od ich składu granulometrycznego (uziarnienia). Im większy jest stopień rozdrobnienia części mineralnych gleby, tym większa jest jej porowatość i mniejsza gęstość objętościowa. Materia organiczna obniża gęstość objętościową wskutek mniejszej gęstości związków organicznych. Wpływ zawartości materii organicznej w glebie na gęstość stałej fazy ($r = -0,88$) i gęstość objętościową gleby ($r = -0,62$) potwierdziły badania (137). Zależności gęstości gleby od zawartości materii organicznej przedstawiano również w pracach (63-65, 69, 71-73, 164, 165).

Tarkiewicz i Nosalewicz (150) wykazali, że wraz ze wzrostem zawartości materii organicznej w glebach zmniejsza się ich podatność na zagęszczenie. Podatność gleb na zagęszczenie zależy w dużej mierze od ich uziarnienia, a szczególnie od procentowej zawartości frakcji cząstek spławialnych ($\phi < 0,02$ mm). Słowik i Jurkiewicz i Domżał (144) oraz Walczyk i Frankowicz (158) wykazali, że podatność gleby na ugniatanie jest skorelowana z zawartością cząstek koloidalnych.

Podatność gleb na zagęszczenie – model podatności gleb z 2007 roku

W 2007 roku Stuczyński i in. (147) opracowali pierwszy model matematyczny podatności gleb na zagęszczenie w oparciu o oryginalny model regresyjny Alcor (96), z przyporządkowanymi metodą ekspercką dla poszczególnych gatunków gleb, wartościami parametrów, które nie były mierzone (tj. spójność, kąt tarcia wewnętrznego, przewodność hydrauliczna K_{sat} , wilgotność dla pF4.2; 2.5 i przy pełnym nasyceniu, gęstość objętościowa). Następnie w oparciu o ten model opracowali numeryczną mapę podatności gleb w Polsce na zagęszczenie (rys. 8). Zmiennymi niezależnymi w modelu Alcor były: gęstość objętościowa gleby, pojemność powietrzna, woda dostępna dla roślin, woda niedostępna dla roślin, przewodność hydrauliczna w stanie pełnego nasycenia gleby wodą, procentowa zawartość próchnicy, kohezja i kąt tarcia wewnętrznego. Zmienną zależną była podatność na zagęszczenie (ang. *pre-compression stress*), PS, wyrażona w (kPa), przy wilgotności gleby odpowiadającej połowej pojemności wodnej. Przyjęto klasyfikację podatności na zagęszczenie jak w tabeli 5.

Tabela 5

Klasyfikacja podatności gleb na zagęszczenie w Polsce

Podatność na zagęszczenie	wyszczególnienie „ <i>pre-compression stress</i> ” (kPa)
Niska	>150
Średnia	90 – 150
Wysoka	< 90

Źródło: Stuczyński i in. 2007 (147).

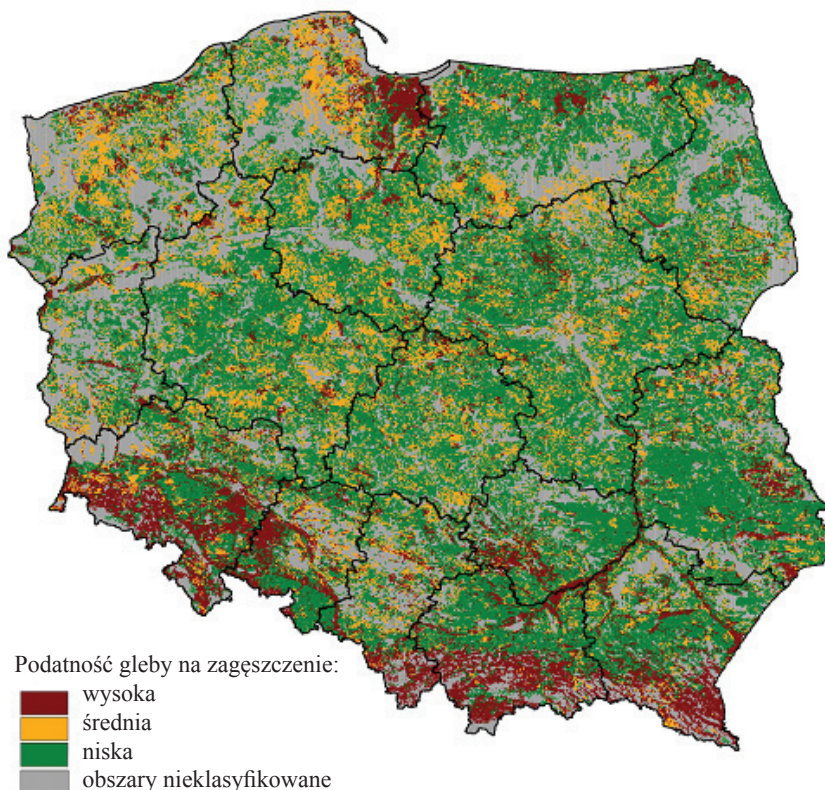
Modyfikacja dotychczasowych modeli Alcor i opracowanie mapy numerycznej podatności gleb na zagęszczenie „*pre-compression stress*” (PS)

W roku 2011 w Zakładzie Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów IUNG-PIB w Puławach dokonano modyfikacji dotychczasowych modeli podatności gleb na zagęszczenie (96, 147) poprzez uwzględnienie oprócz dobrze rozpoznanych parametrów charakteryzujących skład granulometryczny, również parametrów uaktualnionych dla wzorcowych profili glebowych (n=670). Podatność ornej warstwy gleb na zagęszczenie, wartość PS, oszacowana została również przy użyciu modelu regresyjnego Alcor (96) gdzie:

- zmiennymi niezależnymi w modelu są:
 - gęstość objętościowa gleby (dla n=670)
 - pojemność powietrzna (różnica wilgotności objętościowych odpowiadających pełnemu nasyceniu i połowej pojemności wodnej),
 - woda dostępna dla roślin (różnica połowej pojemności wodnej i punktu trwałego wędnięcia),

- woda niedostępna dla roślin (wilgotność w punkcie trwałego więdnięcia),
- przewodność hydrauliczna w stanie pełnego nasycenia gleby wodą,
- procentowa zawartość próchnicy (dla $n=670$),
- kohezja (spójność (dla $n=670$),
- kąt tarcia wewnętrzznego (dla $n=670$); zaś
- zmienną zależną jest podatność gleby na zagęszczenie pod wpływem krytycznej wartości nacisku, PS (ang. *pre-compression stress*), wyrażony w (kPa), przy wilgotności gleby odpowiadającej połowej pojemności wodnej.

Pierwszy model podatności gleb na zagęszczenie z 2007 r. (147) zweryfikowano w roku 2011 i uzupełniono o oryginalne i aktualne dane glebowe (m.in.: skład granulometryczny, gęstość objętościową gleb, zawartość substancji organicznej) pochodzące z oznaczeń 670 wzorcowych profili glebowych. Ponadto zmodyfikowano i uzupełniono dane dotyczące kohezji gleby oraz kąta tarcia wewnętrznego różnych gatunków gleb (tab. 6) i wyznaczono odpowiednie równania pedotransferu danych



Rysunek 8. Podatność gleb na zagęszczenie w Polsce

Źródło: Stuczyński in., 2007 (147).

(ptf) dla brakujących grup granulometrycznych.

Tabela 6

Wartości glebowych parametrów: spójność gleby (kohezja) i kąt tarcia wewnętrznego
– przyjęte do modelu Alcor

Wyszczególnienie	Spójność, c (kPa)		Kąt tarcia wewnętrznego, γ (°)	
	wartość użyta w modelu	wartości podawane w literaturze [ref]	wartość użyta w modelu	wartości podawane w literaturze [ref]
zp	0	0 [1]	38	36-42 [3]
zg	20	20 +/-10 [1]	35	34-37 [3]
pl	0	0 [1]	36	34-37 [3]
plp	0	0 [1]	30	30-31 [3]
ps	0	0 [1]	32	31-33 [3]
psp	0	0 [1]	30	27-29 [3]
pgl	0	0 [1]	32	29-32 [3]
pglp	0	0 [1]	30	29-32 [3]
pgm	20	20 [1]	22	20-25 [3]
pgmp	20	20 [1]	22	20-25 [3]
gl	20	20 [1]	18	16-21 [3]
glp	20	25 +/-10 [1]	18	16-21 [3]
gs	25	25 +/-10 [1]	18	16-21 [3]
gsp	25	25 +/-10 [1]	18	16-21 [3]
gc	25	17-47 [1]	13	9-13 [3]
gcp	25	25 +/-10 [1]	10	6-10 [3]
i	23	0-23 [1], 0-40 [2]	17	5-20 [2]
ip	13	3-13 [3]	14	5-20 [2]
plz	24	24-48 [2]	22	20-30 [2]
pli	24	24-48 [2]	20	20-30 [2]

Źródło: [1] Geotechdata.info, Cohesion, <http://geotechdata.info/parameter/cohesion> (as of April 29, 2011). www.geotechdata.info/parameter/cohesion, (87); [2] Koloski, J.W., S.D. Schwarz, D.W. Tubbs, 1989. Geotechnical properties of geologic materials. Engineering Geology in Washington, Washington Division of Geology and Earth Resources Bulletin 78(1). (105); [3] Wiłun Z. Zarys geotechniki. Wydawnictwo Komunikacji i Łączności, WKŁ, Warszawa 1987: 1-192. (160).

Modyfikacja modeli Alcor i opracowanie mapy numerycznej podatności gleb na zagęszczenie „pre-compression stress” (PS) /*

W modelu Alcor „pre-compression stress” dalej w tekście oznaczono jako PS/*, wyjaśniany jest przez nieliniowe równania regresji wielokrotnej dla każdej z 5 grup granulometrycznych osobno (oparte o podział na frakcje piasku *sand* i łu *clay*). Równania te ze względu na znaczną nieliniowość i różnorodne metody ich

wprowadzenia (potęgi, logarytmy, funkcja sinus) są nieprzejrzyste i nieporównywalne nawet między poszczególnymi grupami. Podział na grupy rodzi także problemy związane z nieciągłością modelu Alcor na granicach poszczególnych grup granulometrycznych (zdarzają się w pewnych przypadkach różnice przewidywanej wartości PS przy zmianie klasyfikacji grupy na sąsiednią przekraczające 100%).

Budowa modelu przestrzennej zmienności PS w oparciu o model Alcor „w czystej postaci” jest niepraktyczna ponieważ duża część wymaganych zmiennych takich jak:

- spójność, c ,
- kąt tarcia wewnętrznego, γ, p
- rzewodność hydrauliczna, K_{sat}
- wilgotności dla pF4.2; 2.5 i przy pełnym nasyceniu

nie jest znana z wystarczającej liczby profili które mają znaną lokalizację przestrzenną. Do ich wyznaczenia stosuje się metody polegające bądź na przypisaniu do poszczególnych gatunków gleb występujących na mapie glebowo-rolniczej wartości średnich znanych z wcześniejszych badań, bądź na użyciu funkcji pedotransferu pozwalających określić powyższe parametry w oparciu o znane, z wystarczającą rozdzielczością przestrzenną, zawartości poszczególnych frakcji składu granulometrycznego i próchnicy.

W celu wyeliminowania tych słabości modelu Alcor, a przy tym wykorzystania zawartych w nim unikalnych informacji o PS (kPa) dla gleb o znacznym podobieństwie do tych jakie występują w Polsce (*model Alcor skalibrowano w oparciu o gleby Niemiec*) i w roku 2011 opracowano nowy model uproszczony, skalibrowany na przewidywaniach modelu Alcor, model regresyjny oparty jedynie o zawartości poszczególnych frakcji składu granulometrycznego i próchnicy. Model opracowano na podstawie bazy danych glebowych pochodzących z 670 profili wzorcowych poprzez obliczenie z modelu Alcor wartości PS (*pre-compaction stress*), a następnie potraktowaniu ich jako zmiennej zależnej.

Zmienne modelu Alcor takie jak wilgotności θ dla pF4.2; 2.5 (tj. potencjału wody glebowej 1500 kJ.m^{-3} i 30 kJ.m^{-3} , odpowiednio) i pełnym nasyceniu zostały określone w oparciu o równanie van Genuchtena (152) opisujące krzywą retencji:

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left(1 + (\alpha h)^{1-\frac{1}{n}}\right)},$$

której parametry określono za pomocą równań Wöstenai i n. (169):

$$\theta_s = 0,7919 + 0,001691 * C - 0,29619 * BD - 0,000001491 * S^2 + 0,0000821 * OM^2 + 0,02427 * C^{-1} + 0,01113 * S^{-1} + 0,01472 * \ln(S) - 0,0000733 * OM * C - 0,000619 * BD * C - 0,001183 * BD * OM - 0,0001664 * \text{topsoil} * S$$

$$\theta_r = 0,01$$

$$\alpha = \text{Exp}(-14,96 + 0,03135 * C + 0,0351 * S + 0,646 * \text{OM} + 15,29 * \text{BD} - 0,192 * \text{topsoil} - 4,671 * \text{BD}^2 - 0,000781 * C^2 - 0,00687 * \text{OM}^2 + 0,0449 * \text{OM}^{-1} + 0,0663 * \ln(S) + 0,1482 * \ln(\text{OM}) - 0,04546 * \text{BD} * S - 0,4852 * \text{BD} * \text{OM} + 0,00673 * \text{topsoil} * C)$$

$$n = 1 + \text{Exp}(-25,23 - 0,02195 * C + 0,0074 * S - 0,1940 * \text{OM} + 45,5 * \text{BD} - 7,24 * D^2 + 0,0003658 * C^2 + 0,002885 * \text{OM}^2 - 12,81 * \text{BD}^{-1} - 0,1524 * S^{-1} - 0,01958 * \text{OM}^{-1} - 0,2876 * \ln(S) - 0,0709 * \ln(\text{OM}) - 44,6 * \ln(\text{BD}) - 0,02264 * \text{BD} * C + 0,0896 * \text{BD} * \text{OM} + 0,00718 * \text{topsoil} * C)$$

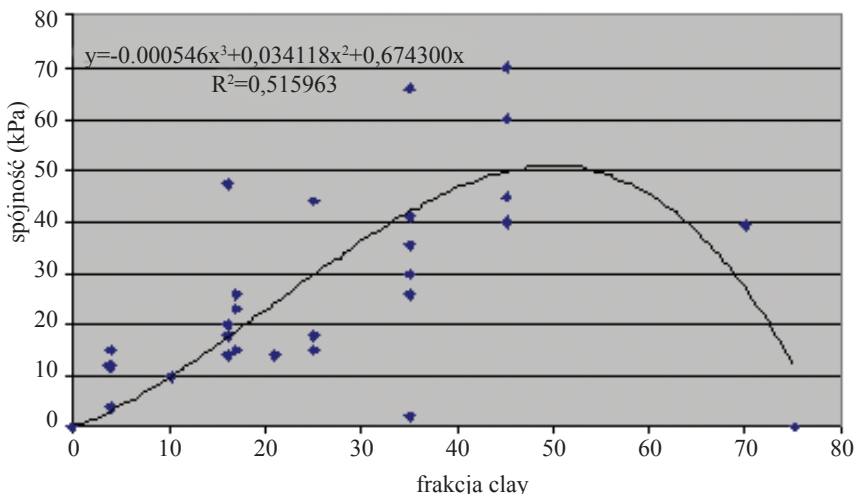
gdzie: OM – oznacza zawartość próchnicy w %; BD – gęstość objętościowa; C – procent frakcji łu ‘clay’; S – procent frakcji pyłu ‘silt’; topsoil zmienna równa 1 dla warstwy ornej i 0 dla innych warstw.

Za pomocą równania Wösten i in. (169) określono także wykorzystywaną w modelu Alcor przewodność hydrauliczną K_{sat} (m/s):

$$K_{\text{sat}} = (1/24/3600) * \text{Exp}(7,755 + 0,0352 * S + 0,93 * \text{topsoil} - 0,967 * \text{BD}^2 - 0,000484 * C^2 - 0,000322 * S^2 + 0,001 * S^{-1} - 0,0748 * \text{OM}^{-1} - 0,643 * \ln(S) - 0,01398 * \text{BD} * C - 0,1673 * \text{BD} * \text{OM} + 0,02986 * \text{topsoil} * C - 0,03305 * \text{topsoil} * S)$$

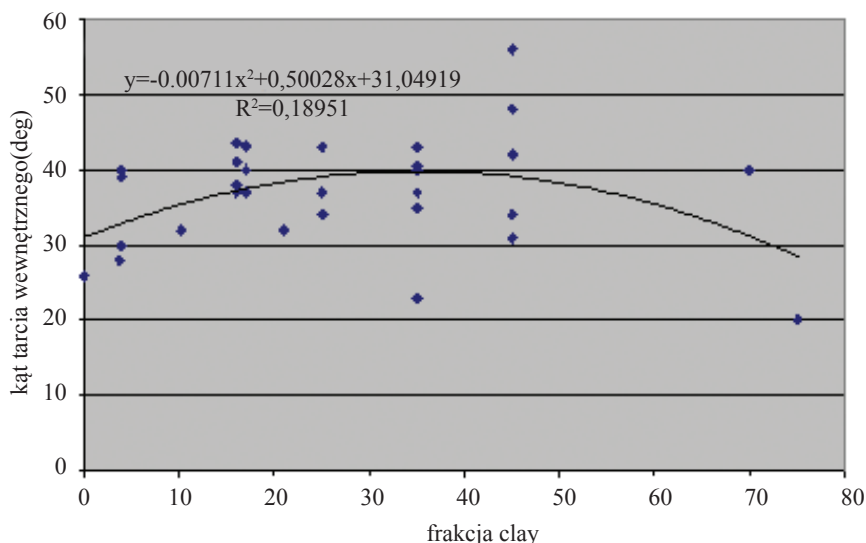
gdzie: OM – oznacza zawartość próchnicy w %; BD – gęstość objętościowa; C – procent frakcji łu ‘clay’; S – procent frakcji pyłu ‘silt’; topsoil - zmienna równa 1 dla warstwy ornej i 0 dla innych warstw.

Wartości spójności i kąta tarcia wewnętrzznego, ze względu na brak szczegółowych danych odpowiadających podziałowi na gatunki gleb występujące na mapie glebowo-rolniczej określono w oparciu o równania pedotransferu wyznaczone na podstawie danych, które posłużyły do opracowania modelu Alcor (96):



Rysunek 9. Zmienność wartości spójności gleb w zależności od zawartości frakcji łu *clay*

Źródło: dane i opracowanie własne niepublikowane.



Rysunek 10. Wpływ zawartości frakcji łu ‘clay’ na wartość kąta tarcia wewnętrznego gleb
 Źródło: dane i opracowanie własne niepublikowane.

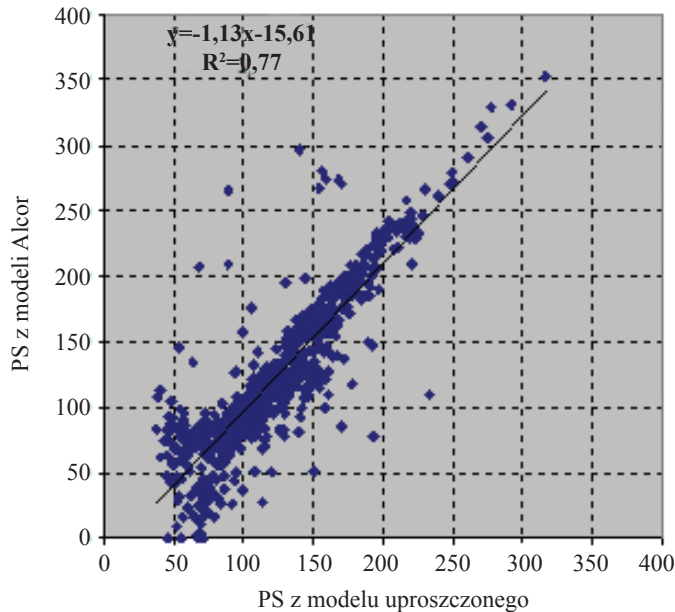
Po wyliczeniu z modelu Alcor wartości PS_{Alcor} (tj. podatności gleb na zagęszczenie „pre-compression stress”) poszukiwano funkcji pedotransferu, którą dalej określa się jako model uproszczony PS, w postaci równania liniowego względem gęstości objętościowej BD, w której współczynniki są funkcjami zmiennych charakteryzujących uziarnienie: frakcji cząstek spławalnych $F_{<0,02}$, frakcji pyłu $F_{0,1-0,02}$ ich iloczynów oraz ich kwadratów.

Ze względu na skorelowanie zmiennych niezależnych, współczynników równania poszukiwano metodą regresji krokowej grzbietowej przy użyciu pakietu STATISTICA (w równaniu pozostawiane są tylko wyrazy statystycznie istotne na poziomie 0,05):

$$PS = 366 - 0.77F_{<0,02} - 0.57F_{0,1-0,02})BD - (376 - 0.016F_{<0,02}^2), R^2 = 0,68$$

gdzie: BD – oznacza wartość gęstości objętościowej gleb, wartość BD została skorygowana tak samo jak w modelu Alcor poprzez ograniczenie jej zmienności do przedziału od 1,3 do 2,1 (jeśli gęstość gleby jest większa niż 2,1 przyjmuje się że BD = 2,1; a gdy mniejsza od 1,3 przyjmuje się BD = 1,3).

W celu oszacowania rzeczywistych zdolności predykcyjnych modelu wykreślono przewidywane przez model Alcor wartości PS_{Alcor} w funkcji wartości PS przewidywanych przez model uproszczony (rys. 11):



Rysunek 11. Porównanie wartości PS przewidywanych przez model Alcor i przez model uproszczony wykorzystujący informacje o gęstości objętościowej.

Źródło: dane i opracowanie własne niepublikowane.

Z uwagi na potrzebę porównywalności z opracowaniami międzynarodowymi opracowano analogiczne równanie zastępując frakcje cząstek spławianych i pyłu frakcjami o nazwie ‘clay’ i ‘silt’, odpowiednio:

$$PS = 365 - 1,4F_{<0,02} - 0,62F_{0,05-0,002})BD - (381 - 0,039F_{<0,02}^2 - 0,05-0,002}), \quad R^2=0,68, \quad R^2=0,69$$

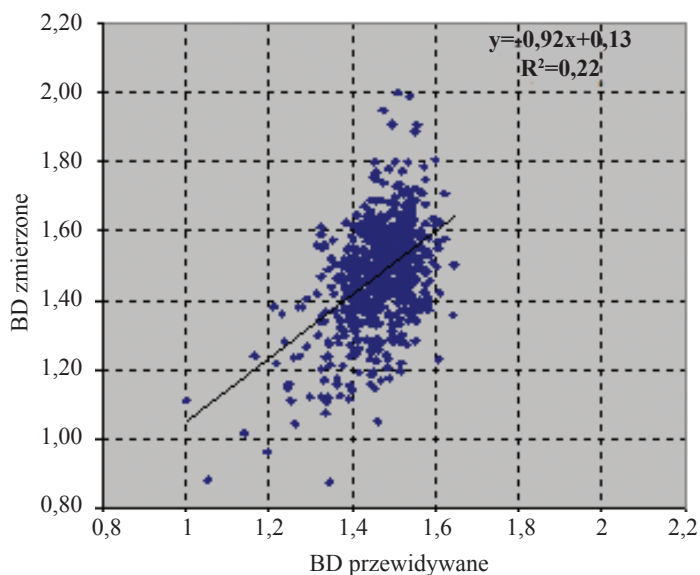
Znalezione równania, pod warunkiem znajomości wartości gęstości objętościowej, BD, wyjaśniają rzeczywistą zmienność PS w około 50% (współczynniki determinacji R^2 modelu Alcor wynoszą powyżej 70%, a dla proponowanego modelu 77% stąd $0,7 \cdot 0,77 = 0,54$).

Znaczące uproszczenie modelu Alcor okupione zostało zatem utratą zdolności przewidywania o ok. 16 punktów procentowych (z ok. 70% do 54%). Jest to jednak oszacowanie nie uwzględniające efektu nieciągłości modelu Alcor, która została usunięta poprzez zastąpienie 5 równań jednym. Prawdopodobne jest zatem, że proponowany model uproszczony wyjaśnia więcej niż 54% zmienności PS.

W sytuacji gdy nie jest znana wartość gęstości objętościowej gleby, BD, może być ona określona za pomocą funkcji pedotransferu znalezionej w oparciu o wspomnianą bazę 670 profili:

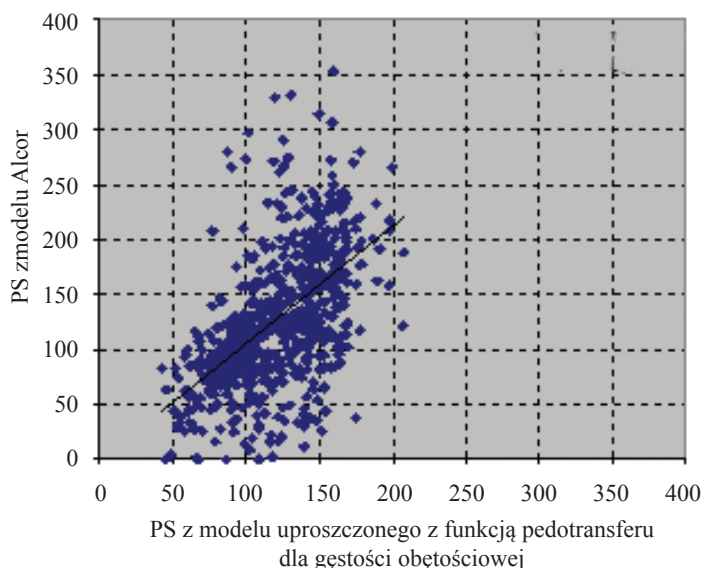
$$BD = 1 / (0,047 \cdot OM + 0,00087 \cdot F_{0,1-0,02} + 0,574); \quad R^2=0,27$$

gdzie: BD – oznacza gęstość objętościową gleby, OM – zawartość materii organicznej w glebie, $F_{0,1-0,02}$ – frakcja granulometryczna gleby o średnicy 0,1-0,02mm.



Rysunek 12. Porównanie przewidywanych i zmierzonych wartości gęstości objętościowej
Źródło: dane i opracowanie własne niepublikowane.

Model w małym stopniu wyjaśnia zmienność wartości gęstości objętościowej gleb, BD, jednak nie istnieją dużo lepsze modele dla gleb Polski.

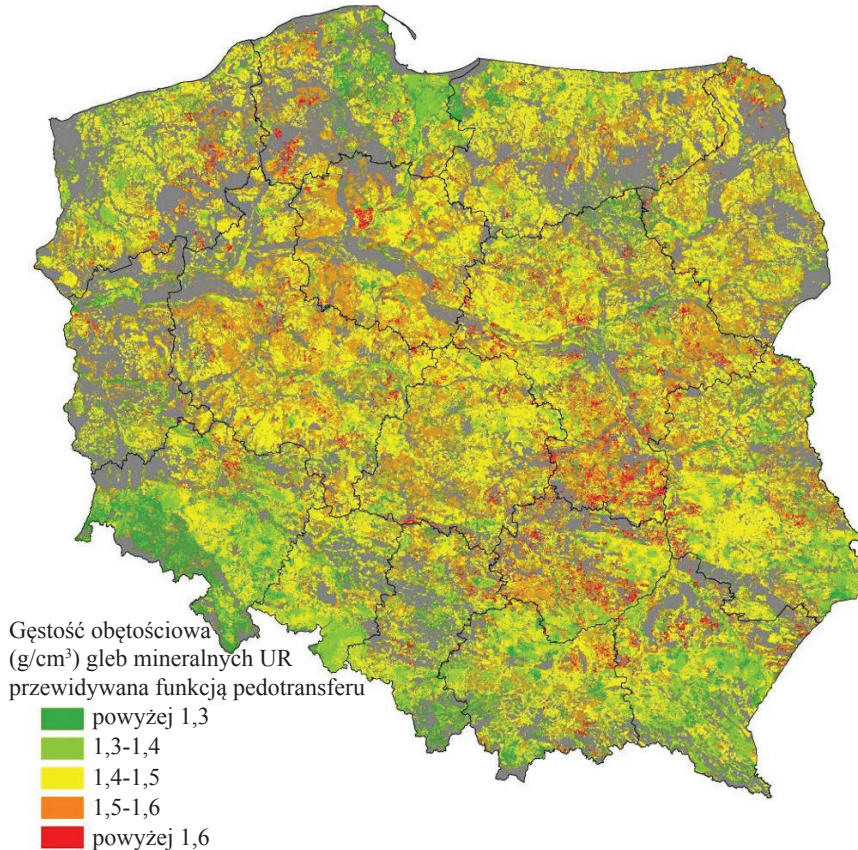


Rysunek 13. Porównanie wartości PS przewidywanych przez model Alcor i przez model uproszczony nie wykorzystujący informacji o gęstości objętościowej

Źródło: dane i opracowanie własne niepublikowane.

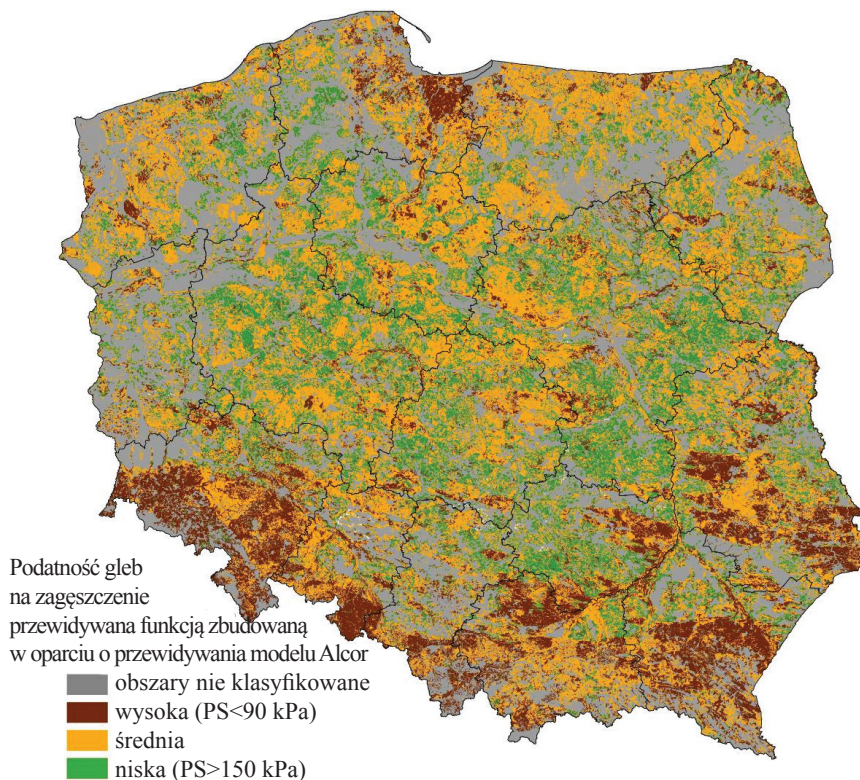
Użycie zaproponowanej funkcji powoduje, że model uproszczony z funkcją pedotransferu dla gęstości objętościowej gleb, BD, wyjaśnia zmienność PS w około 22% ($0,7 \cdot 0,32 = 0,22$).

Zaproponowany model uproszczony wykorzystujący wartości gęstości objętościowej, BD, określony uzyskaną funkcją pedotransferu (rys. 14) został wykorzystany do opracowania mapy wartości PS („*pre-compression stress*”) dla Polski (rys. 15).



Rysunek 14. Gęstość objętościowa gleb użytków rolnych w Polsce przewidywana na podstawie funkcji pedotransferu (mapa numeryczna opracowana na podstawie funkcji ptf)

Źródło: opracowanie własne niepublikowane.



Klasyfikację podatności gleb na zagęszczenie przyjęto za opracowaniem (147):

Podatność na zagęszczenie	wartość krytyczna nacisku PS „pre-compression stress” (kPa)
Niska	>150
Średnia	90 - 150
Wysoka	< 90

Rysunek 15. Podatność gleb na zagęszczenie w Polsce - opracowany nowy model 2011,

IUNG-PIB Puławy

Źródło: dane i opracowanie własne niepublikowane (Czyż i in. 2011; opracowanie równań ptfA. Łopatka).

Mapy te powstały w oparciu o mapę glebowo-rolniczą w skali 1:100000 z przyporządkowanymi wartościami składu granulometrycznego (frakcja części spławialnych i pyłu) oraz zawartości próchnicy. Wielkości te zostały przyporządkowane do poligonów mapy z bazy zawierającej około 45000 profili wzorcowych w ten sposób aby zapewnić maksymalne podobieństwo profilu i wielkości charakteryzujących poligon na mapie (147).

Procentowy udział powierzchni użytków rolnych w różnych klasach podatności na zagęszczenie przedstawiono w tabeli 7. Natomiast zestawienie powierzchni gleb użytków rolnych w różnych klasach podatności gleb na zagęszczenie według modeli z 2011 roku na tle opracowanego modelu z 2007 roku (147) zawiera tabela 8.

Tabela 7

Udział powierzchni gleb użytków rolnych (w %) w różnych klasach podatności gleb na zagęszczenie

Województwo	Średnia podatność (kPa)	Udział powierzchni w poszczególnych klasach podatności gleb na zagęszczenie (%)		
		Niska*/	Średnia*/	Wysoka*/
dolnośląskie	91,1	53,6	35,2	11,1
kujawsko-pomorskie	134,0	9,1	54,5	36,4
lubelskie	109,0	36,8	43,4	19,8
lubuskie	120,9	20,9	49,5	29,7
łódzkie	132,4	13,1	53,2	33,8
małopolskie	98,0	44,7	46,5	8,8
mazowieckie	134,1	14,3	46,1	39,6
opolskie	98,2	43,7	45,6	10,7
podkarpackie	99,9	49,6	37,6	12,7
podlaskie	134,5	15,9	55,0	29,2
pomorskie	113,0	27,9	50,4	21,7
śląskie	107,6	38,8	41,4	19,8
świętokrzyskie	130,1	27,1	37,3	35,5
warmińsko-mazurskie	121,8	14,2	67,2	18,5
wielkopolskie	134,6	8,9	52,8	38,3
zachodniopomorskie	124,4	14,5	61,9	23,6
Polska	119,0	25,6	48,6	25,8

Źródło: Czyż i in. (2011) oraz dane i opracowanie własne niepublikowane.

*/ Zastosowano tu klasyfikację podatności gleb na zagęszczenie za opracowaniem (147):

Podatność gleb na zagęszczenie	wartość krytyczna nacisku PS „pre-compression stress” (kPa)
*/ Niska	>150
*/ Średnia	90 - 150
*/ Wysoka	< 90

Tabela 8

Zestawienie powierzchni gleb użytków rolnych w różnych klasach podatności na zagęszczenie wg. modelu z roku 2011*/ na tle opracowanego modelu z roku 2007**/

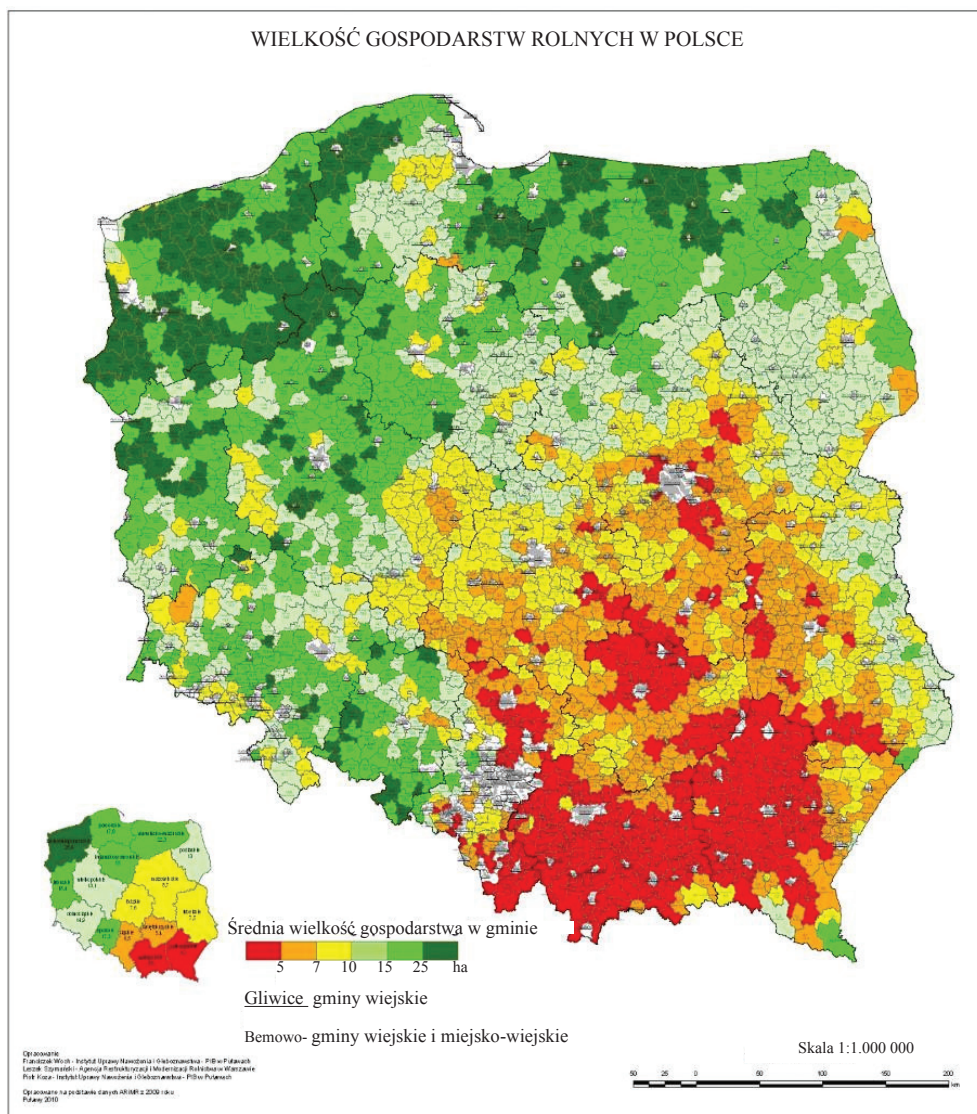
Wyszczególnienie	średnia podatność (kPa)	Podatność na zagęszczenie					
		niska		średnia		wysoka	
		ha	%	ha	%	ha	%
POLSKA (2011) */	119,0	3976188	25,6	7543934	48,6	4013879	25,8
POLSKA (2007)**/	164,0	10594727	62,7	3703857	21,9	2600317	15,4

Źródło: dane opracowanie własne nowy model z 2011r. Czyż i in. 2011 (40) /* na tle modelu z 2007r. Stuczyński i in.2007, (147) **/.

Według przyjętego z roku 2007 modelu podatności gleb na zagęszczenie (147), oszacowana w kraju łączna powierzchnia gleb wysoce narażonych na zagęszczenie, w wyniku niewłaściwych technik uprawy sprzętem o zbyt dużych naciskach i w warunkach nadmiernego uwilgotnienia, wynosi 2 600 316 ha, co stanowi około 15% użytków rolnych. Modyfikacja tego modelu podatności gleb na zagęszczenie z 2007r. przeprowadzona w roku 2011 w oparciu o aktualne dane wzorcowych profili glebowych (n=670), wykazała że gleby o wysokiej podatności na zagęszczenie zajmują znacznie większy obszar naszego kraju niż dotychczas twierdzono i wynosi on 4 013 879 ha, co stanowi około 26% użytków rolnych w Polsce (tab. 8). Dużym udziałem gleb o wysokiej podatności na zagęszczenie charakteryzuje się pokrywa glebowa województwa mazowieckiego (40%), wielkopolskiego (38%) i kujawsko-pomorskiego (36%). Szczególnie w tych województwach ze względu na powszechne stosowanie ciężkiego sprzętu rolniczego zagęszczenie gleb może stanowić i być istotnym czynnikiem pogarszającym warunki siedliskowe na użytkach rolnych (tab. 7). Przy tym zaznaczyć należy, że według GUS (91, 92) powierzchnia użytków rolnych w Polsce uległa zmniejszeniu z 16,2 mln ha (2007 r.) do 15,5 mln ha (2010 r.). Co więcej gleby w naszym kraju wykazują duże zróżnicowanie pod względem granulometrycznym i charakteryzują się małą zawartością materii organicznej, co determinuje ich podatność na ugniatanie. Dla badanych 760 profili glebowych średnia zawartość materii organicznej w warstwie ornej wynosiła 2,23%. W niniejszych badaniach stwierdzono, że poszczególne gleby wykazują zróżnicowany stopień podatności na zagęszczanie również w zależności od tekstury i zawartości substancji organicznej. Przestrzenne rozmieszczenie tych gleb tworzy dużą mozaikę, co jest cechą charakterystyczną dla pokrywy glebowej w Polsce (107, 108). Szczególnie niekorzystne warunki uprawy z tego punktu widzenia występują w dolinach rzecznych, na zwięzłych madach, glinach ciężkich i łąkach nadmiernie uwilgotnionych w okresie wykonania prac uprawowych. Skutki zagęszczenia na tych glebach są długotrwałe i trudno odwracalne.

Przesłanki przeciwdziałania zagęszczeniu gleb

Współcześnie wielkość gospodarstw, a co za tym idzie i intensywność gospodarowania w Polsce wykazuje duże zróżnicowanie. Najwięcej gospodarstw powyżej 25 ha posiadają gminy w województwie zachodniopomorskim, natomiast najbardziej rozdrobnione gospodarstwa o małej powierzchni poniżej 5 ha mają województwa podkarpackie i małopolskie. Wielkość gospodarstw rolnych w poszczególnych gminach i województwach zobrazowano na mapie (rys. 16) opracowanej przez W o c h a i i n. (163).



Rysunek 16. Wielkość gospodarstw rolnych w Polsce

Źródło: Woch i in., 2010 (163).

Biorąc pod uwagę warunki naszego kraju i perspektywy zmian organizacyjno-ekonomiczne do 2020 roku w Polskim rolnictwie, Zięta (172) podaje, że dominować będzie w najbliższej przyszłości model rolnictwa zachodnioeuropejskiego oparty na gospodarstwach rodzinnych. Dalej autor dodaje, że obok tej formy prawno-organizacyjnej występować będą również inne formy prawne, np. spółki z o.o., szczególnie w regionach Północnej i Zachodniej Polski, gdzie do 1990 roku dominowały

gospodarstwa państwowe. Zdaniem autora, co się tyczy gospodarstw rodzinnych, które będą formą dominującą obserwuje się nasilające się zjawisko polaryzacji polegające na powstawaniu z jednej strony gospodarstw towarowych z tendencją do powiększania powierzchni i produkcji, a z drugiej strony gospodarstw o małej powierzchni (do 5 ha użytków rolnych, UR). Zwiększanie się liczby i udziału w użytkowaniu ziemi tych grup gospodarstw następuje kosztem gospodarstw z przedziału 5-20 ha UR. Gospodarstwa towarowe o powierzchni ponad 15 ha użytkują obecnie około 44% UR, a ich udział w produkcji towarowej wynosi ponad 60%. Poziom intensywności produkcji w tej grupie gospodarstw jest wysoki i będzie wzrastał, powodując obciążenie środowiska naturalnego. Podmioty te będą jednak zmuszone do stosowania metod produkcji przyjaznych dla środowiska naturalnego. Należy przypuszczać, że dominować w nich będzie system tzw. integrowanej produkcji i zasady dobrej praktyki rolniczej. Natomiast druga grupa gospodarstw o małej powierzchni nastawiona głównie na zaspokajanie własnych potrzeb będzie prowadzić ekstensywny system produkcji, co nie jest równoznaczne z przestrzeganiem zasad dobrych praktyk rolniczych. Ponadto w większości gospodarstwa te dysponują wyeksploatowanym sprzętem rolniczym. Polaryzacja powierzchni gospodarstw będzie także źródłem problemów społecznych, szczególnie rolników prowadzących gospodarstwa o powierzchni 5-20 ha. Część z nich przejdzie do grupy gospodarstw o małej powierzchni nastawionych na samo zaopatrzenie i nie będzie zdolna do podejmowania dodatkowej pracy poza rolnictwem. Autor na zakończenie swych rozważań pisze, że "(...) w Polsce w przyszłości dominować będzie model rolnictwa dualnego, w którym występować będą dwie grupy gospodarstw: tzw. socjalne i towarowe."

Z tego względu zapobieganie zagęszczeniu gleb i dalszy rozwój sytuacji zależy w znacznym stopniu od modelu organizacyjnego i systemów uprawy roli w gospodarstwach. Na obszarach występowania dużych gospodarstw należy zakładać scenariusz upowszechnienia się uprawy zredukowanej (tj. uproszczonej), połączonej z mniejszą liczbą przejazdów ugniatających glebę, sprzętem o mniejszych naciskach jednostkowych na koło. Stosowanie tych technik, na co wskazują wyniki badań, wydatnie zmniejsza zagęszczenie. Sprzyjają tym uprawom powierzchnie dużych gospodarstw rolnych, wspomniane gospodarstwa rolne o dużym areale (np. w województwie zachodnio-pomorskim. Z kolei, z uwagi na rozdrobnioną strukturę rolnictwa w Polsce i ograniczone możliwości inwestycyjne, większość małych gospodarstw pozostanie przy tradycyjnych technikach uprawy roli, niekorzystnych z punktu widzenia ryzyka degradacji fizycznej gleb, szczególnie gospodarstwa o małym areale (np. województwo podkarpackie - ryunek 16).

Scenariusz powyższy można traktować jako najbardziej realny, w wyniku czego powierzchnia gleb o dużym ryzyku degradacji fizycznej przez nadmierne zagęszczanie pozostanie na niezmiennym poziomie, z niewielką tendencją spadkową na obszarach funkcjonowania większych gospodarstw stosujących uproszczone techniki uprawy roli. Sprzyjają tym uprawom powierzchnie dużych gospodarstw rolnych, głównie

w województwie zachodnio-pomorskim. Równocześnie nie należy zapominać, że na terenach o małym areale gospodarstw, między innymi w województwie lubelskim, są także indywidualne gospodarstwa rolnicze, np. w miejscowości Rogów, o dużych powierzchniach z nowoczesnym sprzętem do uprawy i zbiorów płodów rolnych, gdzie stosowane są zredukowane, konserwujące systemy uprawy roli i świadome inwestycje producenta - rolnika w ochronę i zrównoważony rozwój środowiska. Zastosowanie w tym gospodarstwie prawidłowych technik uprawowych i uproszczonych systemów uprawy roli zapewnia właściwe warunki do wzrostu i plonowania roślin, a wykorzystywanie szerokich ścieżek przejazdowych, odpowiedniego szerokiego ogumienia kół ciągników i przyczep podczas żniw zapobiega degradacji gleby. Od wielu lat i aktualnie w tym gospodarstwie rolnym z dużym sukcesem prowadzi badania IUNG-PIB w Puławach i inne ośrodki naukowe.

W ostatnim latach niekorzystnym zjawiskiem jest również obserwowana intensyfikacja zmianowań i wprowadzanie monokultur zbożowych oraz odchodzenie od nawożenia organicznego i uprawy roślin wieloletnich w zmianowaniu na obszarach gospodarki bezzinwentarzowej.

W Polsce w chwili obecnej nie funkcjonuje żaden instrument polityki ukierunkowany bezpośrednio na przeciwdziałanie zagęszczeniu gleb – jednak pośrednio realizacja pakietów ochrony gleb i wód oraz rolnictwa zrównoważonego przyczynia się do zapobiegania fizycznej degradacji gleb.

Wśród zalecanych działań ograniczających negatywne zjawisko nadmiernego zagęszczenia gleb najbardziej efektywne są:

- stosowanie konserwujących uproszczonych systemów uprawy roli,
- zmniejszenie do minimum ruchu pojazdów rolniczych przy wysokiej wilgotności gleby,
- agregatowanie maszyn i zmniejszanie liczby przejazdów,
- używanie stałych ścieżek przejazdowych,
- stosowanie prawidłowego zmianowania roślin,
- stosowanie niskiego ciśnienia powietrza w ogumieniu,
- stosowanie bliźniaczych kół ciągników i zastępowanie ciągników kołowych gąsienicowymi lub tzw. 'pasowymi'.

Podsumowanie

Na podstawie wieloletnich badań stwierdzono, że nadmierne zagęszczenie gleb powoduje wiele niekorzystnych skutków środowiskowych i produkcyjnych, gdyż:

1. Zwiększa ciężar objętościowy gleby,
2. Uszkadza i zaburza strukturę gleby,
3. Zmniejsza napowietrzanie gleby,
4. Zmniejsza retencję wody w glebie i ilości wody dostępnej dla roślin,
5. Ogranicza szybkość przenikania wody (zmniejsza przewodność wody w glebie),

6. Powoduje wzrost spływu powierzchniowego i erozję gleby,
7. Zwiększa straty składników odżywczych,
8. Ogranicza rozwój korzeni,
9. Powoduje niedobory składników odżywczych dla roślin,
10. Zmniejsza wydajność upraw (ilość i jakość plonu).

Na podstawie badań własnych i przeglądu literatury przytoczono 10 argumentów i wykazano, dlaczego należy eliminować i ograniczać nadmierne zagęszczenie gleby.

Otrzymane przez autorów niniejszego opracowania wyniki badań nad gęstością gleb użytków rolnych, umożliwiły oszacowanie stanu zagęszczenia wierzchniej warstwy gleb i w roku 2011 stworzenie "nowego" modelu podatności gleb na zagęszczenie. Przeprowadzona analiza w oparciu o aktualne dane glebowe i opracowany model wykazała, że gleby o wysokiej podatności na zagęszczenie zajmują znacznie większy obszar naszego kraju niż dotychczas twierdzono i wynosi on 4 013 879 ha, co stanowi około 26% użytków rolnych w Polsce.

Na podstawie przeprowadzonych badań opracowano mapę numeryczną podatności gleb na zagęszczenie. Wyniki zgromadzone w bazie danych glebowych z zakresu badanych parametrów gęstości objętościowej gleb dla obszaru całej Polski o nazwie 'bank. DATA COMPACTION' i zawartości materii organicznej o nazwie 'bank. DATA OM', stanowią unikalny zbiór danych glebowych znajdujących zastosowanie w badaniach agrotechnicznych i erozyjnych, jak również wykorzystywanych do celów praktycznych w ocenie wpływu techniki i technologii uprawy roli na fizyczną jakość gleb oraz w ocenie zagrożeń środowiskowych związanych z oddziaływaniem mechanizacji w rolnictwie. Dane te posłużą do ilościowego charakteryzowania warunków siedliskowych ważnych z punktu widzenia potrzeb roślin i systemów uprawy oraz ochrony środowiska, a także kształtowania zagęszczenia gleb w krajobrazie rolniczym w różnych skalach: pola, regionu i kraju.

Literatura

1. Alakukku L.: Persistence of soil compaction due to high axle load traffic. 11 Long-term effects on the properties of fine-textured and organic soils. *Soil and Tillage Research*, 1996, **37**: 223-238.
2. Alakukku L.: Response of annual crops to subsoil compaction in a field experiment on clay soil lasting 17 years. In: Horn R., van den Akker, J.J.H., Arvidsson J. (Eds.). *Subsoil compaction: Distribution, processes and consequences*. *Advances in GeoEcology* 32, Catena Verlag, Reiskirchen, Germany, 2000, 205-208.
3. Alaoui A., Lipiec J., Gerke H.: A review of the changes in the soil pore system due to soil deformation: A hydrodynamic perspective. *Soil and Tillage Research*, 2011, **115-116**: 1-15.
4. Ali M., Jensen C. R., Mogensen V. O., Andersen M. N., Henson I. E.: Root signaling and osmotic adjustment during intermittent soil drying sustain grain yield of field grown wheat. *Field Crops Res*, 1999, **62**: 35-52.
5. Arvidsson J.: *Soil compaction in Agriculture – from soil stress to plant stress*. Doctoral Thesis. Agraria 41, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden, 1997.
6. Arvidsson J., Hansson I.: A model for estimating crop yield losses caused by soil compaction. *Soil and Tillage Research*, 1991, **20**: 319-332.

7. Arvidsson J.: Subsoil compaction caused by heavy sugar beet harvesters in southern Sweden. I. Soil physical properties and crop yield in six field experiments. *Soil and Tillage Research*, 2001, **60**: 67-78.
8. Assouline S.: Modeling the relationship between soil bulk density and the water retention curve. *Vadose Zone Journal*, 2006, **5**: 554-563.
9. Assouline S., Tavares-Filho J., Tessier D.: Effect of compaction of soil physical and hydraulic properties: Experimental results and modeling. *Soil Science Society of America Journal*, 1997, **61**: 390-398.
10. Atkinson B. S., Sparkes D. L., Mooney S. J.: Effect of seedbed cultivation and soil macrostructure on the establishment of winter wheat (*Triticum aestivum*). *Soil and Tillage Research*, 2009, **103**: 291-301.
11. Batey T.: Soil compaction and soil management – a review. *Soil Use Manage*, 2009, **25**: 335-345.
12. Bednarz W.: Wpływ stopnia zagęszczenia gleby kołami ciągnika na jej aktywność biologiczną. *Rocz. Nauk Rol.*, 1985, **76-C-1**: 9-23.
13. Birkás M.: Environmentally-Sound Adaptable Tillage. Akademia Kiado, Budapest, Hungary, 2008.
14. Błazejczak D., Dawidowski J. B., Śnieg M., Tomaszewicz T.: Oddziaływanie gęstości i składu gleby na ocenę stanu jej zagęszczenia. *Inżynieria Rolnicza*, 2008, **4(102)**: 127-132.
15. Błazejczak D., Tomaszewicz T., Dawidowski J. B., Śnieg M.: Właściwości fizykomechaniczne warstwy podornej gleby dla wybranych roślin uprawnych. *Inżynieria Rolnicza*, 2002, **5(38)**: 197-204.
16. Buliński J.: Możliwości zmniejszenia ugniatania gleby agregatami rolniczymi. *Przegl. Techn. Roln i Leśnej*, 1994, **6**: 4-5.
17. Buliński J.: Zagęszczenie gleby w różnych technologiach uprawy roślin i związane z tym opory orki. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, 1998.
18. Busscher W. J., Lipiec J., Bauer P. J., Carter T. E.: Root penetration of artificial compacted hard layers. *Bibliotheca Fragmenta Agronomica*, 1997, **2A/97**: 119-122.
19. CEC (Commission of the European Communities). Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Thematic Strategy for Soil Protection. SEC(2006)620 and SEC(2006)1165. Brussels, 2006a.
20. CEC (Commission of the European Communities). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council, establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC. Brussels, 2006b.
21. Chen G., Weil R. R.: Penetration of cover crop roots through compacted soils. *Plant and Soil*, 2010, **331**, 31-43.
22. COM(2006) 231final. Propozycja Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady ustanawiającej ramy ochrony gleb i zmieniającej dyrektywę 2004/35/WE /etap dyskusji/, 2006. 231.
23. COM(2006) 231final. Uwarunkowania prawne precyzują podstawowe funkcje gleby i określają zagrożenia. Przyjęta we wrześniu 2006 r. przez Parlament Europejski „Strategia tematyczna w dziedzinie ochrony gleby”, 22 September 2006, Brussels.
24. Czyż E. A.: Badanie zmian gęstości, warunków aeracyjnych i potencjału oksydoredukcyjnego w glebie gliniastej pod wpływem przejazdów ciągnika. VII Międzynarodowa Sesja Naukowa „Technika rolnicza i jej rola w kształtowaniu środowiska rolniczego”, Szczecin, 16-17 marca 1995a, 111-112.
25. Czyż E. A.: Badanie zmian gęstości, warunków aeracyjnych i potencjału oksydoredukcyjnego w glebie piaskowej pod wpływem przejazdów ciągnika. VII Międzynarodowa Sesja Naukowa „Technika rolnicza i jej rola w kształtowaniu środowiska rolniczego”, Szczecin, 16-17 marca 1995b, 109-110.
26. Czyż E. A.: Effects of traffic on soil aeration, bulk density and growth of spring barley. *Soil and Tillage Research*, 2004a, **79(2)**: 153-166.

27. Czyż E. A.: The study of the relationship between soil compactness and soil aeration. International Conference „Soil compaction as a factor determining plant productivity”, Lublin, Poland, 5-9 June, 1989, 47-48.
28. Czyż E. A.: Ugniatanie gleby kołami ciągnika a warunki aeracyjne i plonowanie jęczmienia. I Międzynarodowe Sympozjum „Ekologiczne aspekty mechanizacji nawożenia, ochrony roślin i uprawy gleby”. Wydawnictwa IBMER Warszawa, 17 czerwca, 1994, 68-73.
29. Czyż E. A.: Wpływ systemów uprawy roli na uwilgotnienie i zagęszczenie gleby ciężkiej oraz plonowanie kukurydzy. *Fragmenta Agronomica*, 2004b, **3(83)**: 21-30.
30. Czyż E. A.: Wpływ zagęszczenia gleb mineralnych w różnych warunkach uwilgotnienia na ich aerację, potencjał oksydoredukcyjny i zawartość azotu azotanowego i amonowego. *Wyd. IUNG Puławy*, 1992, seria **R (300)**: 27-50.
31. Czyż E. A., Dexter A.R.: Prediction of the effects of tillage in relation to soil organic matter content. In: Borowski P.F., Klimkiewicz M., Powalka M. (Eds.) Selected problems of soil tillage systems and operations. Faculty of Production Engineering. Warsaw University of Life Sciences, WEMA Warsaw, 2010a, 11-21.
32. Czyż E. A., Dexter A. R.: Soil crumbling during tillage as a function of soil organic matter content. *Int. Agrophysics*, 2011a, Vol. **25**, No **3**: 215-221.
33. Czyż E. A., Dexter A. R.: Soil physical properties as affected by traditional, reduced and no-tillage for winter wheat. *Int. Agrophysics*, 2009, Vol. **23**, No **4**: 319-326.
34. Czyż E. A., Dexter A. R.: Turbidity in Encyclopedia of Agrophysics edited by J. Glinski, J. Horabik, J. Lipiec., Springer Verlag, Heidelberg The Netherlands, 2011b, 938-940.
35. Czyż E. A., Dexter A. R.: Wpływ przejazdów ciągnikiem po polu na zmiany warunków wodnych gleby piaskowej. (Effect of tractor passes in the field on changes in the water status of sand soils). IX Międzyn. Symp. „Ekologiczne Aspekty Mechanizacji Produkcji Roślinnej”, 19-20 września 2002, Wydawnictwa IBMER Warszawa, 2002, 96-101.
36. Czyż E. A., Dexter A. R.: Wpływ zagęszczenia na jakość fizyczną gleb. Zeszyty Naukowe Południowo-Wschodniego Oddziału Polskiego Towarzystwa Inżynierii Ekologicznej z Siedzibą w Rzeszowie i Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego Oddział w Rzeszowie, 2010b, Nr. **13**: 27-29.
37. Czyż E. A., Dexter A. R.: Wpływ zagęszczenia na zmiany zakresów wody użytecznej dla roślin w glebie piaskowej oraz plon jęczmienia jarego. *Wydawnictwa Naukowe FRNA*, 1999, **1**: 11-13.
38. Czyż E. A., Dexter A. R., Dębowska H.: Ocena oddziaływania zróżnicowanych systemów uprawy roli na stabilność pyłu ilastego w uprawie pszenicy ozimej. Referaty i doniesienia. II Konferencja Nauk nt. „Agrofizyka w inżynierii produkcji i ochronie środowiska”. PTA, Krasiczyn, 15-17 września, 2010a, 47-48.
39. Czyż E. A., Dexter A. R., Gałę O. P.: Determination of soil stability in relation to ecological agriculture. In: Borowski P. F., Klimkiewicz M., Powalka M. (Eds.) Selected problems of soil tillage systems and operations. Faculty of Production Engineering. Warsaw University of Life Sciences, Warsaw 2010, 2010b, 22-34.
40. Czyż E. A., Dexter A. R., Jadczyż J., Łopatka A., Podolski B., Stuczyński T., Niedźwiecki J., Nowocień E., Wawer R.: Przestrzenna ocena stanu zagęszczenia i stabilności struktury gleb. Raport z tematu statutowego IUNG-PIB 2.4.2. Materiały IUNG-PIB w Puławach, 2011: 1-141.
41. Czyż E. A., Dexter A. R., Niedźwiecki J.: Wpływ niektórych parametrów fizycznych fazy stałej gleby na retencję wodną w warstwie ornej gleb mineralnych. *Zesz. Probl. Postęp. Nauk Rol.* 2006, **508**: 27-39.
42. Czyż E. A., Dexter A. R., Stanek-Tarkowska J., Dębowska H.: Oddziaływanie systemów uprawy roli na właściwości i jakość fizyczną wybranych gleb. Referaty i doniesienia. II Konferencja Nauk nt. „Agrofizyka w inżynierii produkcji i ochronie środowiska”. PTA, Krasiczyn, 15-17 września, 2010c, 49-51.

43. Czyż E. A., Dexter A. R., Terelak H.: Content of readily-dispersible clay in the arable layer of some Polish soils. In: Pagliai M., Jones R. (Eds.) Sustainable Land Management-Environmental Protection. A Soil Physical Approach. Advances in GeoEcology 2002, **35**: 115-124.
44. Czyż E. A., Gajda A. M.: Zmiany parametrów jakości i żyzności gleby brunatnej właściwej pod wpływem stosowania konserwujących systemów uprawy roli. Międzynarodowa Konferencja Naukowa nt. „Nowe Trendy w Agrofizyce”, połączona z uroczystymi obchodami Jubileuszu 40-lecia Instytutu Agrofizyki PAN, Lublin, 10-11.06.2008, Wyd. Nauk. FRNA Lublin, 2008, 58-59.
45. Czyż E. A., Kukiery U.: The effect of soil bulk density and water content on soil aeration, nitrogen forms and barley yield. 14th ISTRO Conference “Agroecological and economical aspects of soil tillage”, Puławy, Poland, 27-31 July, Bibliotheca Fragmenta Agronomica, 1997, **2A/97**: 163-166.
46. Czyż E. A., Stanek-Tarkowska J., Dexter A. R., Dębowska H.: Wpływ różnych systemów uprawy roli na stabilność gleb w wodzie. Zeszyty Naukowe Południowo-Wschodniego Oddziału Polskiego Towarzystwa Inżynierii Ekologicznej z Siedzibą w Rzeszowie i Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego Oddział w Rzeszowie. 2010, **13**: 37-39.
47. Czyż E. A., Stanek-Tarkowska J., Dexter A. R., Dębowska H.: Wpływ konserwującej uprawy roli na kształtowanie właściwości fizycznych gleby pylastej w rejonie Podkarpacia. Zeszyty Probl. Postępu Nauk Rol., 2009, **543**: 12-24.
48. Czyż E. A., Tomaszewska J.: Changes of aeration conditions and the yield of sugar beet on sandy soil of different density. Polish J. of Soil Sci. 1993a, vol. **XXVI/1**: 1-9.
49. Czyż E. A., Tomaszewska J.: Changes of bulk density and soil moisture in different tillage systems of maize (*Zea mays* L.) Monoculture on the alluvial soil. International Symposium “Sustainable Agricultural Development and Rehabilitation”. Tallinn, Estonia, 20-24 August, 1996, 84-87.
50. Czyż E. A., Tomaszewska J.: Determination of optimum density of some soils for growth and yielding of spring barley. 14th ISTRO Conference “Agroecological and economical aspects of soil tillage”, Puławy, Poland, 27-31 July, Bibliotheca Fragmenta Agronomica, 1997, **2A/97**: 159-162.
51. Czyż E. A., Tomaszewska J.: Rozwój i plonowanie jęczmienia jarego na glinie ciężkiej przy różnych stanach jej zagęszczenia pod wpływem przejazdów kołami ciągnika. III Międzyn. Sympozjum „Ekologiczne aspekty mechanizacji nawożenia, ochrony roślin i uprawy gleby”, Wydawnictwa IBMER Warszawa, 25 września, 1996: 189-194.
52. Czyż E. A., Tomaszewska J.: Study of the response of spring barley to an increase in the compaction of a loess soil. Proceedings Symposium „Land and Soil Protection”, Tallinn, Estonia, 6-12 July, 1994, 119-123.
53. Czyż E. A., Tomaszewska J.: The effect of different compaction of sandy and loamy soils on their physical properties and the spring barley yield. Polish J. of Soil Sci., 1993b, vol. **XXVI/1**: 11-17.
54. Czyż E. A., Tomaszewska J.: Wpływ zagęszczenia gleby lessowej na rozwój i plonowanie jęczmienia jarego. Pam. Puł., 2002, **130/I**: 91-97.
55. Czyż E. A., Tomaszewska J., Dexter A. R.: Response of spring barley to changes of compaction and aeration of sandy soil under model conditions. International Agrophysics, 2001, **15(1)**: 9-12.
56. Dechniak I., Lipiec J.: Przewodnictwo wodne gleby w strefie nienasyconej i metody jego pomiaru. Probl. Agrof., 1980, 32: 47.
57. Dawidowski B.: Proces ugniatania gleby i metoda prognozowania jej zagęszczenia w zmechanizowanych technologiach prac polowych. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Szczecinie, 1995, Nr Rozprawy 163.
58. Dawidowski B., Śnieg M.: Wyznaczanie naprężeń granicznych gleby w kontekście oceny jej podatności na ugniatanie mechanizmami jezdnyimi agregatów rolniczych. Prace Przemysłowego Instytutu Maszyn Rolniczych, 1997, vol. **42, 1**: 12-14.

59. De la Rosa D., Diaz-Pereira E., Czyż E. A., Dexter A. R., Dumitru E., Enache R., Fleige H., Horn R., Mayol F., Rakai K., Simota C.: SIDASS project part 2: Soil erosion as a function of soil types and crop management in a Sevilla olive area, southern Spain. *Soil and Tillage Research*, 2005, **82**: 19-28.
60. De la Rosa D., Simota C., Horn R., Rajkaj K., Dexter A. R., Czyż E. A., Fleige H., Dumitru E., Enache R., Mayol F.: SIDASS - Soil erosion as a function of tillage practices and hydraulic properties – A database for European soil. Paper no. 1056, Symposium No. 38, Proc. 17th World Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand, 14-21 August, 2002, 1-10.
61. Dexter A. R.: Changes in the matric potential of soil water with time after disturbance by moulding. *Soil and Tillage Research*, 1990, **16**: 35-50.
62. Dexter A. R.: Physical properties of tilled soils. *Soil and Tillage Research*, 1997, **43**: 41-63.
63. Dexter A. R.: Soil physical quality. Part I: theory, effects of soil texture, density and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*, 2004a, **120**: 201-214.
64. Dexter A. R.: Soil physical quality. Part II: friability, tillage, tilth and hard-setting. *Geoderma*, 2004b, **120**: 215-226.
65. Dexter A. R.: Soil physical quality. Part III: unsaturated hydraulic conductivity and general conclusions about S-theory. *Geoderma*, 2004c, **120**: 227- 239.
66. Dexter A. R.: Soil structure: the key to soil function. In: Pagliai Marcello and Jones Robert (Eds.). *Sustainable Land Management-Environmental Protection. Advances in GeoEcology*, 2002, **35**: 55-69. Catena Verlag, Reiskirchen, 598.
67. Dexter A. R., Bird N. R. A.: Methods for predicting the optimum and the range of water contents for tillage based on the water retention curve. *Soil and Tillage Research*, 2001, **57**: 203-212.
68. Dexter A. R., Birkás M.: Prediction of the soil structures produced by tillage. *Soil and Tillage Research*, 2004, **79**: 233-238.
69. Dexter A. R., Czyż E. A., Birkás M., Dumitru E., Enache R., Fleige H., Horn R., Rajkai K., De la Rosa D., Simota C.: SIDASS project Part 3: The optimum and the range of water content for tillage – further development. *Soil and Tillage Research*, 2005, **82**: 29-37.
70. Dexter A. R., Czyż E. A.: Application of S-theory in the study of soil physical degradation and its consequences. *Land Degrad. Develop.*, 2007, **18**: 369-381.
71. Dexter A. R., Czyż E. A.: Soil physical quality. Abstract in Proceedings of NATO Advanced Research Workshop on Soil Quality in Relation to Sustainable Development of Agriculture and Environmental Security in Central and Eastern Europe. Puławy, Poland, 13-17 October, 1997, 39-41.
72. Dexter A. R., Czyż E. A.: Soil physical quality and the effects of management. In: M.J. Wilson and B. Maliszewska-Kordybach (Eds.) *Soil Quality, Sustainable Agriculture and Environmental Security in Central and Eastern Europe*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht /Boston/ London 2000 Published in the Netherlands cooperation with NATO Science Affairs Division. Kluwer Academic Publishers Dordrecht, 2000: 153-167.
73. Dexter A. R., Richard G., Arrouays D., Czyż E. A., Jolivet C., Duval O.: Complexed organic carbon controls soil physical properties. *Geoderma*, 2008, **144**: 620-627.
74. Dexter A. R., Watts C. W.: Tensile strength and friability. In: Smith K.A. and Mullins C.E. (Eds.) *Soil Analysis: Physical Methods*, 2nd Edition, Marcel Dekker Inc., New York, 2000: 405-433.
75. Dexter A. R., Zoebisch M. A.: Degradation, critical limits of soil properties and irreversible. In: Lal R. (Ed.) *Encyclopedia of Soil Science*, Marcel Dekker, New York, 2002: 272-276.
76. Domżał H.: Compaction of the soil phase and its role in the formation of water-air properties of soils. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 1983, **220**: 137-150.
77. Domżał H.: Wpływ zagęszczenia gleby na zawartość wody silnie związanej oraz retencję wody użytkowej i produkcyjnej. *Rocz. Glebozn.*, 1979, **30**, **3**: 47-72.
78. Domżał H., Gliński J., Lipiec J.: Soil compaction research in Poland. *Soil and Tillage Research*, 1991, **19**, **2-3**: 99-109.

79. Domżał H., Hodara J.: Physical properties of three soils compacted by machine wheels during field operations. *Soil and Tillage Research*, 1991, **19**, 2-3: 227-235.
80. Domżał H., Pranał J.: Wodoodporność agregatów glebowych jako wskaźnik degradacji gleb wywołanej użytkowaniem rolniczym. *Fragm. Agronom.*, 1994, **11**, 3: 22-34.
81. Domżał H., Słowińska-Jurkiewicz R., Turcki J., Hodara J.: Ugniatanie jako czynnik kształtujący fizyczne właściwości gleby. *Roczniki Nauk Rolniczych. Seria D. Monografie*, tom 198, PWN Warszawa, 1984, 1-102.
82. Dzienia S., Piskier T., Wereszczaka J.: Wpływ systemów uprawy roli na fizyczne właściwości gleby i plonowanie pszenżyta ozimego. *Mat. Międzynar. Symp. Nauk nt. „Ekologiczne aspekty mechanizacji, nawożenia, ochrony roślin i uprawy gleby”*. IBMER Warszawa, 1995, 165-169.
83. Dzienia S., Sosnowski A., Hofman-Kąkol I.: Wpływ ugniatania gleby i roślin przez ciągniki na fizyczne właściwości gleby, zachwaszczenie oraz plony jęczmienia i pszenicy. Zmiany niektórych właściwości fizycznych gleby. *Rocz. Nauk Rol.*, 1990, A, **104/4**: 21-29.
84. Dzienia S., Sosnowski A.: Możliwości zastosowania siewu bezpośredniego na glebie kompleksu żyniego dobrego w warunkach klimatycznych Pomorza Zachodniego. *Rocz. Nauk Rol.*, 1991, A, **109**, 2: 157-173.
85. Etana A., Håkansson I., Zagal E., Bucas S.: Effects of tillage depth on organic carbon content and physical properties in five Swedish soils. *Soil and Tillage Research*, 1999, **52**: 129-139.
86. Ferrero A., Lipiec J., Nosalewicz A., Parana S.: Conventional tillage or permanent grass cover in hillside vineyards: effects on soil physical characteristics. *Physical Methods in Agriculture - Approach to Precision and Quality 20(PMA)01*, Czech University of Agriculture, Prague, 27-30.08.2001, 2000, 88-92.
87. Geotechdata.info, Cohesion, <http://geotechdata.info/parameter/cohesion> (as of April 29, 2011). www.geotechdata.info/parameter/cohesion
88. Gliński J., Stępniewski W.: Reakcja roślin na stan aeracji gleby. *Probl. Agrofizyki*, 1985, 45.
89. Gliński J., Stępniewski W.: *Soil Aeration and Its Role for Plants*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 1985.
90. Gliński J., Stępniewski W., Łabuda S.: Pobieranie tlenu i wydzielanie dwutlenku węgla w środowisku glebowym. *Problemy Agrofizyki*, 1983, **44**: 3-39.
91. Główny Urząd Statystyczny, Informacja o wstępnych wynikach Powszechnego Spisu Rolnego 2010. *Użytkowanie gruntów*. Warszawa, 2011.
92. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, 2010. http://www.stat.gov.pl/cps/rde/xbcr/gus/PUBL_rl_psr_raport_z_wynikow_PSR_2010_260711.pdf, 2010.
93. Greenland D. J.: Soil management and soil degradation. *J. Soil Sci.*, 1981, **32**: 301-322.
94. Håkansson I., Lipiec J.: A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. *Soil and Tillage Research*, 2000, **53**: 71-85.
95. Håkansson I.: (Ed.). Special Issue: Subsoil Compaction by High Axle Load Traffic. *Soil and Tillage Research*, 1994: 105-306.
96. Horn R., Fleige A.: A method for assessing the impact of load on mechanical stability and on physical properties of soil. *Soil and tillage Research*, 2003, **73**: 89-99.
97. Horn R., Way T., Rostek J.: Effect of repeated tractor wheeling on stress/strain properties and consequences on physical properties in structured arable soils. *Soil and Tillage Research*, 2003, **73**: 101-106.
98. Horton R., Ankeny M. D., Allmaras R. R.: Effects of compaction on soil hydraulic properties. In: B.D. Soane and C. van Ouwerkerk (Eds.) *Soil Compaction in Crop Production. Developments in Agricultural Engineering*, 1994, **11**: 141-165.
99. Jones C. A.: Effect of soil texture on critical bulk density for root growth. *Soil Sci. Soc. Am.*, 1983, J. **47**: 1208-1211.
100. Karlen D. L., Mausbach M. J., Doren J. W., Cline R. G., Harris R. F., Schuman G. E.: Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). *Soil Science Society of America Journal*, 1997, **61**: 4-10.

101. Kay B. D.: Soil structure and organic carbon: a review. In: R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett, and B.A. Stewart (Eds.) *Soil processes and the carbon cycle*, CRC Press, Boca Raton, Florida, 1998, 169-197.
102. Keller T., Arvidsson J.: Technical solution to reduce the risk of subsoil compaction: effects of dual wheels, tandem wheels and tyre inflation pressure on stress propagation in soil. *Soil and Tillage Research*, 2004, **79(2)**: 191-205.
103. Keller T., Lamandé M., Schjønnig P., Dexter A. R.: Analysis of soil compression curves from uniaxial confined compression tests. *Geoderma*, 2011, **163**: 13-23.
104. Keller T., Trautner A., Arvidsson J.: Stress distribution and soil displacement under a rubber-tracked and a wheeled tractor during ploughing, both on land and within furrows. *Soil and Tillage Research*, 2002, **68**: 39-47.
105. Koloski J. W., Schwarz S. D., Tubbs D. W.: Geotechnical properties of geologic materials. *Engineering Geology in Washington*, Washington Division of Geology and Earth Resources Bulletin, 1989, **78(1)**.
106. Kosowski J., Lipiec J., Tarkiewicz S.: The response of spring barley yield to the degree of soil compactness related to meteorological conditions. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 1990, **396**: 81-87.
107. Krasowicz S., Oleszek W., Horabik J., Dębicki R., Jankowiak J., Stuczyński T., Jadczyzyn J.: Racjonalne gospodarowanie środowiskiem glebowym Polski. *Polish J. of Agron.*, 2011, **7**: 43-58.
108. Krasowicz S., Stuczyński T., Doroszewski A.: Produkcja roślinna w Polsce na tle warunków przyrodniczych i ekonomiczno-organizacyjnych. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2009, **14**: 27-54.
109. Lal R.: Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 1998, **17(4)**: 319-464.
110. Lal R.: Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality, and sustainability. *Soil and Tillage Research*, 1993, **27**: 1-8.
111. Lamandé M., Berisso F., Alakukku L., Wildenschild D., Schjønnig P.: Subsoil compaction of a clay soil persists three decades after heavy wheel traffic; NJF seminar 448: Soil compaction – effects on soil functions and strategies for prevention. Helsinki, Finland, 6–8 March 2012: NJF Report, 2012, **8**, **1**: 49-52.
112. Letey J., Stolzy L. H., Voloras N., Szuszkiewicz T. E.: Influence of soil oxygen on mineral concentration of barley. *Agron. J.*, 1962, **54**: 538-540.
113. Lipiec J.: Crop responses to soil compaction. NJF seminar 448: Soil compaction – effects on soil functions and strategies for prevention. Helsinki, Finland, 6–8 March 2012: NJF Report, 2012, Vol **8**, No **1**: 27-36.
114. Lipiec J.: Wpływ stanu zagęszczenia gleby na wzrost i funkcjonowanie roślin. *Acta Agrophysica*, 2002, **63**: 49-62.
115. Lipiec J., Arvidsson J., Murer E.: Review of modeling crop growth, movement of water and chemicals in relation to topsoil and subsoil compaction. *Soil and Tillage Research*, 2003, **73**: 15-29.
116. Lipiec J., Arvidsson J., Murer E.: Modeling of crop growth, water and chemical movement in relation to topsoil and subsoil compaction: a review. In: Arvidsson J., J.J.H. Van den Akker, Horn R. (Eds.) *European Commission Experiences with the impact and prevention of subsoil compaction in the European Community*, 2000: 25-41.
117. Lipiec J., Dębicki R., Rejman J.: Prognozowanie natężenia erozji wodnej na obszarach użytkowanych rolniczo. *Acta Agrophysica* 1999, **20**: 49-50.
118. Lipiec J., Horn R., Pietrusiewicz J., Siczek A.: Effects of soil compaction on root elongation and anatomy of different cereal plant species. *Soil and Tillage Research*, 2012, **121**: 74-81.
119. Lipiec J., Kosowski J., Tarkiewicz S.: Spring barley yield and root growth in response to the degree of compactness of soil and weather conditions. *Proceedings of Int. Conf. ISTRO Tallinn, Estonia*, 1992, 86-89.

120. Lipiec J., Medvedev V.V., Birkás M., Dumitru E., Lyndina T.E., Rousseva S., Fulajtár E.: Effect of soil compaction on root growth and crop yield in Central and Eastern Europe. *International Agrophysics*, 2003, **17**: 61–69.
121. Lipiec J., Pabin J., Tarkiewicz S.: Soil Compaction in Poland: Assessment and Effects. In: J.J.H. van den Akker, J. Arvidsson, R.Horn (Eds) Experiences with the impact and prevention of subsoil compaction in the European Community. DLO-Staring Centre, Wageningen, The Netherlands, 1999: 180-195.
122. Lipiec J., Rejman J.: Gleba pod kołami. *Academia*, 2007, **3(11)**: 38-390.
123. Lipiec J., Szustak A., Bennicelli R., Kania W.: The influence of soil compaction on water use and growth of spring barley. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 1991, **397**: 40-41.
124. Lipiec J., Tarkiewicz S., Kosowski J., Hakansson I.: Soil physical properties and growth of spring barley related to the degree of compactness of two soils. *Soil and Tillage Research*, 1991, **19(2-3)**: 307-317.
125. Marcinek J.: Parametryzacja środowiska glebowego w aspekcie gospodarki wodnej gleb. *Problemy Agrofizyki*, 1992, **67**: 20-53.
126. Mocek A., Drzymała S., Maszer P.: Geneza, analiza i klasyfikacja gleb. AR Poznań, 1997.
127. Niedźwiecki J., Czyż E.A., Dexter A.R.: Effect of particle size distribution, organic matter and bulk density on saturated hydraulic conductivity of arable soil. In: Dexter A.R. and Czyż E.A. (Eds.) International Workshop PROLAND „Soil Physical Quality”, Puławy, Poland, 2-4 October, 2003, 61-64.
128. Niedźwiecki J., Czyż E. A., Dexter A. R.: Przewodność hydrauliczna warstwy ornej w zależności od parametrów fazy stałej. *Pam. Puł.*, 2006, **142**: 297-307.
129. Niedźwiecki J., Czyż E. A., Dexter A. R., Reszkowska A.: Effect of soil organic matter content on soil physical quality and implications for environmental protection In: *Mat. Int. Conf. "Soil Protection Strategy – Needs and Approaches for Policy support" IUNG-PIB Puławy*, 2006, 106-108.
130. Nosalewicz A.: Ocena wpływu przejazdów ciężkich maszyn rolniczych na zagęszczenie gleby przy użyciu modelu SOCOMO. *Acta Agrophysica*, 2005, **6(30)**: 753-759.
131. Nosalewicz A., Lipiec J.: Wpływ miejscowego zagęszczenia i uwilgotnienia gleby na wzrost i funkcjonowanie korzeni pszenicy. Effect of localised soil compaction and wetness on early root growth and functions. *Acta Agrophysica*, 2002, **78**: 199-208.
132. Nosalewicz A., Lipiec J., Ferrero A.: Wpływ wielostopniowego zagęszczenia gleby na opór penetracji i współczynnik przewodnictwa temperaturowego gleby. *Ogólnopolska Konferencja Naukowa Polskiego Towarzystwa Agrofizycznego pt. "Fizyczna degradacja gleb: prognozowanie, metody ochrony i rekultywacji"*, Lublin, 9.09.1999r.
133. Peth S., Nellesen J., Fischer G., Horn R.: 2010. Non-invasive 3D analysis of local soil deformation under mechanical and hydraulic stresses by μ CT and digital image correlation. *Soil and Tillage Research*, 1999, **111**: 3-18.
134. Polska Norma PN-ISO 11074-4, Jakość gleby. Terminologia. Część 4: Terminy i definicje związane z rekultywacją gleb i terenów, 2005.
135. Poniatowska J.: Gęstość objętościowa gleb mineralnych i jej znaczenie dla warunków rozwoju roślin. *Rocz. Glebozn.*, 2003, **54, 4**: 1-11.
136. Poedt M.P., Koolen A.J., Van der Linden J.P.: FEM analysis of subsoil reaction on heavy wheel loads with emphasis on soil preconsolidation stress and cohesion. *Soil and Tillage Research*, 2003, **73**: 67-76.
137. Pranał J.: Stan fizyczny wybranych gleb Lubelszczyzny. *Rozprawy Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie*. 2011, **353**: 1-129.
138. Siczek A., Lipiec J.: Soybean nodulation and nitrogen fixation in response to soil compaction and surface straw mulching. *Soil and Tillage Research.*, 2011, **114**: 50-56.

139. Simota C., Horn R., Fleige H., Dexter A.R., Czyż E.A., Diaz-Pereira E., Mayol F., Rajkai K., De la Rosa D.: SIDASS project part 1: A spatial distributed simulation model predicting the dynamics of agro-physical soil state for selection of management practices to prevent soil erosion. *Soil and Tillage Research*, 2005, **82**: 15-18.
140. Singh M. J., Kherra K. L.: Physical indicators of soil quality in relation to soil erodibility under different land use. *Arid Land Res. Manag.*, 2009, **23**: 152-167.
141. Siuta J.: Gleba – diagnozowanie stanu i zagrożenia. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 1995.
142. Siuta J., Kucharska A.: Wieloczynnikowa degradacja ziemi w Polsce. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 1997.
143. Sławiński C., Cymerman J., Witkowska-Walczak B., Lamborski K.: Impact of diverse tillage on soil moisture dynamics. *International Agrophysics*, 2012, Vol. **26**, **3**: 301-30.
144. Słowińska-Jurkiewicz A., Domżał H.: The structure of the cultivated horizon of soil compacted by the wheels of agricultural tractors. *Soil and Tillage Research.*, 1991, **19**, **2-3**: 215-226.
145. Soane B. D., van Ouwerkerk C.: (Eds) *Compaction and crop production. Developments in Agricultural Engineering Series*, 11, Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands, 1994, 662.
146. Stuczyński T. i in. (red.). *Obszary o niekorzystnych warunkach gospodarowania w Polsce. IUNG-PIB Puławy*, 2006.
147. Stuczyński T., Kozyra J., Łopatka A., Siebielec G., Jadczyż J., Kozłowski P., Doroszewski A., Wawer R., Nowocień E.: Przyrodnicze uwarunkowania produkcji rolniczej w Polsce. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2007, **7**: 77-115.
148. Szczepańska E., Jaworski P., Ciesielski Z.: *Problemy ochrony i rekultywacji środowiska*. Wyd. UMK. Wrocław. 1994.
149. Ślusarczyk E., Czyż E. A., Tomaszewska J.: Wpływ przejazdu ciągników kołowych na fizyczne właściwości gleby i plonowanie jęczmienia jarego. *Wyd. IUNG Puławy*, 1992, **R (300)**: 69.
150. Tarkiewicz S., Nosalewicz A.: Wpływ zawartości próchnicy w glebach lessowych na ich podatność na zagęszczenie. *Międzynarodowa Konferencja nt: Rola gleby w funkcjonowaniu ekosystemów*” Lublin, 1999, 400.
151. Tyć E.: Wpływ przedsięwziętego spulchnienia albo ugniatania gleby ciężkiej na ważniejsze jej właściwości fizyczne i na plony roślin. *Zesz. Nauk. AR Wrocław Rol.* 1986, **44**: 163-186.
152. Van Genuchten M. T.: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1980, **44**: 892-898.
153. Visitiu O., Czyż E.A., Dexter A. R.: *Soil physical quality – theory and applications for arable soils*. SITECH Publications, Craiova. Romania, 2010: 1-166.
154. Voorhees W. B.: Long-term effect of subsoil compaction on yield of maize. In: Horn R., van den Akker J.J.H., and Arvidsson J. (Eds.) *Subsoil Compaction: Distribution, Processes and Consequences. Advances in GeoEcology 32*, Catena Verlag, Reiskirchen, Germany, 2000, 331-338.
155. Walczak R.: Modelowe badania zależności retencji wodnej od parametrów fazy stałej gleby. *Problemy Agrofizyki*, 1984, **19**: 1-72.
156. Walczak R., Witkowska-Walczak B., Baranowski P.: Soil structure parameters in models of crop growth and yield prediction – physical submodels. *Int. Agrophysics*, 1997, **11**: 111-127.
157. Walczyk M.: Wybrane techniczne i technologiczne aspekty ugniatania gleb rolniczych agregatami ciągnikowymi. *Zesz. Nauk. AR w Krakowie*, 1995, **202**: 108.
158. Walczyk M., Frankowicz R.: Wpływ wybranych wilgotności i obciążeń na zagęszczenie gleby piaszczystej i gliniastej. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 1996, **425**: 275-280.
159. Wawer R., Nowocień E.: Digital map of actual water erosion risk in Poland. A qualitative, vector based approach. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2006, **16(5)**: 763-772.
160. Wiłun Z.: *Zarys geotechniki*. Wydawnictwo Komunikacji i Łączności, WKŁ, Warszawa, 1987, 192.
161. Wittek T.: *Gleby. Stan środowiska w Polsce*. Wyd. PIOŚ Cent. Inf. o Środowisku GRID, Bibl. Monit. Środ., 1993, 58-65.

-
162. Witk T.: Wpływ jakości gleb na plonowanie roślin uprawnych. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 1979, **224**: 35-47.
 163. Woch F. i in.: Monografie i rozprawy naukowe. IUNG-PIB, Puławy, 2011, **32**: 35.
 164. Wojtasik M.: Gęstość naturalna gleb mineralnych. Wyd. Uczeln.WSP w Bydgoszczy, Bydgoszcz, 1995.
 165. Wojtasik M.: Ocena gęstości gleb wytworzonych z glin zwałowych. Roczn. Glebozn., 1989, **40**: 2, 29-42.
 166. Wojtasik M.: Wpływ gęstości gleb na ich użyteczną retencję wodną. Woda – Środ. Wiejskie, 2002a, **2(5)**: 119-128.
 167. Wojtasik M.: Wpływ różnych stanów gęstości gleb na plonowanie roślin. Roczn. AR w Poznaniu, 342, Melior. Inż. Środ. 2002b, **23**: 515-521.
 168. Wolinśka A.: Aktywność dehydrogenazowa mikroorganizmów glebowych i dostępność tlenu w procesie reoksydacji wybranych mineralnych gleb Polski. Acta Agrophysica. Rozprawy i Monografie, 2010, **180**: 1-88.
 169. Wösten J. H. M., Lilly A., Nemes A., Le Bas C.: Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. Geoderma, 1999, **90**: 169-185.
 170. Zhung S., Grip H., Lövdahl L.: Effect of soil compaction on hydraulic properties of two loess soil in China. Soil and Tillage Research, 2006, **90**: 117-125.
 171. Zornoza R., Mataiz-Solera J., Guerrero J., Arcenegui V., García-Orenes F., Mataix-Beneyto J., Morugán A.: Evaluation of soil quality using multiple lineal regression based on physical, chemical and biochemical properties. Sci. Total Environ., 2007, **378**: 233-237.
 172. Ziętara W.: Model polskiego rolnictwa – wobec aktualnych wyzwań. Zeszyty Naukowe SGGW w Warszawie seria Ekonomika i Organizacja Gospodarki Żywnościowej, 2009, **73**.

Adres do korespondencji

prof. dr hab. Ewa A. Czyż
Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 886 34 21 w. 324
e-mail: ewac@iung.pulawy.pl

**Barbara Maliszewska-Kordybach, Bożena Smreczak,
Agnieszka Klimkowicz-Pawlas**

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

ZAGROŻENIE ZANIECZYSZCZENIAMI CHEMICZNYMI GLEB
NA OBSZARACH ROLNICZYCH W POLSCE
W ŚWIETLE BADAŃ IUNG-PIB W PUŁAWACH*

Słowa kluczowe: gleby rolnicze, jakość gleby, zanieczyszczenia gleb, metale, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), pestycydy chloroorganiczne.

Wstęp

W Rezolucji Parlamentu Europejskiego z dnia 13 listopada 2007 r. w sprawie strategii tematycznej w dziedzinie ochrony gleby (30) zanieczyszczenie zostało określone jako jedno z podstawowych zagrożeń dla środowiska glebowego. W Rezolucji tej stwierdzono między innymi, że: „(...) zapobieganie zanieczyszczeniu gleby ma istotne znaczenie dla zachowania odpowiednich właściwości fizyko-chemicznych, a także jakości gleby oraz dla zapewnienia ochrony innych elementów środowiska przyrodniczego, – procedura identyfikacji zanieczyszczonych gruntów musi być powiązana ze spełnieniem warunku śledzenia zagrożeń, aby osiągnąć właściwe i proporcjonalne rozwiązanie problemu (podejście oparte na ocenie ryzyka), – Parlament wspiera Komisję w jej działaniach zmierzających do poszerzenia wiedzy społeczeństwa na temat miejsc zanieczyszczonych i potencjalnie zagrożonych zanieczyszczeniem (...), szczególnie poprzez opracowywanie sprawozdań o stanie gleby”. Dwa ostatnie zalecenia wiążą się ściśle z wieloletnimi badaniami prowadzonymi w IUNG-PIB w zakresie oceny stanu zanieczyszczenia gleb ornych w Polsce.

*Opracowanie zostało przygotowane częściowo w ramach realizacji Grantu NCN 2011/03/B/ST10/05015 „Rola właściwości glebowych w procesach akumulacji trwałych zanieczyszczeń organicznych” oraz zadania 1.2 „Ocena rolniczych i poza rolniczych zagrożeń dla środowiska glebowego oraz opracowanie sposobów usuwania lub ograniczania skutków degradacji gleb na obszarach wiejskich” Programu Wieloletniego IUNG-PIB (Uchwała Nr 175/2011 Rady Ministrów z dnia 6.09.2011).

Gleby wykorzystywane rolniczo (w Polsce prawie 60% ogółu), których główną funkcją jest produkcja żywności pochodzenia roślinnego oraz pasz dla zwierząt, winny podlegać szczególnej ochronie. Ocenia się (10), że około 90% narażenia człowieka na oddziaływanie zanieczyszczeń związane jest z spożywaniem żywności. Pod względem ekologicznym obecność zanieczyszczeń może mieć istotne negatywne oddziaływanie na pełnienie przez gleby funkcji siedliskowej dla szeregu organizmów glebowych i roślin (3, 10, 33). Szkodliwe skutki, jakie wywołują zanieczyszczenia w odniesieniu do zdrowia człowieka oraz organizmów żywych spowodowały, że wiele państw prowadzi stały monitoring zawartości tych związków w środowisku. W Polsce szerokie badania z tego zakresu koncentrowały się często na jakości produktów żywnościowych (27, 28), ponieważ wymagają tego przepisy Unii Europejskiej (6) oraz krajowe (5), które dokładnie określają dopuszczalną zawartość niektórych zanieczyszczeń m.in. w warzywach, owocach czy mięsie. Natomiast badania zawartości zanieczyszczeń w glebach użytkowanych rolniczo były często ograniczane do skali lokalnej lub regionalnej. Nieliczne prace koncentrowały się na wybranych obszarach parków krajobrazowych lub terenów podlegających szczególnej ochronie. Jeszcze na początku lat 90-tych poprzedniego stulecia brak było informacji o stanie zanieczyszczenia gleb użytków rolnych w skali całego kraju. Pierwsze szerokie badania z tego zakresu podjęto wówczas w Instytucie Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach.

Celem opracowania jest przedstawienie informacji o zawartości zanieczyszczeń chemicznych w glebach użytkowanych rolniczo w Polsce w oparciu o wyniki programów badawczych realizowanych w IUNG-PIB w Puławach. Poziomu skażenia tych gleb oceniano na podstawie stosowanych w kraju systemów oceny poziomu zanieczyszczenia gleb i gruntów w porównaniu do danych międzynarodowych.

Źródła i rodzaje zanieczyszczeń gleb

Zagrożenia prowadzące do zanieczyszczenia gleb można rozpatrywać z różnych punktów widzenia.

Ze względu na charakter źródeł oraz skalę skutków wyróżnia się zanieczyszczenia o charakterze lokalnym (punktowym) oraz rozproszonym (37). Zanieczyszczenia o charakterze punktowym dotyczą niewielkich obszarowo powierzchni i związane są z oddziaływaniem emisji z lokalnych źródeł. Lokalne źródła zanieczyszczeń mogą być uporządkowane według sektorów gospodarczych, emitowanych substancji bądź technologii itp. Do najistotniejszych źródeł zanieczyszczeń zalicza się procesy przemysłowe, gospodarkę odpadami, transport, produkcję energii, górnictwo, rolnictwo, sektor wojskowy oraz gospodarstwa domowe, przy czym rodzaj działalności winien być powiązany z rodzajem emitowanych substancji stanowiących zanieczyszczenia gleb (10, 37). Zagrożenia zanieczyszczeniami o charakterze punktowym występują głównie na terenach przemysłowych, wysoce

zurbanizowanych, w pobliżu tras transportowych oraz składowisk odpadów (włączając w to tzw. mogilniki czyli składowiska niewykorzystanych pestycydów), jako skutek nieodpowiedniego stosowania nawozów, etc.. Mogą mieć one również charakter incydentalny (eksplozje, awarie zbiorników, rozlanie chemikaliów, powodzie, pożary i inne) (11, 23, 33).

Zanieczyszczenia rozproszone są przemieszczane głównie z opadami atmosferycznymi. Wiele związków chemicznych oraz metali emitowanych do atmosfery osadza się na drobnych cząstkach pyłu, wraz z którymi mogą być przenoszone na bardzo duże odległości - np. z rejonów tropikalnych do strefy podbiegunowej (9). Dotyczy to przede wszystkim hydrofobowych trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO) (ang. *persistent organic pollutants* – POPs), takich jak wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), chloroorganiczne pestycydy (np. DDT i HCH), polichlorowane bifenyle (PCB) i inne (9, 10, 22). Ocenia się, że zanieczyszczenia atmosferyczne są jednym z najważniejszych źródeł zanieczyszczenia gleb. Bardzo często osadzają się one w pierwszej kolejności na roślinach, skąd po sezonie wegetacyjnym wraz z resztkami roślinnymi dostają się do gleby (10, 22, 24, 27). Szczegółowe raporty dotyczące zakresu dalekosiężnego transportu POPs i metali oraz ich migracji transgranicznej publikowane są corocznie w ramach *The European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)* (9). Źródłem zanieczyszczeń rozproszonych są również procesy zalewowe w dolinach rzek, których wody przenoszą ładunki różnych substancji pochodzenia antropogenicznego (26).

Pod względem składu chemicznego zanieczyszczenia dzielone są na nieorganiczne i organiczne (37). Zanieczyszczenia organiczne tworzą bardzo obszerną i zróżnicowaną grupę i stanowią większość wśród substancji objętych różnego typu przepisami prawnymi (22). Polskie regulacje prawne (4) obejmują 34 pozycje (71% całości) odnoszące się do zanieczyszczeń organicznych, które należy oznaczać w glebach. Są to: substancje węglowodorowe (benzyny, olej mineralny, węglowodory aromatyczne, WWA) – 18 pozycji, węglowodory chlorowane – 7, środki ochrony roślin – 11, pozostałe zanieczyszczenia organiczne – 7. Zanieczyszczenia nieorganiczne ujęte w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (4) to przede wszystkim metale (12 pierwiastków) oraz 2 inne związki.

Pod względem pochodzenia można wyróżnić zanieczyszczenia ze źródeł naturalnych (np. WWA z emisji wulkanów lub pożarów lasów, niektóre metale pochodzenia geochemicznego, itp.) oraz ze źródeł antropogenicznych, skąd wywodzi się przeważająca część zanieczyszczeń występujących obecnie w środowisku (11, 37). W tej drugiej grupie wyróżniane są substancje wytwarzane w sposób zamierzony (np. pestycydy chloroorganiczne lub PCB) lub wytwarzane w sposób niezamierzony (16). Druga grupa obejmuje przede wszystkim produkty uboczne wielu procesów przemysłowych np. odpady z górnictwa i hutnictwa zawierające metale, WWA w emisjach z wszystkich procesów wysokotemperaturowego spalania substancji organicznych lub niektóre

związki chloroorganiczne powstające przy produkcji pestycydów (1, 9, 16, 23).

Największe zagrożenia gleb zanieczyszczeniami antropogenicznymi występują w regionach o największej emisji zanieczyszczeń pyłowych do atmosfery (11, 23, 25, 32, 40). Rozkład zagrożeń pomiędzy poszczególnymi regionami jest przeważnie zróżnicowany, a ich poziom zależy od rodzaju i charakterystyki źródeł takich jak transport, zrzuty ścieków, emisje zanieczyszczeń do powietrza, jakość i dawki nawozów mineralnych, osadów ściekowych, obornika i innych odpadów organicznych stosowanych w celach nawozowych, itp. (11, 37). Emisja zanieczyszczeń z tych źródeł jest procesem powolnym, jednak zachodzącym stale, co prowadzi do stopniowej ich akumulacji w glebach, a wynikający stąd poziom degradacji chemicznej gleb jest przeważnie odwrotnie proporcjonalny do ich pojemności sorpcyjnej (piaski > gliny > gleby organiczne) (11, 37). Pewne ładunki zanieczyszczeń wiążą się z wykorzystaniem osadów ściekowych w rolnictwie, chociaż system obowiązujących przepisów ogranicza dawki metali wprowadzane z osadami (11, 37, 38). Zagrożenie zanieczyszczeniami związane może być także z zrzutami nieoczyszczonych ścieków z przemysłu, które mają potencjalny wpływ na stan chemicznej degradacji gleb położonych w dolinach rzecznych (37). Gleby w dolinach rzecznych są poza tym zagrożone dodatkowym napływem zanieczyszczeń w wyniku okresowych powodzi; jest to szczególnie niebezpieczne w rejonach położonych w pobliżu źródeł emisji zanieczyszczeń takich jak zakłady przemysłowe i składowiska odpadów, natomiast w rejonach rolniczych takiego zagrożenia nie stwierdzano (15, 26).

Kryteria oceny jakości gleb pod względem ich zanieczyszczenia

Standardy jakości stosowane są powszechnie na świecie w celu ochrony poszczególnych elementów środowiska (powietrza, wód, gleb i osadów) oraz zdrowia człowieka przed szkodliwym wpływem substancji chemicznych uwalnianych do środowiska w wyniku działalności człowieka (33). W większości przypadków kryteria te odnoszą się do dawek lub stężeń w środowisku, poniżej których nie powinno wystąpić zagrożenie. Standardy jakości dla powietrza i wody opracowano już wiele lat temu, natomiast ustalanie kryteriów jakości dla środowiska glebowego jest zagadnieniem stosunkowo nowym i skomplikowanym (3). Niemniej wymierne i skwantyfikowane informacje o stanie zanieczyszczenia gleb są niezbędne przy podejmowaniu wielu decyzji na szczeblu państwowym i lokalnym takich jak redukcja emisji zanieczyszczeń, wprowadzanie nowych substancji chemicznych na rynek, użytkowanie gruntów, metody uprawy, remediacja gleb zanieczyszczonych i inne (17, 33).

Ze względu na ogromną ilość czynników warunkujących efekty oddziaływania zanieczyszczeń (warunki klimatyczne, fizykochemiczne i biologiczne właściwości gleby, historia zanieczyszczenia, sposób wykorzystania terenu, zanieczyszczenia towarzyszące, rodzaje receptorów, drogi narażenia, itp.), które winny być brane pod uwagę przy ustalaniu norm dotyczących jakości gleb, istnieją duże różnice pomiędzy kryteriami obowiązującymi w różnych krajach (3). Różnią się także cele, jakie stawiane

są przez twórców poszczególnych systemów w zakresie ochrony środowiska. Tak więc te same dane mogą być oceniane w wysoce zróżnicowany sposób, a wynikające stąd ryzyko może być albo niedoszacowane albo przeceniane, prowadząc czasami do poważnych skutków ekonomicznych i socjalnych oraz planistycznych (3, 30, 33).

W kryteriach stosowanych w wielu krajach dąży się do pewnej „elastyczności” poprzez stosowanie zróżnicowanych limitów zawartości zanieczyszczeń uwzględniających stopień zagrożenia dla zdrowia człowieka i ekosystemu. Określane w tych systemach wartości graniczne oparte są na wynikach szeroko prowadzonych badań oceny ryzyka dla człowieka oraz badań ekotoksykologicznych - wyniki tych opracowań podawane są do publicznej wiadomości (2, 3, 33, 43). W niektórych systemach wartości graniczne podawane są z określonym poziomem ufności (95%, 99%) co do braku szkodliwości danej substancji w glebie dla ludzi i środowiska (3). Powszechniejsze jest jednak stopniowanie różnych wartości granicznych (17) od poziomów określanych jako „naturalny”, „nie stwarzający ryzyka”, lub „optymalny” (ang. *background value*, *threshold level*, *optimum level*, *target value*) poprzez poziomy oznaczające stan potencjalnego zagrożenia i wymagające kontroli ze względu na możliwość ryzyka (ang. *protective value*, *precautionary value*, *minimum soil quality*, *alert value*, *indicative level for serious contamination*), aż do wartości określających występowanie poważnego ryzyka i konieczność podjęcia akcji np. oczyszczania terenu (ang. *trigger value*, *intervention value*, *clean-up value*, *action level*). W wielu przypadkach kryteria jakości gleb dostosowane są do sposobu ich użytkowania (3, 12, 17, 18, 36) W niektórych systemach brane są także pod uwagę właściwości gleb (np. zawartość substancji organicznych lub skład granulometryczny), które mogą wpływać na biodostępność zanieczyszczeń i możliwości ich przenikania do głębszych warstw gleby i wód gruntowych (3, 12, 17, 43). W takich przypadkach wartości graniczne odnoszą się do tzw. „gleby wzorcowej” o określonych właściwościach i przed dokonaniem oceny oznaczone zawartości zanieczyszczeń w glebach winny być znormalizowane w stosunku do tego „wzorca”. Przykładem jest powszechnie stosowany holenderski system oceny gleb (43).

Ze względu na wspomniane powyżej trudności, w Unii Europejskiej nie ma jednorodnego systemu klasyfikacji gleb pod względem zawartości zanieczyszczeń, a międzynarodowe organizacje normalizacyjne jak ISO (ang. *International Standardisation Organization*) lub CEN (fr. *Comité Européen de Normalisation*) koncentrują swe działania na przygotowywaniu norm określających metody oznaczania zawartości zanieczyszczeń i ich interpretacji, ale nie opracowują systemów klasyfikacji gleb pod względem poziomu ich zanieczyszczenia. Zgodnie z zasadami obowiązującymi w UE, kraje członkowskie winny stosować opracowane przez siebie (i ujęte przeważnie w akty prawne) systemy oceny jakości gleb pod względem poziomu ich zanieczyszczenia. Jednakże, jak już wspomniano, brak jednorodności w tym zakresie prowadzi często do nieporozumień, gdyż tereny klasyfikowane w jednym kraju jako nie zanieczyszczone z punktu widzenia ustawodawstwa innego państwa mogą budzić wątpliwości pod względem swojej jakości - i *vice versa* (3, 33).

Kryteria oceny stanu zanieczyszczenia gleb w Polsce

Ocena zawartości zanieczyszczeń w glebach w Polsce, przedstawiana w dotychczasowych opracowaniach, materiałach literaturowych i raportach, dokonywana była w większości przypadków na podstawie dwóch systemów.

Pierwszy z nich opracowany w IUNG w Puławach ponad 20 lat temu obejmował początkowo tylko metale i siarkę (12a), a następnie został wzbogacony o ocenę zawartości WWA (12, 18). Wytyczne te - nie mające mocy prawnej, ale powszechnie stosowane w kraju do roku 2002 - oparte były na wynikach wieloletnich doświadczeń laboratoryjnych, wazonowych i polowych i odnosiły się do gleb wykorzystywanych rolniczo oraz brały pod uwagę głównie ochronę zdrowia człowieka. Zaproponowano tu podział gleb na kilka klas w zależności od zawartości zanieczyszczeń i możliwości ich przechodzenia do łańcucha żywieniowego człowieka (poprzez rośliny) – tabela 1.

Tabela 1

System oceny gleb użytkowanych rolniczo pod względem zanieczyszczenia metalami opracowany w IUNG w Puławach – przykład dla kadmu (wg. 12)

Metal	Grupa gleb	Klasa zanieczyszczenia gleb					
		0	I	II	III	IV	V
		Maksymalna dopuszczalna zawartość (mg·kg ⁻¹)					
Cd	ag	0,3	1,0	2,0	3,0	5	>5
	bg	0,5	1,5	3,0	5,0	10	>10
	cg	1,0	3,0	5,0	10,0	20	>20

0 – gleby nie zanieczyszczone; I – gleby o podwyższonej zawartości metali; II – gleby słabo zanieczyszczone; III – gleby średnio zanieczyszczone; IV – gleby silnie zanieczyszczone; V – gleby bardzo silnie zanieczyszczone. ag – gleby bardzo lekkie i lekkie gleby kwaśne; bg – gleby lekkie i kwaśne gleby średnio lekkie; cg – gleby średnio ciężkie i ciężkie oraz gleby mineralno-organiczne i organiczne

Przyjęte wartości graniczne określały maksymalną dopuszczalną zawartość zanieczyszczeń dla danej klasy zanieczyszczenia z uwzględnieniem podstawowych właściwości gleby decydujących o dostępności wybranych metali ciężkich i WWA w ekosystemie glebowym (tab.1). Był to jeden z nielicznych systemów klasyfikacji gleb pod względem zawartości zanieczyszczeń w pewnym stopniu „wybiegający w przyszłość” ze względu na próby uwzględniania wpływu właściwości gleb na biodostępność metali (12, 31). W klasyfikacji gleb zanieczyszczonych przez WWA uwzględniano zawartość 13 związków z tej grupy ($\sum 13\text{WWA}$) znormalizowaną w stosunku do gleby wzorcowej (2% substancji organicznych) i stosowano podział gleb na 6 klas o różnym poziomie zanieczyszczenia (12). Podział ten po opublikowaniu na forum międzynarodowym (18) wykorzystywany był także w opracowaniach zagranicznych.

W 2002 roku wprowadzono w Polsce uregulowania prawne w formie „Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi” (4), w którym określono dopuszczalną zawartość (DZ)

zanieczyszczeń w glebie (48 substancji i pierwiastków), której przekroczenie powoduje zaliczenie gleby do zanieczyszczonych (tzw. standardy jakości gleby). Przyjęto tu podział gleb wyłącznie na 2 klasy: gleby nie zanieczyszczone i gleby zanieczyszczone. Rozporządzenie (4) nie uwzględnia właściwości gleby, ale wprowadza zróżnicowane wartości graniczne zawartości zanieczyszczeń w zależności od sposobu użytkowania gruntu oraz głębokości warstwy (tab. 2).

Tabela 2

System oceny gleb zgodny z Rozporządzeniem Ministra Środowiska (4) –
przykład dla kadmu, WWA i DDT.

Zanieczyszczenie	Grupa A*	Grupa B*				Grupa C*				
		Głębokość warstwy (m)								
		0-0.3	0.3-15.0		>15		0-2		2-15	
		Przewodność hydrauliczna (m s ⁻¹)								
			>1·10 ⁻⁷	<1·10 ⁻⁷	>1·10 ⁻⁷	<1·10 ⁻⁷		> 1·10 ⁻⁷	< 1·10 ⁻⁷	
(mg kg ⁻¹)										
Cd	0.75	1	3	6	3	10	15	6	20	
∑ 9WWA	1	1	20	40	20	200	250	20	200	
∑3DDT	0.0025	0.025	0.025	4	0.025	4	0.25	0.025	4	

*) sposób użytkowania gruntów.

W systemie tym przyjęto następujące sposoby użytkowania gruntów:
Grupa A – nieruchomości gruntowe wchodzące w skład obszaru poddanego ochronie na podstawie przepisów ustawy Prawo wodne; obszary poddane ochronie na podstawie przepisów o ochronie przyrody. Grupa B – grunty zaliczane do użytków rolnych z wyłączeniem gruntów pod stawami i rowami, grunty leśne oraz zadrzewione i zakrzewione, nieużytki, a także grunty zabudowane i zurbanizowane z wyłączeniem terenów przemysłowych, użytków kopalnych oraz terenów komunikacyjnych. Grupa C – tereny przemysłowe, użytki kopalne, tereny komunikacyjne.

Według Rozporządzenia (4) za glebę lub ziemię zanieczyszczoną uznać należy taką, w której stwierdzono przekroczenie standardów (dopuszczalnych zawartości – DZ) dla co najmniej jednej substancji – jest to więc zalecenie wysoce restrykcyjne. Gleby takie należy poddać rekultywacji (z pominięciem sytuacji, gdy przekroczenie DZ w badanej glebie lub ziemi wynika z naturalnie wysokiej zawartości danego zanieczyszczenia w środowisku). Kryteria wyboru w/w standardów nie są znane. Szczegółowe informacje z zakresu praktycznego wdrażania Rozporządzenia (4) podano w opracowanej przez IUNG i wydanej przez Państwową Inspekcję Środowiska publikacji „Wyznaczanie obszarów, na których przekroczone są standardy jakości gleb” (38).

Ze względu na liczne uwagi krytyczne ze strony środowisk naukowych oraz potencjalnych użytkowników i wykonawców, Ministerstwo Środowiska ogłosiło w roku 2013 przetarg na opracowanie wytycznych do nowelizacji w/w Rozporządzenia (4).

Bazy danych IUNG-PIB z zakresu zawartości zanieczyszczeń chemicznych w glebach użytkowanych rolniczo w Polsce

IUNG-PIB w Puławach dysponuje najobszerniejszą bazą danych o stanie zanieczyszczenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce. Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie wyników najważniejszych badań prowadzonych w IUNG-PIB w ostatnim 20-leciu z zakresu oceny zawartości podstawowych zanieczyszczeń chemicznych w glebach użytkowanych rolniczo w kraju. Najwięcej informacji zostało zgromadzonych podczas realizacji dwóch programów:

- Program I „Ocena zawartości metali ciężkich w glebach rolniczych w Polsce” obejmował 48 600 punktów pobierania próbek glebowych na terenach użytkowanych rolniczo w całym kraju. Badania prowadzono w latach 1992-1997 na zlecenie Ministerstwa Rolnictwa. Wykonawcami były Stacje Chemiczno-Rolnicze oraz IUNG. Oznaczano 10 parametrów obejmujących podstawowe właściwości gleb i zawartości 5 metali.
- Program II „Monitoring chemizmu gleb ornych Polski” obejmuje 216 punktów pobierania próbek glebowych na terenie gruntów ornych w całym kraju. Badania prowadzone są w układzie 5-cio letnim (1995, 2000, 2005 i 2010). Stan gleb oceniany jest na podstawie oznaczeń ponad 50 parametrów obejmujących szczegółowe właściwości chemiczne i fizykochemiczne gleb oraz zawartość zanieczyszczeń (15 metali i 16 związków z grupy WWA). Wykonawcą jest IUNG-PIB.

Wyniki obydwu programów przedstawiane były w ostatnim 15-leciu na forum krajowym i międzynarodowym, w szeregu referatów, publikacji, opracowań i raportów. Poza tym, informacje z realizacji poszczególnych etapów programu „Monitoring chemizmu gleb ornych w Polsce” publikowane były w kolejnych latach w ramach wydawnictw Biblioteki Monitoringu Środowiska (32, 39, 40). Szczegółowe wyniki dla poszczególnych punktów badawczych w latach 1995 - 2005 dostępne są na stronie internetowej Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska: http://www.gios.gov.pl/monitoring_gleb_ornych/index.php, a podsumowanie całości badań w latach 1995 - 2010 na stronie internetowej http://www.gios.gov.pl/chemizm_gleb/.

Poza wynikami w/w programów baza danych IUNG z zakresu zanieczyszczenia gleb opiera się na wynikach badań prowadzonych w wybranych rejonach kraju, które były realizowane w ramach projektów własnych IUNG, programów wieloletnich IUNG-PIB, projektów Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego i Ministerstwa Rolnictwa oraz zleceń organów administracji państwowej i innych. Zasoby informacyjne IUNG-

PIB z zakresu zanieczyszczenia gleb użytków rolnych wykorzystywane były w wielu programach i ekspertyzach istotnych dla całej gospodarki krajowej takich jak np. wyznaczanie obszarów problemowych rolnictwa (OPR).

Ocena zawartości metali w glebach użytkowanych rolniczo w Polsce

Badania koncentrujące się na zagadnieniach związanych z obecnością metali i pierwiastków śladowych w glebach oraz ocenie wynikających stąd zagrożeń stanowiły jeden z wcześniejszych etapów prac badawczych IUNG w zakresie zanieczyszczenia gleb. Pierwiastki stwarzające wysokie zagrożenie dla środowiska to przede wszystkim kadm, rtęć, ołów, miedź i cynk, a w następnej kolejności molibden, żelazo i mangan (11, 13, 29, 32) Metale, które dostają się do gleb jako zanieczyszczenia chemiczne są właściwie nieusuwalne – mogą zmieniać się tylko formy ich występowania (tworzenie innych związków chemicznych, silniejsze wiązanie z glebą prowadzące do ich „unieruchamiania”) (13). Niewielkie ilości tych pierwiastków mogą być też pobierane z gleby przez rośliny; proces ten z jednej strony stanowi zagrożenie dla jakości płodów rolnych, a z drugiej bywa wykorzystywany w celu oczyszczania gleb o niewielkim poziomie zanieczyszczenia metalami w procesach fitoekstrakcji oraz fitostabilizacji (13, 37).

Tabela 3

Ocena poziomu zanieczyszczenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce przez wybrane metale wg. systemu klasyfikacji IUNG dla gleb użytkowanych rolniczo.

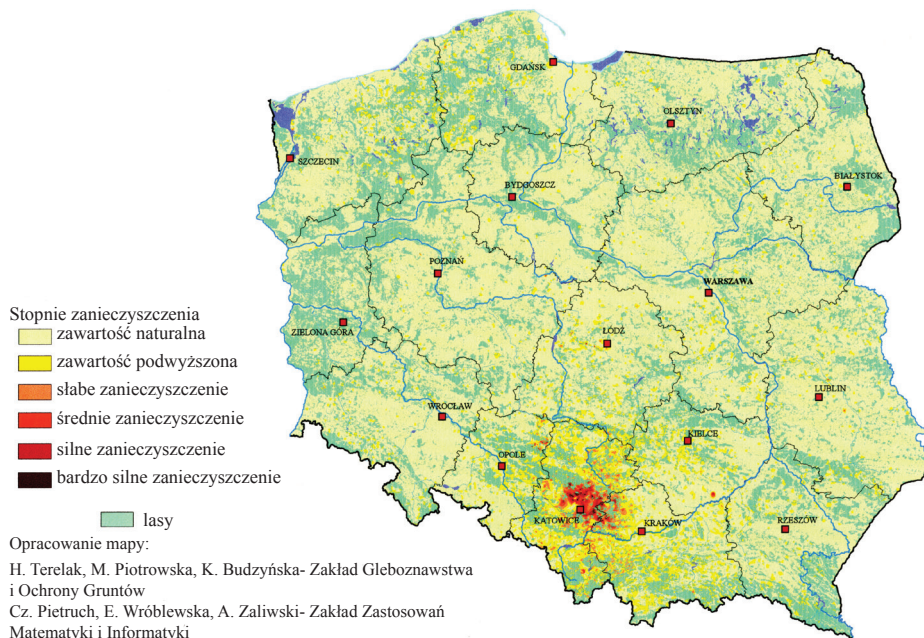
Metal	Zawartość		Procentowy udział gleb w poszczególnych klasach zanieczyszczeń							
	Średnia mg kg ⁻¹	Zakres	0	I	II	III	IV	V	(0-I)	(II-V)
									Niezanieczyszczone	Zanieczyszczone
Cd	0,2	0,01-50	88,2	10,0	1,2	0,3	0,2	0,1	98,2	1,8
Cu	7	0,2-293	97,5	2,2	0,2	0	0,1	0	99,7	0,3
Ni	6	0,1-328	94,7	4,9	0,4	0	0	0	99,6	0,4
Pb	14	0,1-1723	97,2	2,3	0,3	0,2	0	0	99,5	0,5
Zn	33	0,5-2838	88,0	10,6	1,2	0,2	0	0	98,6	0,4

Źródło: zmodyfikowane wg. (41)

Ocenę zawartości metali w glebach użytkowanych rolniczo na podstawie wyników programu „Ocena zawartości metali ciężkich w glebach rolniczych w Polsce” (lata 1992-1997) dokonaną na podstawie wytycznych IUNG przedstawiono w tabeli 3. Z danych tych wynika, że co najmniej 98% badanych gleb użytkowanych rolniczo można uznać za nie zanieczyszczone przez metale i nie stwarzające zagrożenia pod względem możliwości przechodzenia metali do roślin - zgodnie z zasadami systemu oceny IUNG (13)

Zastosowanie kryteriów aktualnie obowiązujących w Polsce (4) do oceny danych przedstawionych w tabeli 3, wykazało, że ponad 99 % wszystkich gleb użytkowanych rolniczo w Polsce w latach 1992-1997 można zaliczyć do nie zanieczyszczonych cynkiem, kadmem, ołowiem, miedzią i niklem. Jako przykład, na rysunku 1 przedstawiono przestrzenną ocenę zawartości kadmu w warstwie powierzchniowej

gleb użytkowanych rolniczo w latach 1992-1997. Największa koncentracja gleb zanieczyszczonych występowała na terenie województwa śląskiego, w którym 21,5 % gleb użytkowanych rolniczo zostało ocenionych jako zanieczyszczone kadmem (II – V klasa zawartości wg. wytycznych IUNG), w tym 4 % to gleby silnie lub bardzo silnie zanieczyszczone (41).



STAN ZANIECZYSZCZENIA GLEB KADMEM

Rysunek 1. Przestrzenna ocena stanu zanieczyszczenia gleb użytkowanych rolniczo kadmem (dane z lat 1992-1997), (n=48 600)

Wyniki badań monitoringowych realizowanych w latach 1995-2010 prowadziły do podobnych wniosków o ogólnie niskim stopniu zanieczyszczenia gleb ornych w Polsce metalami. Po przeprowadzeniu szczegółowej oceny wyników uzyskanych w poszczególnych latach (1995, 2000, 2005 i 2010) nie stwierdzono istotnego statystycznie wzrostu zawartości poszczególnych metali w glebach ornych Polski i potwierdzono, że poziom zanieczyszczenia badanych gleb w okresie 15 lat objętych monitoringiem nie uległ zasadniczej zmianie (32) – tabela 4.

Ocena oparta na systemie opracowanym w IUNG wskazuje, że uprawa roślin na terenach obejmujących 98 % gruntów ornych w kraju nie stwarza niebezpieczeństwa przenoszenia metali do łańcucha żywieniowego człowieka.

Tabela 4

Udział gleb klasyfikowanych jako nie zanieczyszczone (klasa 0-I) i zanieczyszczone (klasy II-V) zgodnie z wytycznymi IUNG (13), wyniki Monitoringu gleb ornych w Polsce (1995-2010).

Pierwiastek	Klasa	Udziały procentowe w poszczególnych latach			
		1995	2000	2005	2010
Kadm	0 - I	98.1	97.7	99.1	98.6
	II - V	1.9	2.3	0.9	1.4
Ołów	0 - I	99.1	98.6	98.6	98.6
	II - V	0.9	1.4	1.4	1.4
Cynk	0 - I	98.6	98.1	98.6	98.6
	II - V	1.4	1.9	1.4	1.4

Źródło: Zmodyfikowane wg. (32).

W tabeli 5 porównano ocenę zawartości kadmu, ołowiu i cynku w badanych glebach na podstawie trzech systemów: IUNG (13), Rozporządzenia Ministra Środowiska (4) i regulacji prawnych stosowanych w Holandii (43).

Tabela 5

Ocena zawartości wybranych metali ciężkich w glebach gruntów ornych w Polsce – wyniki Monitoringu gleb ornych Polski z 1995 r.

Metal	GM (mg kg ⁻¹)	Procent całości					
		System IUNG (13)		Rozporządzenie (4)		Kryteria holenderskie (43)	
		0-I	II-V	< standardu	> standardu	<O.V.	>O.V.
Cd	0.26	98,6	1,4	99,1	0,9	92,1	7,9
Pb	14.5	98,6	1,4	99,1	0,9	98,6	1,4
Zn	36.0	98,6	1,4	98,6	1,4	95,8	4,2

GM- średnia geometryczna, O.V. – zawartość optymalna (optimum value) wg. VROM (43).

Źródło: opracowanie własne na podstawie (39)

Przedstawione dane wskazują na dużą zbieżność wszystkich sposobów oceny poziomu zanieczyszczenia gleb, pewne różnice zaobserwowano tylko w przypadku kadmu: przy zastosowaniu kryteriów holenderskich (43) udział gleb nie zanieczyszczonych był niższy o około 6 % niż przy ocenie opartej na kryteriach polskich (4,13). Niemniej z wszystkich ocen wynika, iż co najmniej 90 % gleb ornych w Polsce można uznać za nie zanieczyszczone kadmem. Dla ołowiu wartości te są nieco wyższe i utrzymują się na poziomie 98 %, a dla cynku w granicach 96-98%. Biorąc pod uwagę, że układ punktów badawczych w programie monitoringu gleb ornych Polski zaplanowany był z szczególnym uwzględnieniem terenów narażonych na wpływ zanieczyszczeń (39), uzyskane wyniki można uznać za bardzo optymistyczne. O niskiej ogólnej zawartości metali w glebach Polski (z wyjątkiem niektórych rejonów południowych kraju) można też wnioskować na podstawie informacji przestrzennych zawartych w „Atlasie geochemicznym Polski” wydanym w 1995 r. przez Państwowy Instytut Geologiczny (16a). Należy też podkreślić, że przekroczenie dopuszczalnej

zawartości metali w glebie nie musi być zawsze skutkiem zanieczyszczenia z źródeł antropogenicznych, ale może wynikać z ich naturalnie wysokiej zawartości (np. występowania wychodni skał rudonośnych) (16a, 29, 38). Poza badaniami monitoringowymi w skali kraju, ocena zawartości metali w glebach użytkowanych rolniczo w Polsce była prowadzona w IUNG dla wybranych rejonów takich jak woj. podlaskie, śląskie i dolnośląskie (materiały nie publikowane), dla obszarów o szczególnym oddziaływaniu górnictwa takich jak gmina Tarnowskie Góry (31) lub terenów narażonych na zagrożenia powodziowe takich jak gmina Wilków (26).

Gleby z terenów miejskich charakteryzują się wyższą zawartością metali; głównym czynnikiem determinującym zanieczyszczenia na tych obszarach jest komunikacja, a w miastach wysoce uprzemysłowionych – lokalne zakłady przemysłowe (36). Prace badawcze IUNG w tym zakresie obejmowały gleby terenów miejskich Puław (21) Warszawy, Łodzi, Mysłowic, Tarnowskich Gór, Wrocławia i inne (dane nie publikowane). Szersze informacje dotyczące stanu zanieczyszczenia gleb dla poszczególnych miast Polski dostępne są w publikacji „Atlas zanieczyszczenia gleb miejskich” wydanej w 2003 r. przez Państwowy Instytut Geologiczny (43).

Oddziaływanie metali zależy nie tylko od ich całkowitej zawartości w glebie, ale od ich dostępności dla organizmów oraz mobilności (13, 31, 37). W badaniach S i e b i e l c a (31) prowadzonych w rejonie Tarnowskich Gór, nie stwierdzono ścisłej zależności pomiędzy ogólną zawartością metali, a ich biodostępnością – większość metali na terenach historycznie narażonych na wpływ hutnictwa cynku i ołowiu występowała w formach słabo rozpuszczalnych. Należy jednak zaznaczyć, że z reguły najwyższe zawartości metali spotykane były w glebach o odczynie obojętnym lub alkalicznym i dużej pojemności sorpcyjnej, co determinowało ich niską mobilność i biodostępność (31).

Ocena niewielkiego zagrożenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce przez zanieczyszczenie metalami znajduje swoje odzwierciedlenie w wynikach obszernych badań zawartości tych pierwiastków w zbożach i innych płodach rolnych z obszaru kraju, w których potwierdzono niski poziom ich zanieczyszczenia (27, 28).

Ocena zawartości zanieczyszczeń organicznych w glebach użytkowanych rolniczo

Zanieczyszczenia organiczne mogą obejmować bardzo szeroką gamę substancji występujących w środowisku w zróżnicowanych ilościach i pochodzących z wielu źródeł. Najistotniejsze znaczenie mają tzw. trwałe zanieczyszczenia organiczne – TZO (ang. *persistent organic pollutants – POPs*) – związki charakteryzujące się stosunkowo długim czasem półtrwania i własnościami toksycznymi (9, 10). W celu ochrony środowiska przed szkodliwym wpływem tych związków opracowano w 2004 tzw. Konwencję Sztokholmską (ang. *The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants*), którą podpisała większość krajów europejskich włączając Polskę (16). Celem Konwencji jest ograniczanie produkcji, emisji i stosowania POPs. Początkowy

akt Konwencji obejmował 12 podstawowych związków (ang. *aldrin, endrin, dieldrin, chlordane, DDT, heptachlor, mirex, toxaphen, hexachlorobenzen, PCB, dioxins, furans*), niemniej lista ta jest w sposób ciągły rozszerzana i uzupełniana (16).

Najczęściej oznaczanymi zanieczyszczeniami organicznymi powstającymi w wszystkich procesach niepełnego spalania substancji organicznych – a więc odzwierciedlającymi w dużym stopniu zagrożenia środowiska glebowego związane z emisjami przemysłowymi (22, 23) – są WWA. Grupa WWA obejmuje ponad sto związków o bardzo zróżnicowanych właściwościach, jednakże w praktyce oznacza się przeważnie kilka lub kilkanaście z nich – najczęściej 16 węglowodorów zgodnie z zaleceniami US Environmental Protection Agency (24). Poza WWA oznaczenia zanieczyszczeń organicznych w glebach obejmują często związki z grupy polichlorowanych bifenyli (PCB) oraz pestycydy takie jak DDT i HCH.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne – WWA

Ocena zawartości WWA w glebach Polski była objęta badaniami zarówno na poziomie lokalnym (18, 19, 20, 21, 26) jak i krajowym (22, 23, 24, 25). Prace badawcze w skali kraju obejmowały obszar gruntów ornych na terenach użytkowanych rolniczo w Polsce i realizowane były w IUNG w Puławach przede wszystkim w ramach programu „*Monitoring chemizmu gleb ornych Polski*” w latach 1995-2010 (32, 39, 40). W skali regionalnej zawartość WWA w glebach na obszarach rolniczych oddalonych od źródeł emisji tych związków w Europie jest stosunkowo wyrównana i kształtuje się na poziomie około 200 µg/kg; potwierdziły to badania prowadzone w IUNG w latach 1992-1996 na obszarze gmin Puławy i Wilków (woj. lubelskie) (19, 21). W badaniach tych nie stwierdzono, aby termin pobierania próbek (wiosna lub jesień) w istotny sposób wpływał na zawartość WWA w glebie. Istotne znaczenie miał natomiast sposób użytkowania terenu: zawartość tych związków w glebach na terenie gruntów ornych była do 2 razy niższa niż na obszarze użytków zielonych (21). Późniejsze badania na terenie gminy Wilków nie wykazały, aby gwałtowna powódź, jak nastąpiła w roku 2010, spowodowała wzrost zawartości WWA w glebach na tym obszarze (26).

Wyniki badań zawartości $\sum 9\text{WWA}$, zgodnie z wymaganiami Rozporządzenia Ministra Środowiska (4), w skali ogólnokrajowej dla gleb ornych podsumowano w przekroju 15-letnim w tabeli 6. Nie stwierdzono istotnych statystycznie zmian w zawartości tych związków w badanym okresie, a niewielkie różnice związane są najprawdopodobniej z modyfikacją metodyki analitycznej. Średnia zawartość WWA opisana medianą wynosiła 208-300 µg kg⁻¹, co odpowiada danym dla innych krajów europejskich (22)

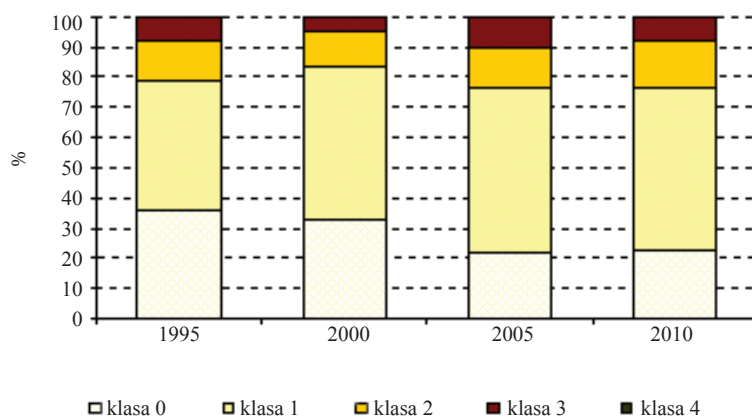
Tabela 6

Statystyczna ocena zawartości Σ 9WWA w glebach ornych Polski (n=216) w kolejnych latach realizowania programu Monitoring chemizmu gleb ornych Polski (32).

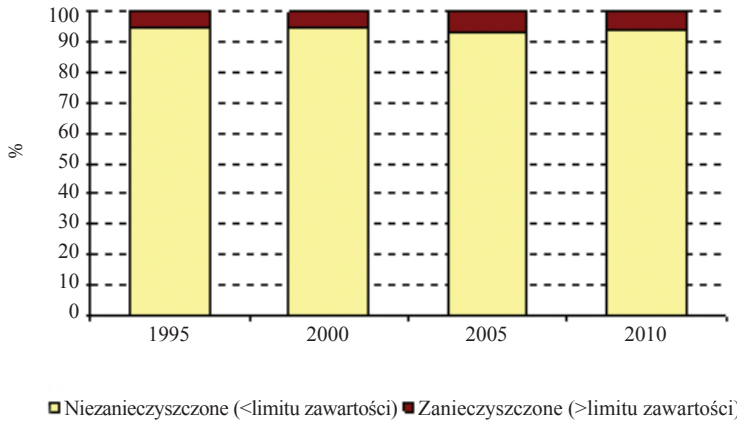
Parametr statystyczny	Zawartość Σ 9WWA w glebach w latach			
	1995	2000	2005	2010
	(μg kg ⁻¹)			
Średnia arytmetyczna	365	364	410	408
Mediana	208	215	260	300
Odchylenie standardowe	593	586	517	454
Minimum	51	55	48	61
Maksimum	7322	7262	4852	4095
Dolny kwartyl	134	137	168	180
Górny kwartyl	419	403	467	454

Źródło: opracowanie własne

Na rysunkach 2 i 3 pokazano oceny poziomu zanieczyszczenia badanych gleb przez WWA zgodnie z dwoma systemami: według wytycznych IUNG (13) oraz według aktualnie obowiązującego Rozporządzenia Ministra Środowiska (4). Według kryteriów IUNG (13) jako zanieczyszczone przez WWA można zakwalifikować 6- 10% gleb, a kolejne 10-12% jako gleby o podwyższonej zawartości tych związków. Według Rozporządzenia (4) gleby zanieczyszczone stanowią 4-8% ogólnego zbioru danych. Większość punktów badawczych zakwalifikowanych jako zanieczyszczone koncentrowała się na terenach położonych w pobliżu źródeł emisji tych związków.



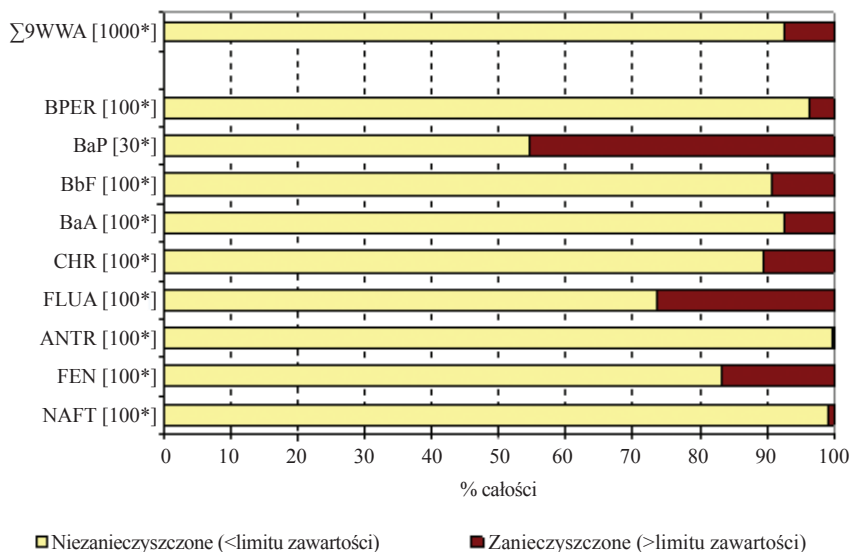
Rysunek 2. Ocena poziomu zanieczyszczenia przez WWA gleb ornych w Polsce w poszczególnych latach realizacji programu Monitoring chemizmu gleb ornych Polski (32), wg. wytycznych IUNG (13). Klasy 0+1 obejmują gleby nie zanieczyszczone, a klasa 2 to gleby o podwyższonej zawartości WWA



Rysunek 3. Ocena poziomu zanieczyszczenia przez WWA gleb ornych w Polsce w poszczególnych latach realizacji programu Monitoring chemizmu gleb ornych Polski (32) wg. Rozporządzenia (4) Źródło: opracowanie własne.

Wytyczne IUNG odnosiły się do sumy 13 związków z grupy WWA (13, 18), natomiast w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (4) określono wartości graniczne nie tylko dla sumy 9 wybranych WWA, ale również dla indywidualnych związków z tej grupy. Przykład takiej oceny przedstawiono na rysunku 4. Opierając się na tej ocenie, należałoby wnioskować, że około 45% gleb ornych w kraju jest zanieczyszczonych przez benzo(a)piren - wysoce kancerogenny związek z grupy WWA (24). Ocena ta wynika głównie z bardzo restrykcyjnych kryteriów przyjętych w polskich regulacjach prawnych. Zastosowanie systemów oceny gleb obowiązujących w innych krajach jak np. Holandii (43) lub w Kanadzie (3) wskazuje, że poziom zanieczyszczenia gleb Polski benzo(a)pirenem nie odbiega od wartości określonych (rys. 4) dla jest całej grupy tych związków (Σ 9WWA) i nie przekracza 8% gleb ornych (24).

Bardziej szczegółowa analiza danych uzyskanych podczas badań monitoringowych, wykazała, że głównym źródłem WWA jest spalanie węgla i drewna (23), co pozostaje w zgodzie z faktem, że węgiel kamienny stanowi główne źródło energii w Polsce. Wykazano także istotne zróżnicowanie zawartości WWA w glebach z poszczególnych województw i stwierdzono, że podstawowym czynnikiem decydującym o zawartości tych zanieczyszczeń w glebach w skali regionalnej jest ich emisja w ujęciu historycznym (23, 25). Długotrwały wpływ zanieczyszczenia tymi związkami na ich obecny poziom w glebach miejskich potwierdzono także podczas badań zawartości WWA w glebach na obszarze miasta Puławy, gdzie tereny o historycznym zasiedleniu charakteryzowały się istotnie wyższym poziomem zanieczyszczenia niż dzielnice objęte nowoczesnym budownictwem (20).



Rysunek 4. Ocena poziomu zanieczyszczenia przez indywidualne związki z grupy WWA gleb ornych w Polsce wg. Rozporządzenia Ministra Środowiska (4) – dane z roku 2005

* dopuszczalne zawartości w glebie wyrażone w $\mu\text{g kg}^{-1}$.

Źródło: opracowanie własne.

Związki chloroorganiczne

W grupie zanieczyszczeń chloroorganicznych największe znaczenie mają polichlorowane bifenyle (PCB) oraz pestycydy takie jak DDT oraz HCH, których produkcja i stosowanie zostało prawnie ograniczone ponad 40 lat temu (14). Niemniej, ze względu na wyjątkową trwałość tych substancji w środowisku, ich pozostałości w glebie mogą stanowić do chwili obecnej istotny problem.

Wysocze trwałe i potencjalnie toksyczne PCB były w niewielkich ilościach produkowane w Polsce przed rokiem 1971 i szeroko stosowane w urządzeniach elektrycznych, jako media chłodzące, smary, środki impregnujące i uszczelniające, składniki farb i inne (1, 42). Ze względu na ich wykorzystywanie w przemyśle, stężenia PCB w glebach na obszarach rolniczych są przeważnie dużo niższe niż na terenach przemysłowych i miejskich (7, 14, 26a). Ocena statystyczna oznaczeń zawartości PCB w glebach ornych Polski (dane z roku 2005) przedstawiona jest w tabeli 7.

Tabela 7

Ocena statystyczna zawartości wybranych zanieczyszczeń chloroorganicznych
w glebach ornym Polski (n=214)

Związki chemiczne	Mediana	Średnia arytmetyczna	SD	Minimum	Maksimum
	(µg kg ⁻¹)				
Σ7 PCB	0,72	1.62	6,73	0,2	82,89
γ-HCH	2,55	5.87	12,96	0,05	151,14
Σ3HCH	2,85	6.25	13,01	0,11	152,08
Σ3DDT	24,39	50.35	70,43	0,24	450,09

Źródło: Zmodyfikowane wg. (34).

Uzyskane wyniki były znacznie niższe, niż notowane na terenach zurbanizowanych w kraju (29) i odpowiadały danym dla gleb rolniczych w innych krajach europejskich. Zgodnie z kryteriami Rozporządzenia Ministra Środowiska (4), w którym dopuszczalną zawartość Σ7PCB w powierzchniowej warstwie gleb użytków rolnych określono na 20 µg kg⁻¹, 98,6 % gleb ornym w Polsce nie jest zanieczyszczona tymi związkami; trzy punkty badawcze, w których zanotowano przekroczenia limitu były położone na obszarach wysoce uprzemysłowionych (34).

Pestycydy z grupy DDT i HCH (γ-HCH był głównym składnikiem insektycydu Lindanu) były przed rokiem 1970 szeroko stosowane w Polsce (1, 14). Znaczne ilości tych niewykorzystanych substancji zostały także zgromadzone w różnego typu mogiłnikach, stanowiąc do dnia dzisiejszego potencjalne źródła zanieczyszczenia w skali lokalnej (8).

W związku z zaprzestaniem stosowania DDT zaobserwowano systematyczny spadek zawartości tego insektycydu w glebach Polski (11). Wg. danych Instytutu Ochrony Roślin w Poznaniu, średnia zawartość DDT w latach 1970-1992 zmniejszyła się od wartości 300 µg kg⁻¹ do 50 µg kg⁻¹ (11); ta druga wartość w przybliżeniu odpowiada wartościom podanym w tabeli 7. Według kryteriów Rozporządzenia Ministra Środowiska (4), połowa gleb ornym w Polsce wykazywała przekroczone dopuszczalne stężenie Σ3DDT (25 µg kg⁻¹) (34, 35). Ponieważ podobny poziom pozostałości DDT notowano w glebach rolniczych innych krajów europejskich (10, 35) można przypuszczać, że zaobserwowane zanieczyszczenie gleb w naszym kraju przez DDT związane jest w dużym stopniu z dalekosiężnym transportem atmosferycznym tego związku, np. z terenów zwrotnikowych, gdzie wykorzystywany jest on do chwili obecnej w celu walki z malarią, do umiarkowanej strefy klimatycznej (10). Imisja zanieczyszczeń atmosferycznych to jeden z głównych powodów występowania DDT w glebach na całym świecie włączając w to obszary arktyczne, gdzie pestycyd ten nie był nigdy stosowany (10).

Jeszcze mniej korzystnie kształtuje się ocena pozostałości Lindanu w badanych glebach użytków rolnych, chociaż średnia ogólna zawartość γ -HCH jest o rząd wielkości niższa niż DDT i podobnie jak w przypadku tego ostatniego związku i kształtuje się na tym samym poziomie, co w innych krajach Europy (26a, 34, 35). Niemniej, zgodnie z kryteriami Rozporządzenia Ministra Środowiska (4) 93% próbek gleb z terenu gruntów ornych wykazuje zbyt wysoką zawartość ($> 0.5 \mu\text{g kg}^{-1}$) tego insektycydu. Wynik tej oceny związany jest w pewnym stopniu z bardzo restrykcyjną wartością graniczną ustaloną w polskich przepisach prawnych (4); i tak np. ocena naszych gleb ornych oparta o kryteria obowiązujące w Kanadzie (2) pozwoliłaby na zaliczenie do grupy gleb nie zanieczyszczonych przez γ -HCH 88% gleb ornych Polski. Przyczyną wysokich stężeń γ -HCH w glebach ornych może być też wieloletnie wykorzystywanie tego insektycydu do ochrony ziarna siewnego, wraz z którym mógł być wprowadzany do gleb lub niekontrolowane stosowanie przeterminowanych zapasów Lindanu w niektórych rejonach kraju (26a).

Stężenia pozostałości obu pestycydów (DDT i γ -HCH) w glebach ornych Polski wykazują silne zróżnicowania regionalne. Warta podkreślenia jest obserwacja, że województwa, w których notowano wysokie zawartości DDT (np. mazowieckie lub podlaskie) charakteryzowały się równocześnie bardzo niskimi pozostałościami Lindanu (34, 35). Może to świadczyć o pozostałych do chwili obecnej skutkach obowiązującego ponad 30 lat temu systemu rozdzielczego dystrybucji środków ochrony roślin.

Oznaczenia zawartości innych pestycydów chloroorganicznych takich jak α -HCH, β -HCH, aldrin, deldrin i endrin wykazały, że pozostałości tych związków w glebach ornych Polski są bardzo niskie (34) i w żadnym punkcie badawczym nie przekraczają wartości dopuszczalnych dla gleb użytków rolnych określonych w Rozporządzeniu (4). Nie zaobserwowano, aby intensywna powódź w środkowym biegu Wisły w roku 2010 wpłynęła na wzrost zawartości zanieczyszczeń chloroorganicznych w glebach wykorzystywanych rolniczo – w stosunku do innych rejonów kraju (26a).

Podsumowanie

Ogólna zawartość zanieczyszczeń chemicznych (metali i związków organicznych) w glebach użytkowanych rolniczo w Polsce nie odbiega od poziomu notowanego w sąsiednich krajach europejskich. Badania monitoringowe w okresie ostatnich 20 lat nie wskazują na istotne zmiany zawartości metali lub WWA w glebach gruntów ornych w kraju. Podwyższone zawartości tych zanieczyszczeń notowane są głównie na obszarach o silnym oddziaływaniu antropopresji (emisje przemysłowe, hutnictwo i kopalnictwo, szlaki komunikacyjne, tereny zurbanizowane). W przypadku pozostałości pestycydów chloroorganicznych takich jak DDT i HCH obserwowane

są przede wszystkim zróżnicowania regionalne wynikające z jednej strony z długotrwałych efektów scentralizowanego systemu rozdziału środków ochrony roślin w okresie przed rokiem 1980, a z drugiej – z różnic w intensywności rolnictwa i sposobie wykorzystania gruntów w poszczególnych województwach. Ocena poziomu zanieczyszczenia metalami oraz WWA gleb ornych w Polsce dokonana na podstawie systemu klasyfikacji tych gleb opracowanego w IUNG w Puławach (13) oraz na podstawie aktualnych regulacji prawnych (4) wskazuje, że co najmniej 90 % tych gleb można uznać za nie zanieczyszczone i nie stwarzające zagrożenia zanieczyszczenia dla zdrowia człowieka. W przypadku zanieczyszczeń organicznych takich jak BaP, DDT i γ -HCH wysoki odsetek gleb kwalifikowanych jako zanieczyszczone tymi związkami na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska (4) wynika głównie z bardzo niskich limitów zastosowanych w polskich regulacjach prawnych, które nie są oparte na uzasadnionych przesłankach naukowych wynikających z oceny ryzyka ekotoksykologicznego i ryzyka dla zdrowia człowieka. Zawartość pozostałości innych pestycydów chloroorganicznych takich jak α -HCH, β -HCH, aldrin, deldrin i endrin w glebach ornych Polski jest bardzo niska i nie stanowi zagrożenia.

Literatura

1. B o j a k o w s k a I., G l i w i c z T.: Pestycydy chloroorganiczne i polichlorowane bifenyle w osadach rzecznych w Polsce. *Przegląd Geologiczny*, 2005, **53**: 649-655.
2. Canadian Council of the Ministers of The Environment (CCME). Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health, DDT (Total). 1999.
3. C a r l o n C., D` A l e s s a n d r o M., S w a r t j e s F.: Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonisation. In Carlon C. (Ed). JRC Scientific and Technical Report EUR 22805 EN – 2007. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities. 2007.
4. Dz. U. Nr 165, poz. 1359. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. 2002.
5. Dz.U. nr 85, poz 801. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 16 kwietnia 2004 r. w sprawie najwyższych dopuszczalnych poziomów pozostałości chemicznych środków ochrony roślin, które mogą znajdować się w środkach spożywczych lub na ich powierzchni.
6. DzUUE (Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej), L 364/5 z dnia 20.12.2006. Rozporządzenie Komisji (WE) nr 1881/2006 z dnia 19 grudnia 2006 r. ustalające najwyższe dopuszczalne poziomy niektórych zanieczyszczeń w środkach spożywczych. 2006.
7. F a l a n d y s z J., B r u d n o w s k a B., K a w a n o M., W a k i m o t o T.: Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in soils from Southern Part of Poland. *Archives Environ. Contam. Toxicol.* 2001, **40**: 173-178.
8. G a ł u s z k a A., M i g a s z e w s k i Z. M., M a n e c k i P.: Pesticide burial grounds in Poland: A review. *Environ. International*, 2011, **37**: 1265- 1272.
9. G u s e v A., M a n t s e v a E., R o z o v s k a y a O., S h a t a l o v V., S o k o v y h V., A a s W.: Persistent Organic Pollutants in the Environment. EMEP Status Report 3/2009. 2009.

10. Holoubek I., Dušek L., Sáňka M., Hofman J., Čupr P., Jarkovský J., Zbiral J., Klánová J.: Soil burdens of persistent organic pollutants – Their levels, fate and risk. Part I. Variation of concentration ranges according to different soil uses and locations. *Environ. Poll.* 2009, **157**: 3207-3217.
11. Ilnicki P. *Polskie Rolnictwo a Ochrona Środowiska*, Wyd. AR im A. Cieszkowskiego w Poznaniu, 2004. ss. 481.
- 12a. Kabata-Pendias A., Motowicka-Terelak T., Piotrowska M., Terelak H., Witek T.: Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. IUNG, P(53), Puławy, 1993, ss.20.
12. Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Motowicka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Filipiak K., Krakowiak A., Pietruch Cz.: Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb; metale ciężkie, siarka i WWA, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 1995, ss.41.
13. Kabata-Pendias A.: *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington, D.C., 2011.
14. Kawano M., Brudnowska B., Falandyś J., Wakimoto T.: Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in soils in Poland. *Roczniki PZH*, 2000, **51**: 15-28. [in Polish]
15. Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B.: Application of preliminary stage of risk assessment procedure for agricultural soils: area affected by flood as a case study. *J. Food, Agriculture and Environment*, 2012, **10**: 675-680.
- 16a. Lis J., Pasieczna A.: *Atlas geochemiczny Polski 1:2500 000*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa, 1995, 34 ss..
16. Konwencja Sztokholmska, 2002, http://www.mos.gov.pl/2strony_tematyczne/ochrona_powietrza/konwencje_ekologiczne/konwencja_sztokholmska/index.shtml.
17. Maliszewska-Kordybach B.: Soil quality criteria for polycyclic aromatic hydrocarbons - current information and problems. *Fresenius Env. Bull.*, 2003, **12**: 919-924.
18. Maliszewska-Kordybach B.: Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland; preliminary proposals for the criteria for the evaluation of the level of soil pollution. *Appl. Geochem.* 1996, **11**: 121-127.
19. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B.: Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w glebach użytków rolnych gminy Puławy. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 1995, **418**: 281-284.
20. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B.: Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebach użytkowanych rolniczo na terenie woj. lubelskiego. *Roczniki Gleboznawcze*, 1997, **48**: 95-110.
21. Maliszewska-Kordybach B., Gałązka R., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B., Łysiak M.: Czy gleby w Puławach są zanieczyszczone? *Polish Journal of Agronomy*, 2012, **9**: 7-16.
22. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A., Terelak H.: Monitoring of the total content of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in arable soils in Poland. *Chemosphere*, 2008, **73**: 1284-1291.
23. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A.: Effects of anthropopressure and soil properties on the accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the upper layer of soils in selected regions of Poland. *Applied Geochemistry*, 2009, **24**: 1918-1926.
24. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A.: Concentrations, sources and spatial distribution of individual polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soils in the Eastern part of the EU; Poland as a case study. *Sci. Total Environ.*, 2009, **407**: 3746-3753.

25. Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B., Stuczyński T.: Relationship between soil concentrations of PAHs and their regional emission indices. *Water Air Soil Pollut.* 2010, **213**: 319-330
- 26a. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A.: The levels and composition of persistent organic pollutants in alluvial agriculture soils affected by flooding. *Environ. Monitoring Assessment.* 2013, **185**: 9935-9948.
26. Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B., Gałązka R.: Effect of flooding on contamination of agriculture soils with metals and PAHs: the middle Vistula Gap case study. *Water Air Soil Poll.* 2012, **223**: 687-697.
27. Oleszek W., Maliszewska-Kordybach B.: Jakość i bezpieczeństwo żywności pochodzenia roślinnego. W: I Kongres Nauki Polskiej Nauka-Praktyce. Warszawa, 2009: 193-205.
28. Oleszek W., Terelak H., Maliszewska-Kordybach B., Kukuła S.: Soil, food and agroproduct contamination monitoring in Poland. *Polish J. Environ. Studies*, 2003, **12**: 261-268.
29. Pasieczna A.: Atlas zanieczyszczenia gleb miejskich w Polsce. Państwowy Instytut Geologiczny-Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa, 2003.
30. Rezolucja Parlamentu Europejskiego z dnia 13 listopada 2007 r. w sprawie strategii tematycznej w dziedzinie ochrony gleby (2006/2293(INI))
31. Siebielec G., Stuczyński T., Korzeniowska-Puculek R.: Metal bioavailability in long-term contaminated Tarnowskie Góry soils. *Polish J. Environ. Studies*, 2006, **15**: 121-129.
32. Siebielec G., Smreczak B., Klimowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Terelak H., Koza P., Łysiak M., Gałązka R., Pecio M., Miturski T., Hryńczuk B.: Monitoring chemizmu gleb ornych w Polsce latach 2010-2012. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2013, ss.196.
33. Soil Quality Standards for Trace Elements. Derivation, Implementation and Interpretation. Ed. G. Merrington and I. Schoeters. CRC Press. Boca Rato, London, New York. 2011.
34. Smreczak B., Maliszewska-Kordybach B., Klimowicz-Pawlas A., Suszek B.: Ocena zawartości trwałych zanieczyszczeń chloroorganicznych (COP i PCB) w glebach ornych Polski. Raport z realizacji tematu badawczego 4.1.7. IUNG. Puławy, 2011. (nie publikowane).
35. Smreczak B., Maliszewska-Kordybach B., Klimowicz-Pawlas A.: Pozostałości pestycydów chloroorganicznych w glebach ornych Polski. W: Warsztaty naukowe „Rozpraszanie zanieczyszczeń z rolnictwa do środowiska”. IUNG-PIB, Puławy, 2012, 23-24.
36. Smreczak B., Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A.: Application of different criteria for the assessment of arable soil pollution with PAHs. *Žemės ūkio mokslai*. 2008, **15**: 55-58.
37. Stuczyński T., Dębicki R., Gonet S., Stępniewski W., Czyż E., Maliszewska-Kordybach B., Rejman J., Siebielec G., Stępniewska Z.: Analiza stanu oraz określenie warunków zrównoważonego wykorzystania i ochrony gleb. Ekspertyza opracowana dla Ministerstwa Środowiska i Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.. IUNG, Puławy, 2005. (nie publikowane).
38. Stuczyński T., Siebielec G., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Gawrysiak L.: Wyznaczanie obszarów, na których przekroczone są standardy jakości gleb – poradnik metodyczny dla administracji. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2004, ss.103.
39. Terelak H., Motowicka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Pietruch Cz.: Monitoring chemizmu gleb ornych Polski – Program badań i wyniki 1995 i 2000. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2002, ss. 146.
40. Terelak H., Stuczyński T., Motowicka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Pietruch Cz.: Monitoring chemizmu gleb ornych Polski w latach 2005-2007. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2008, pp. 135.

41. Terelak H., Kabata-Pendias A.: Trace elements in soils of agricultural land in Poland. In Materials of the 5th International Conference on Biogeochemistry of Trace Elements. Vienna 11-15 July 1999, vol. 1: 448-449.
 42. VROM, 1995
-

Adres do korespondencji

prof. dr hab. Barbara Maliszewska-Kordybach
Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów
IUNG-PIB

ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy

tel. 81 886 34 21 w. 321

e-mail: bkord@iung.pulawy.pl

Mariusz Kucharski

*Institut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

POZOSTAŁOŚCI ŚRODKÓW OCHRONY ROŚLIN W GLEBIE

Słowa kluczowe: herbicydy, pozostałości, dynamika rozkładu, gleba, monitoring, NDP

Wstęp

Głównym źródłem obecności środków ochrony roślin w środowisku jest ich świadoma aplikacja umożliwiająca skuteczną ochronę upraw. Ponadto substancje te mogą przedostawać się do środowiska w trakcie produkcji i transportu, płukania i mycia sprzętu opryskującego, jak również przez nieodpowiednie składowanie resztek i opakowań po preparatach. Środki ochrony roślin, po ich zastosowaniu, ulegają różnym procesom biologicznym i fizykochemicznym, w wyniku których następuje spadek stężenia aplikowanej substancji. Składnik czynny środka ochrony roślin ulega procesowi rozkładu na drodze chemicznej i mikrobiologicznej, sorpcji, przemieszczaniu w głębsze warstwy gleby (poniżej strefy korzeniowej, a nawet do wód gruntowych) oraz jest pobierany przez roślinę (19, 59).

Dominacja poszczególnych procesów i ich szybkość zależą od rodzaju substancji aktywnej, typu i aktywności biologicznej gleby oraz od warunków pogodowych i agrotechnicznych. Natomiast od ilości i szybkości zachodzących przemian, w efekcie końcowym, zależy poziom pozostałości poszczególnych substancji aktywnych i ich metabolitów w roślinie, wodzie i glebie. Zgodnie z definicją, pozostałości to część substancji aktywnej preparatu i (lub) jego toksycznych metabolitów, która nie uległa rozkładowi (55).

Podjęta w niniejszej pracy problematyka pozostałości środków roślin w glebie obejmuje szereg zagadnień, wśród których najważniejszymi są: badania monitoringowe gleb z terenów uprawnych (główne uprawy rolnicze), badania modelowe umożliwiające tworzenie modeli matematycznych opisujących zachowanie się środków ochrony roślin w środowisku (rozkład i przemieszczanie w profilu glebowym) oraz ocena wpływu agrotechniki, sposobu aplikacji i czynników środowiskowych na rozkład i pozostałości środków ochrony roślin w glebie.

Pozostałości substancji czynnych herbicydów w glebie – badania monitoringowe

O ewentualnym zagrożeniu, czy skażeniu produktów rolnych możemy mówić dopiero wtedy, gdy oznaczone stężenia pozostałości substancji aktywnych herbicydów przekraczają lub są zbliżone do wartości dopuszczalnych, określonych w normie. Obecnie wartości najwyższych dopuszczalnych pozostałości (NDP) zostały ujednoczone dla wszystkich państw Unii Europejskiej i zamieszczono je w Rozporządzeniu Komisji WE (45). Rozporządzenie to odnosi się jedynie do pozostałości substancji aktywnych wykrywanych w paszach, produktach spożywczych i ich przetworach. W przypadku pozostałości w glebie można posłużyć się Rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (52). W dokumencie tym wymienionych jest jednak tylko kilka substancji aktywnych herbicydów, często wycofanych już z obiegu (brak aktualnej rejestracji). W takiej sytuacji trudno odnieść uzyskane wyniki do konkretnych standardów. W przypadku produktów spożywczych wartości NDP wahają się w zakresie od 0,05 do nawet 10 mg/kg (w zależności od rodzaju substancji i produktu). Dla herbicydów są to wartości z przedziału 0,05-0,5 mg/kg. Dla gleby (warstwa 0-30 cm) ustalono, że wartość NDP dla wymienionych w Rozporządzeniu (52) herbicydów wynosi 0,2 mg/kg. Dla umożliwienia i ułatwienia interpretacji przedstawionych poniżej wyników analiz, w niniejszej pracy przyjęto, że dla wszystkich pozostałości substancji czynnych herbicydów, dopuszczalne stężenie pozostałości (NDP) w próbkach gleby (warstwa 0-30 cm) to 0,2 mg/kg.

W latach 2000–2012, w ramach programów badawczych prowadzonych przez Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy, wykonano analizę blisko 6 tysięcy próbek gleby w celu identyfikacji i określenia poziomu pozostałości herbicydów (32 substancje czynne – tabela 1). W ramach badań monitoringowych, próbki gleby (warstwa 0-20 cm) pobierane były z doświadczeń poletkowych i stałych punktów poboru rozlokowanych na plantacjach produkcyjnych głównych upraw rolniczych, tj. zbóż (pszenica, jęczmień, żyto i pszenżyto), rzepaku ozimego, kukurydzy, buraka cukrowego, ziemniaka i grochu. Większość materiału do badań pochodziła z pól uprawnych zachodniej i południowo-zachodniej Polski.

Dla oceny i interpretacji wyników badań uzyskane dane uszeregowano w dwóch grupach. Pierwsza to próbki, w których nie wykryto pozostałości substancji aktywnych herbicydów lub pozostałości były na granicy oznaczalności zastosowanych metod analitycznych (pozostałości 100 i więcej razy niższe od NDP). Druga grupa to te próbki, w których oznaczone pozostałości były wyższe od 0,001 mg/kg (od kilku do 100 razy niższe od NDP).

Zgodnie z przyjętym podziałem, na podstawie badań monitoringowych (2000-2012) pozostałości substancji czynnych herbicydów w głównych uprawach rolniczych stwierdzono, że:

- średnio w 63% próbek gleby, nie wykryto pozostałości analizowanych substancji lub oznaczone stężenie pozostałości było na poziomie oznaczalności zastosowanych metod analitycznych (100 i więcej razy niższe od NDP),
- w przypadku 37% próbek gleby, oznaczone pozostałości były wyższe od 0,001 mg·kg⁻¹ (od kilku do 100 razy niższe od NDP),
- w żadnej z analizowanych próbek glebowych nie stwierdzono pozostałości, których stężenie przekraczało wartości NDP.

W tabeli 1 przedstawiono listę substancji czynnych herbicydów oraz maksymalne wykryte stężenia pozostałości w glebie. Tabelę opracowano na podstawie danych uzyskanych z badań monitoringowych (omówionych powyżej).

Tabela 1

Maksymalne wykryte pozostałości substancji czynnych herbicydów (2000-2012)

Substancja czynna	Pozostałości (mg/kg)	Substancja czynna	Pozostałości (mg·kg ⁻¹)
Zboża ozime i jare		rzepak ozimy	
2,4-D	0,069	Alachlor	0,082
MCPA	0,083	Trifluralina	0,089
Dikamba	0,028	Chlomazon	0,027
Izoproturon	0,057	Metazachlor	0,096
Chlorotoluron	0,082	Chizalofop-P-etylowy	0,018
Diflufenikan	0,026	Dimetachlor	0,063
Fluoksypyr	0,010	Propyzamid	0,071
Burak cukrowy		Ziemniak	
Fenmedifam	0,076	Linuron	0,032
Desmedifam	0,062	MCPA	0,046
Etofumesat	0,069	Pendimetalina	0,043
Metamitron	0,103	Metrybuzyna	0,048
Lenacil	0,024	Fluazifop-P-butyłowy	0,009
Chlorydazon	0,110		
Kukurydza		Groch	
Atrazyna	0,131	Bentazon	0,073
Pendimetalina	0,096	Chizalofop-P-etylowy	0,008
Acetochlor	0,053	Fluazifop-P-butyłowy	0,006
Metolachlor	0,088		

Źródło: badania własne.

Przedstawione wyniki badań pozostałości substancji czynnych herbicydów w podstawowych uprawach rolniczych wskazują, że stosowanie herbicydów nie stanowi zagrożenia dla ludzi i środowiska rolniczego. Jednak pobrane próbki

glebowe pochodziły z pól, na których wszystkie zabiegi agrotechniczne oraz aplikacja herbicydów była kontrolowana i zgodna z zaleceniami. Nie można jednak ustrzec się sporadycznych wypadków przekroczeń wartości dopuszczalnych. Przypadki takie spowodowane są zwykle niewiedzą rolników, złym stanem sprzętu opryskującego, przekraczaniem dawki zalecanej, stosowaniem środków podrabianych lub przemyślanym działaniem farmera, który celowo niszczy plantację licząc na odszkodowanie (53, 54, 58).

Badania monitoringowe dotyczące zanieczyszczeń gleby pozostałościami środków ochrony roślin nie są prowadzone na taką skalę, jak monitoring pasz, produktów spożywczych i ich przetworów. Badania takie mają status urzędowych, a ich wyniki są przetwarzane i przesyłane do Europejskiego Urzędu ds. Bezpieczeństwa Żywności (EFSA); (11, 40). W literaturze światowej, dane o zanieczyszczeniu gleb przez pozostałości pestycydów, pochodzą zwykle z doświadczeń prowadzonych lokalnie i na małą skalę. Również w tych doniesieniach autorzy informują, że stosowanie środków ochrony roślin zgodnie z zaleceniami nie stanowi zagrożenia (pozostałości nie są wykrywane lub ich stężenie jest znacząco niższe od przyjętego w tej pracy NDP); (5, 8, 15, 39, 41, 50, 51, 67)

Rozkład i przemieszczanie herbicydów w glebie – badania modelowe

Równie ważne, jak badania monitoringowe, są badania modelowe. Prowadzenie tych prac pozwala lepiej poznać zachowanie się herbicydów w środowisku (gleba, woda) i materiale roślinnym oraz na selekcję i ewentualną eliminację lub ograniczenie w stosowaniu substancji, które ze względu na np.: powolny rozkład, kumulację w częściach zielonych i owocach, szybkie przemieszczanie w profilu glebowym i przenikanie do wód, mogą stanowić zagrożenie dla środowiska.

W warunkach polowych trudno jest rozdzielić wpływ warunków pogodowych i agrotechniki na występowanie pozostałości herbicydów w glebie, czy materiale roślinnym. Mogą one wzajemnie się znosić, jak też powodować wystąpienie nadmiernych pozostałości. Dzięki badaniom prowadzonym w warunkach kontrolowanych, istnieje możliwość doboru warunków prowadzenia doświadczeń, tak, aby wyróżnić pojedyncze parametry mogące mieć wpływ na rozkład herbicydu i w efekcie końcowym na stężenie pozostałości.

Badania modelowe są wykorzystywane do tworzenia modeli matematycznych opisujących losy pestycydów w środowisku. Prace związane z tworzeniem modeli zachowania się pestycydów w środowisku rozpoczęto w latach siedemdziesiątych ubiegłego wieku. W a l k e r (64) zaproponował pierwszy model matematyczny opisujący zachowanie się pestycydów w powierzchniowej warstwie gleby. Model ten zawęzał się do procesu zanikania substancji aktywnej (rozkładu), a czynnikami decydującymi o tym procesie były temperatura i wilgotność gleby. Trzonem tego modelu było kinetyczne równanie reakcji pierwszego rzędu. Do chwili obecnej

naukowcy zaproponowali wiele rozwiązań modelowych opisujących zachowanie się pestycydów w środowisku (61, 63). Jednak, jak dotąd żaden z tych modeli nie uwzględnia jednocześnie wszystkich znanych procesów zachodzących w środowisku (62). Prawo europejskie dokładnie określa zakres badań związanych z wprowadzeniem do obrotu nowych agrochemikaliów. Jednym z głównych aspektów tych badań jest określenie wpływu substancji na środowisko. Do standardowych analiz należy ocena trwałości badanych substancji (10, 14).

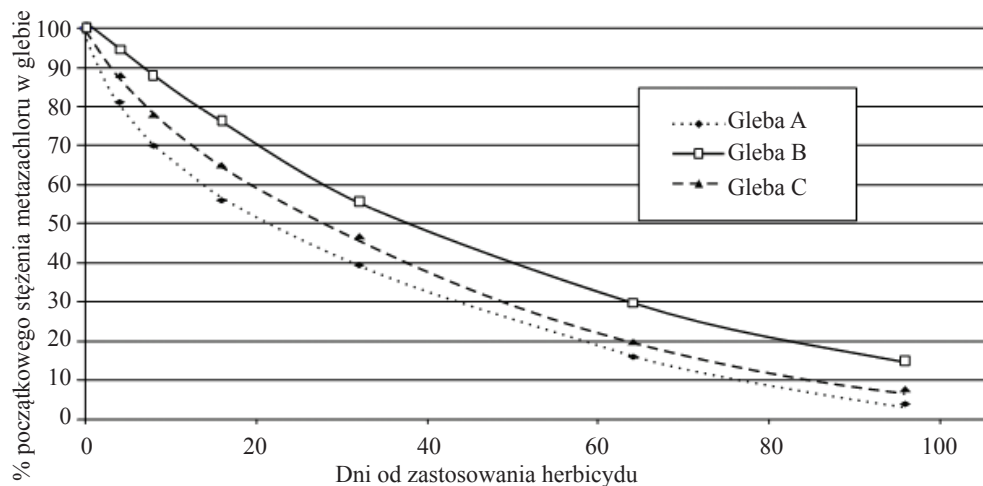
Jednym z elementów limitujących przydatność środka ochrony roślin do stosowania w praktyce jest jego wpływ na środowisko rolnicze. Substancje persystentne, charakteryzujące się długim czasem zalegania (powolny rozkład) w glebie nie są dopuszczane do stosowania w ochronie roślin (4). Z tego względu ocena czasu połowicznego rozkładu związku w glebie (DT_{50}) stanowi ważny wskaźnik przydatności badanej substancji. W zależności od okresu półrozpadu w glebie (DT_{50}), stosowane w praktyce rolniczej agrochemikalia można podzielić na: mało trwałe ($DT_{50} < 20$ dni), średnio trwałe ($DT_{50} = 20-90$ dni) i trwałe ($DT_{50} > 90$ dni); (13).

Czas półrozpadu nie jest wartością stałą, a jego wielkość zależy od wielu czynników, np. właściwości fizykochemicznych gleby, warunków klimatycznych, jak też obecności innych substancji.

Badania nad wpływem typu gleby na rozkład metazachloru prowadzono w warunkach kontrolowanych (60). Do doświadczenia wybrano trzy gleby o różnicowanych właściwościach fizykochemicznych: gleba A ($C_{org} = 2,10$; procentowy udział frakcji piasek/pył/il = 15/34/51), gleba B (odpowiednio: 0,94; 63/20/17) i gleba C (2,01; 33/29/38). Próbkę gleby z naniesionym herbicydem pobierano do analiz pozostałości w ustalonych odstępach czasu: 1 godzinę po zabiegu herbicydowym (stężenie początkowe), następnie po 2, 4, 8, 16, 32, 64 i 96 dniach po aplikacji herbicydu. Na podstawie uzyskanych wyników wykreślono krzywą rozkładu metazachloru (zależność stężenia od czasu); (rys. 1). Przebieg rozkładu znacząco różnił się w zależności od typu gleby. Najwolniejszy rozkład obserwowano w glebie o niskiej zawartości węgla organicznego i frakcji ilu – gleba B. Znacząco szybszy rozkład obserwowano w przypadku gleb cięższych, o zawartości węgla organicznego powyżej 2%. Gleby oznaczone jako A i C charakteryzowały się podobną zawartością węgla organicznego i zróżnicowanym składem granulometrycznym. Gleba A w swej strukturze zawierała największy udział części ilastych, co miało wpływ na rozkład metazachloru. W tej glebie był on najszybszy. Różnice w szybkości rozkładu utrzymywały się w całym okresie prowadzenia badań. Po 96 dniach od zastosowania herbicydu w próbkach gleby stwierdzono pozostałości metazachloru na poziomie: 3,8% stężenia początkowego – gleba A; 14,2% – gleba B i 7,8% – gleba C. Prace nad wpływem typu gleby na rozkład substancji aktywnej herbicydu, prowadzone przez innych badaczy, wskazują również, że przebieg i szybkość procesu zanikania są uzależnione od właściwości fizykochemicznych gleby oraz zawartości substancji organicznej (1, 24). Zaobserwowana w prezentowanych badaniach (60) zależność,

tj. najszybszy rozkład substancji aktywnej herbicydu w glebie o najwyższej zawartości węgla i frakcji ilastej, została również potwierdzona w badaniach innych autorów (9, 12).

Wyznaczone krzywe (dynamika rozkładu) opisano matematycznie. Najlepsze dopasowanie danych eksperymentalnych do modelu uzyskano stosując równanie funkcji wykładniczej (kinetyczne równanie reakcji pierwszego rzędu). Taki wybór modelu przebiegu rozkładu opisują również inni autorzy (6, 44). Na podstawie równań opisujących krzywe wyliczono wartości czasu połowicznego rozkładu (DT_{50}) metazachloru w glebach. W przypadku gleby o najwyższej zawartości węgla organicznego i części ilastych, czas połowicznego rozkładu wyniósł 22 dni. Zmniejszenie zawartości obu omawianych składników powodowało wzrost wartości DT_{50} . Uzyskane w doświadczeniu wartości DT_{50} są zbliżone do danych z doświadczeń laboratoryjnych prowadzonych przez *Walker'a i Brown'a* (66) oraz *Allen'a i Walker'a* (1). W przypadku doświadczeń prowadzonych w warunkach polowych czas połowicznego rozkładu metazachloru był dłuższy i wyniósł 1–3 miesiące (50). Na podstawie wyników badań zebranych przez Europejski Urząd ds. Bezpieczeństwa Żywności (EFSA) można stwierdzić, że metazachlor należy do substancji o małej i średniej trwałości w glebie. Jego czas połowicznego rozkładu, uzyskany z badań prowadzonych w warunkach laboratoryjnych, wyniósł 5,0-35,8 dni (7). Również w tym raporcie (7) zamieszczono wyniki analiz czasu połowicznego rozkładu dla różnych typów gleb. W wielu przypadkach przedstawione wyniki były podobne do prezentowanych w pracy (60), choć wyszczególnione były również wyniki skrajne, uzyskane z gleb piaszczystych, gdzie wartość DT_{50} przekraczała nawet 300 dni.



Rysunek 1. Rozkład metazachloru w glebie

Źródło: Sadowski i in., 2012 (60).

Równie ważnym wskaźnikiem decydującym o dopuszczeniu herbicydu do stosowania jest jego zdolność do przemieszczania się w głąb profilu glebowego. Substancje łatwo i szybko przemieszczające się w glebie mogą stanowić zagrożenie dla wód gruntowych stanowiących często źródło wody pitnej. Badania nad przemieszczaniem się herbicydów w glebie obejmują różne czynniki mogące mieć wpływ na ten proces, tj. właściwości fizykochemiczne substancji aktywnej i gleby, warunki klimatyczne (głównie temperatura, wilgotność gleby i intensywność opadów atmosferycznych), jak też obecność innych substancji. W badaniach polowych, w których oceniano wpływ trzech rodzajów adiuwantów na przemieszczanie się metazachloru w profilu glebowym (22) stwierdzono, że dodatek adiuwantów spowalnia przemieszczanie się herbicydu w glebie. Badania prowadzono na plantacji rzepaku ozimego, a próbki gleby pobierano 14, 32 i 46 tygodni po przedwiosennej aplikacji herbicydu, z trzech poziomów profilu gleby: 0–15, 16–30 i 31–50 cm. Przed zimą (14 tygodni po zabiegu herbicydowym) pozostałości w najgłębszej warstwie gleby (31–50 cm) były obecne tylko w próbkach z obiektów, na których metazachlor stosowano samodzielnie (tab. 2). W czasie zbioru rośliny uprawnej (46 tygodni po zabiegu) pozostałości metazachloru w najgłębszej warstwie gleby wynosiły 0,0012 mg/kg (obiekt bez adiuwanta), natomiast w próbkach gleby, pochodzących z obiektów, na których stosowano herbicyd z adiuwantem olejowym, pozostałości metazachloru nie wykryto (tab. 2).

Tabela 2

Pozostałości metazachloru w profilu gleby

Warstwa gleby (cm)	Pozostałości metazachloru (mg/kg)			
	Bez adiuwanta	+ adiuwant olejowy	+ surfaktant	+ adiuwant wieloskładnikowy
14 tygodni po aplikacji herbicydu				
0-15	0.0932	0.1244	0.1168	0.1032
16-30	0.0176	0.0096	0.0124	0.0158
31-50	0.0004	NW	NW	NW
32 tygodnie po aplikacji herbicydu				
0-15	0.0694	0.0854	0.0786	0.0726
16-30	0.0048	0.0020	0.0032	0.0040
31-50	0.0008	0.0002	0.0004	0.0004
46 tygodni po aplikacji herbicydu				
0-15	0.0072	0.0108	0.0094	0.0082
16-30	0.0014	0.0018	0.0016	0.0012
31-50	0.0012	NW	0.0006	0.0010

NW – pozostałości nie wykryto (<0.0002 mg/kg)

Źródło: Kucharski i Sadowski, 2011, (22).

Wpływ agrotechniki, sposobu aplikacji i czynników środowiskowych na rozkład i pozostałości substancji aktywnych herbicydów

Na podstawie wyników badań prowadzonych zarówno w warunkach polowych, jak też kontrolowanych można scharakteryzować wpływ poszczególnych parametrów na szybkość rozkładu i pozostałości substancji aktywnych herbicydów w glebie i uprawianej roślinie.

Główną rolę w procesie rozkładu substancji biologicznie czynnej herbicydu odgrywają mikroorganizmy glebowe. Prace nad oddziaływaniem herbicydów na właściwości gleby i rozwój mikroflory nie wykazały, by związki te, stosowane w zalecanych dawkach, w sposób trwały, wpływały ujemnie na środowisko glebowe (42, 43, 46, 47, 48, 49). Obserwowane zmiany liczebności poszczególnych grup mikroorganizmów są na ogół okresowe i po pewnym czasie następuje powrót do stanu pierwotnego.

Jak wynika z przeprowadzonych badań (16, 24, 60), na glebach zasobnych w substancję organiczną następuje znacząco szybszy rozkład herbicydów, co skutkuje niższymi pozostałościami oznaczanymi w czasie zbioru uprawianej rośliny. Natomiast w glebach ubogich w substancję organiczną, jak również posiadających w swym składzie wysoki udział frakcji piasku obserwowany jest wolniejszy rozkład herbicydów. Gleby piaszczyste (lekkie) umożliwiają łatwiejszy transport herbicydu w głąb profilu glebowego, aż do wód gruntowych, co powoduje, że w warstwie ornej (w obszarze dostępności dla systemu korzeniowego rośliny) pozostałości są bardzo małe (zarówno w glebie, jak też w uprawianej roślinie). W przypadku gleb ciężkich obserwowane jest zjawisko sorpcji - cząsteczki substancji aktywnej w wyniku reakcji fizykochemicznych zostają wbudowane w cząstki gleby i nie są one dostępne (lub dostęp jest ograniczony) dla roślin.

Wyższa temperatura i odpowiednia wilgotność gleby powodują, że rozkład herbicydu jest szybszy, a tym samym niższe są pozostałości (28, 56, 57). Odpowiednie warunki klimatyczne przyspieszają rozkład chemiczny, jak również sprzyjają rozwojowi mikroorganizmów uczestniczących w rozkładzie biologicznym.

Na podstawie wyników uzyskanych z doświadczenia prowadzonego w warunkach kontrolowanych (28), w którym oceniano rozkład fluazifopu w glebie o różnej wilgotności stwierdzono, że najszybszy rozkład obserwowany był przy najwyższym uwilgotnieniu gleby (90% maksymalnej pojemności wodnej (mpw)). Porównując wyniki tego doświadczenia można zauważyć, że różnice w czasie połowicznego rozkładu (DT_{50}) tej substancji, w zależności od wilgotności gleby sięgają 37 dni. DT_{50} dla wilgotności = 20% mpw wynosił 54 dni, dla wilgotności = 60% mpw 29 dni, a dla wilgotności = 90% mpw tylko 17 dni. Po 82 dniach od aplikacji herbicydu nie stwierdzono wykrywalnych pozostałości w glebie o wilgotności równej 90% mpw. Podobne wyniki uzyskali również inni badacze. W a l k e r i A l l e n (65) badając rozkład propyzamidu, metrybuzyny i linuronu stwierdzili, że półokres rozpadu

tych związków w glebie, w temperaturze 20°C i przy wilgotności równej połowie maksymalnej pojemności wodnej, wynosił dla propyzamidu 35, metribuzyny 36 i linuronu 74 dni, a przy niskiej wilgotności (20% mpw) odpowiednio 90, 97 i 142 dni.

W uprawie ozimin istotny wpływ, na tempo rozkładu, ma także termin stosowania herbicydu (3, 20, 30). Po wykonaniu zabiegu w okresie jesiennym, w początkowym okresie zdecydowana większość preparatu dostaje się do gleby. Do momentu, gdy temperatura gleby jest dostatecznie wysoka, rozkład substancji biologicznie czynnej zachodzi stosunkowo szybko. W okresie zimowym, gdy temperatura gleby wyraźnie się obniża, procesy życiowe mikroorganizmów ulegają zahamowaniu, a rozkład herbicydu praktycznie zostaje zatrzymany. Wiosną w miarę ogrzewania się gleby, aktywność mikroorganizmów glebowych wzrasta i proces rozkładu herbicydu ponownie ulega przyspieszeniu. Jeżeli porównamy przebieg dynamiki rozkładu tej samej substancji aktywnej herbicydu aplikowanej wiosną i jesienią, to można zauważyć, że herbicyd stosowany jesienią w okresie wiosny rozkłada się wolniej niż zastosowany wiosną. Powodowane jest to tym, że w okresie późnojesiennym i zimowym rozkład ulega zatrzymaniu, ale w tym czasie cząsteczki substancji aktywnej w wyniku reakcji fizykochemicznych zostają wbudowane w cząstki gleby. Sprawia to, że na wiosnę są one trudniej dostępne dla mikroorganizmów. W takim przypadku, pomimo znacznie wcześniejszego terminu aplikacji herbicydu, pozostałości oznaczone w czasie zbioru rośliny nie muszą być znacząco różne. Z góry nie można założyć, że aplikacja jesienna będzie powodowała, że pozostałości będą niższe. Na podstawie badań (32) prowadzonych w latach 2000–2002 na plantacjach pszenicy ozimej, gdzie aplikowano herbicydy zawierające chlorotoluron i izoproturon, powschodowo, jesienią i na obiektach nie opryskiwanych wcześniej - wiosną, po ruszeniu wegetacji stwierdzono, że stosowanie herbicydów wiosną powodowało, w większości przypadków, znaczący wzrost stężenia substancji aktywnych herbicydów w glebie, w stosunku do obiektów, na których herbicyd aplikowano jesienią. W przypadku zabiegów wykonanych wiosną, okres od aplikacji herbicydu do zbioru jest o około 5-6 miesięcy krótszy, co powoduje, że substancja aktywna herbicydu nie zdąży się rozłożyć w takim stopniu, jak po zabiegu wykonanym jesienią. Okres od jesiennej aplikacji do zbioru pszenicy ozimej jest na tyle długi, by spodziewać się, że analiza chemiczna nie wykaże pozostałości w glebie lub ich stężenie będzie na poziomie oznaczalności metody analitycznej.

Jak wykazały przeprowadzone badania (2, 23, 37), termin stosowania herbicydów może różnicować poziom pozostałości substancji aktywnych w glebie, jednak głównym czynnikiem decydującym o wyborze odpowiedniego sposobu jest skuteczność stosowanego środka w zwalczaniu chwastów.

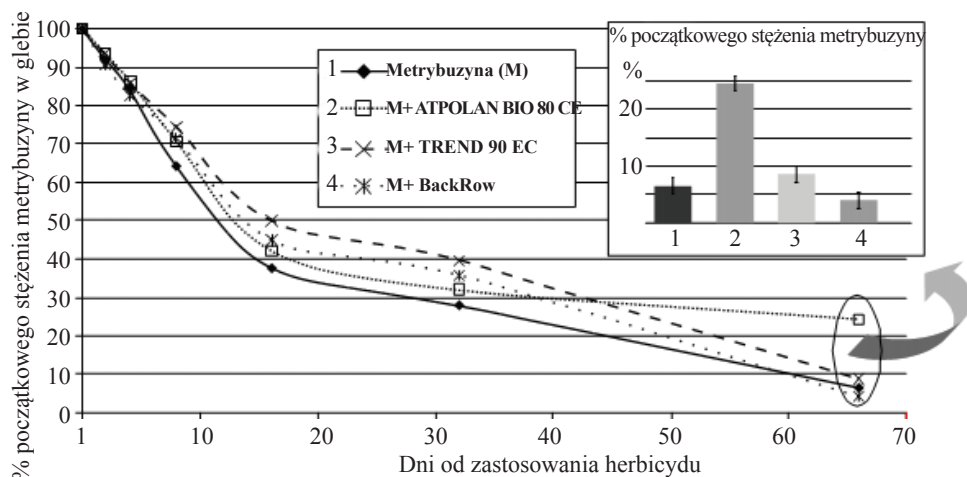
Na szybkość i przebieg rozkładu, a więc i na pozostałości herbicydu (w glebie i roślinie uprawnej) ma wpływ obecność innych substancji chemicznych znajdujących

się już w glebie lub zastosowanych w zabiegu łączonym z herbicydem. Do substancji takich należą fungicydy, insektycydy, inne herbicydy, nawozy i adiuwanty. Wzajemny wpływ poszczególnych związków na pozostałości herbicydu jest zróżnicowany. W wielu badaniach udowodniono, że łączne stosowanie herbicydów z innymi agrochemikaliami, a w szczególności z adiuwantami powoduje zahamowanie rozkładu i wzrost pozostałości w glebie.

Wyniki uzyskane z doświadczeń polowych (17, 18, 25, 27, 31, 33) (burak cukrowy, zboża ozime, rzepak jary i ozimy, kukurydza, groch) wskazują, że w około 50-70% próbek gleby, stwierdzono wzrost stężenia pozostałości substancji aktywnych herbicydów, po zastosowaniu ich z adiuwantami, w porównaniu do obiektów, gdzie aplikowano sam herbicyd. Oznaczone pozostałości były jednak, w większości przypadków, niższe od tych, które wykryto w próbkach pochodzących z obiektów, gdzie aplikowano pełne dawki herbicydów. Nie stwierdzono, by dodatek adiuwantów powodował tak wysoki wzrost pozostałości, aby doszło do przekroczenia wartości NDP. Wpływ adiuwantów na przemieszczanie się herbicydu w profilu glebowym omówiono już we wcześniejszym rozdziale.

Badania laboratoryjne i polowe wykazały, że dodatek adiuwanta spowalnia proces rozkładu wielu substancji aktywnych herbicydów (np.: fenmedifamu, metamitronu, metazachloru, etofumesatu, chlorydazonu) w glebie. Przebieg tego procesu jest różny, w zależności od badanych substancji aktywnych i rodzaju adiuwanta, a także od warunków, w których odbywały się doświadczenia (szklarnia i pole). Wpływ dodatku adiuwantów na rozkład etofumesatu badano w warunkach kontrolowanych (24). Wartość czasu połowicznego rozkładu (DT_{50}) dla mieszaniny etofumesatu z adiuwantami była o 8–10 dni większa od DT_{50} oznaczonego dla etofumesatu aplikowanego samodzielnie. W podobnych badaniach, prowadzonych dla metrybuzyny (36), stwierdzono, że należy ona do grupy związków o średniej trwałości, a jej czas połowicznego rozkładu w glebie, w warunkach prowadzenia doświadczenia wyniósł 11 dni. Łączne stosowanie herbicydu z adiuwantami wpłynęło na spowolnienie procesu rozkładu metrybuzyny w glebie (rys. 2). Wartość DT_{50} wzrosła do 13-16 dni. Zróżnicowanie w dynamice rozkładu metrybuzyny aplikowanej samodzielnie oraz łącznie z adiuwantami miało wpływ na pozostałości końcowe, oznaczone 66 dni po aplikacji.

Adiuwanty stosowane są najczęściej w zabiegach powschodowych (nalistnych). Coraz większego znaczenia nabierają adiuwanty stosowane z herbicydem w zabiegach przedwschodowych (doglebowych). Stwierdzono, że dodatek adiuwanta powoduje zmniejszenie mobilności herbicydów w profilu glebowym, co może powodować wzrost poziomu pozostałości w warstwie ornej (26). Z drugiej zaś strony szybkość rozkładu wielu substancji aktywnych w tej warstwie gleby uzależniona jest od warunków pogodowych (wyższa temperatura i wilgotność gleby sprzyja szybszemu rozkładowi).



Rysunek 2. Rozkład metrybuzyny w glebie

Źródło: Kucharski i in., 2011 (36).

W innych badaniach (21), których celem było określenie wpływu dodatku adiuwantów na skuteczność chwastobójczą i pozostałości herbicydu zawierającego metamitron stosowany w zabiegach przedwiosennych, w uprawie buraka cukrowego, stwierdzono, że łączne stosowanie metamitronu z adiuwantami olejowymi spowolniło przemieszczanie herbicydu w głębsze warstwy profilu glebowego, co spowodowało znaczące wydłużenie czasu działania na chwasty i podniesienie skuteczności chwastobójczej oraz wzrost pozostałości metamitronu w powierzchniowej warstwie gleby. Natomiast dodatek adiuwanta z grupy surfaktantów nie wpłynął znacząco na skuteczność chwastobójczą oraz stężenie pozostałości metamitronu w glebie (tab. 3).

Tabela 3

Pozostałości metamitronu w glebie w zależności od zastosowanych adiuwantów

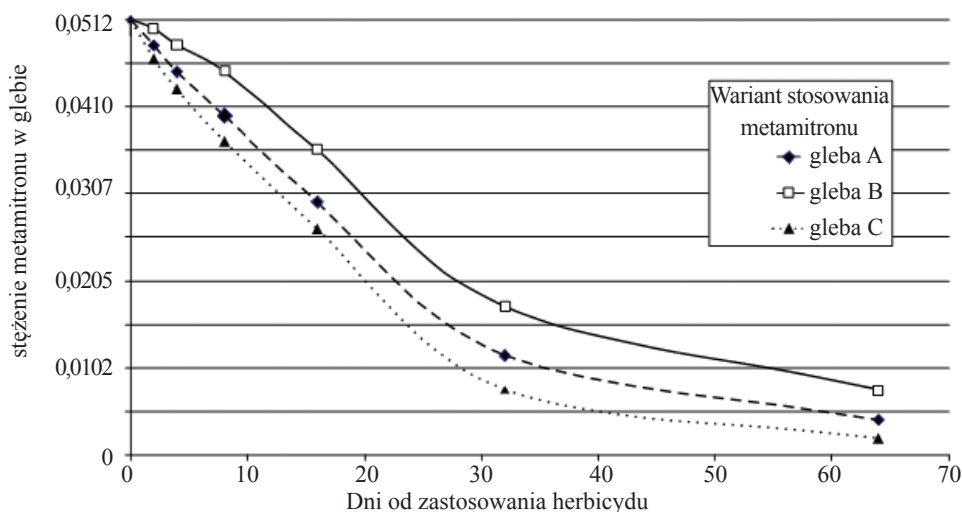
Preparat	Pozostałości [mg/kg]		
	2003	2004	2005
Metamitron	0,082	0,063	0,067
Metamitron + Atpolan 80 EC	0,115	0,078	0,096
Metamitron + Olbras 88 EC	0,136	0,080	0,073
Metamitron+ Trend 90 EC	0,080	0,068	0,070
NIR (0,05)	0,0284	0,0123	0,0228

Źródło: Kucharski, Domaradzki, 2008 (21)

Badania polowe i laboratoryjne wykazały, że dodatek adiuwanta spowalnia proces rozkładu wielu substancji aktywnych herbicydów (np. propizachloru, metamitronu,

metazachloru, chlorydazonu, lenacilu, diflufenikanu) w glebie. Przebieg tego procesu jest różny, w zależności od badanych substancji aktywnych i rodzaju adiuwanta (22, 29, 31, 34, 38).

W badaniach (35), których celem było określenie wpływu stosowania herbicydów wieloskładnikowych (kilka substancji aktywnych w formie jednego preparatu) i mieszanin herbicydowych (mieszanie kilku preparatów w zbiorniku opryskiwacza) na rozkład pojedynczej substancji aktywnej (metamitronu), udowodniono, że aplikacja metamitronu (herbicyd Goltix 700 SC) w mieszaninie z herbicydem Betanal Progress AM 180 EC (s.a. fenmedifam + desmedifam + etofumesat; rys. 3, wariant B) powodowała spowolnienie rozkładu metamitronu, a czas połowicznego rozkładu wzrósł o 4 dni w porównaniu do obiektu, gdzie stosowano sam metamitron (rys. 3, wariant A) ($DT_{50} = 19$ dni). Zastosowanie metamitronu w postaci herbicydu wieloskładnikowego (Betanal Quatro 380 SE) (rys. 3, wariant C) powodowało przyspieszenie rozkładu tej substancji w porównaniu do obiektu, gdzie stosowano sam metamitron, a czas połowicznego rozkładu wyniósł 17 dni.



Rysunek 3. Rozkład metamitronu w glebie

Źródło: Kucharski i in., 2012 (35).

Podsumowanie

Wyniki badań monitoringowych, prowadzonych w latach 2000–2012, na plantacjach głównych upraw rolniczych, nie wykazały, by wykryto pozostałości substancji czynnych badanych herbicydów, w stężeniu przekraczającym wartość NDP (0,2 mg/kg).

Przestrzeganie zaleceń producentów środków ochrony roślin, jak również zasad dobrej praktyki rolniczej znacząco ogranicza możliwości zanieczyszczenia gleby tymi substancjami. Nie można jednak ustrzec się sporadycznych wypadków przekroczeń dopuszczalnych pozostałości w glebie.

Równie ważne, jak badania monitoringowe, są badania modelowe. Prowadzenie prac modelowych pozwala lepiej poznać zachowanie się herbicydów w środowisku. Takie badania umożliwiają również selekcję i ewentualną eliminację lub ograniczenie w stosowaniu tych substancji, które ze względu na np.: powolny rozkład, kumulację, szybkie przemieszczanie w profilu glebowym i przenikanie do wód, mogą stanowić zagrożenie dla środowiska.

Elementy agrotechniki i warunki pogodowe wpływają na zachowanie się herbicydów w środowisku rolniczym i mogą być przyczyną zróżnicowania w poziomie pozostałości oznaczanych w glebie.

Dalsze prowadzenie badań modelowych i monitoringowych w omawianym zakresie jest konieczne w celu wychwycenia bezpośrednich i pośrednich zagrożeń, jakie dla człowieka i środowiska stwarzać mogą środki ochrony roślin.

Literatura

1. Allen R., Walker A.: Influence of soil properties on the degradation rates of metamitron, metazachlor and metribuzin in soil. *Pestic. Sci.*, 1987, **18** (2): 95-111.
2. Badoński M., Kucharski M.: Graminicydy w uprawie rzepaku ozimego - wpływ terminu aplikacji na skuteczność i pozostałości. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.*, 2010, **50** (2): 851-855.
3. Badoński M., Kucharski M.: Wpływ terminu aplikacji graminydów na poziom pozostałości i skuteczność chwastobójczą w uprawie rzepaku ozimego. *Rośliny Oleiste/Oilseed Crops 2004*, **25** (1): 151-157.
4. Boesten J.J.T.I.: From laboratory to field: uses and limitations of pesticide behaviour models for the soil/plant system. *Weed Res.*, 2000, **40** (1): 123-138.
5. Coroi I., Carra M., Jitareanu G.: Dissipation of acetochlor and residue analysis in plants and soil under field conditions. *Lucrari Stiintifice, seria Agronomie*, 2012, **55**(2): 165-168.
6. Cuevas M.V., Cox L., Calderon M.J., Hermosin M.C., Fernandez J.E.: Chloridazon and lenacil dissipation in a clayey soil of the Guadalquivir river marshes (southwest Spain). *Agric. Ecosyst. Environ.*, 2007, **124**(3-4): 245-251.
7. EFSA Journal 2011, **9**(5): 2143. <http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/2143.pdf> - 06.05.2013.
8. Fandefang, Pestemer W., Malkomes H.P.: Effect of various pesticides of a sugar-beet spray program on biological activities and chloridazon degradation in soil. II. Pot trials and laboratory experiments. *Weed Res.* 1983, **23**: 293-304.
9. Forouzanoghar M., Haghnia G.H., Koocheki A.: Organic amendments to enhance atrazine and metamitron degradation in two contaminated soils with contrasting textures. *J. Soil Contam.* 2005, **14**(4): 345-355.
10. Generic guidance for Estimating Persistence and Degradation Kinetics from Environmental Fate Studies on Pesticides in EU Registration. 2011. Version: 1.0. Date: 23 November 2011. http://focus.jrc.ec.europa.eu/dk/docs/FOCUSkineticsvc_1_0_Nov23.pdf. - 20.05.2012.

11. Gnusowski B., Nowacka A., Giza I., Sztwiertnia U., Łozowicka B., Kaczyński P., Szpyrka E., Rupař J., Rogozińska K., Kuźmenko A., Sado S.: Kontrola pozostałości środków ochrony roślin w paszach pochodzenia roślinnego w roku 2006. *Prog. Plant Protection/Post. Ochr. Roślin*, 2007, **47(4)**: 38-41.
12. Gowri P., Rajkannan B., Jayakumar R., George T.: Effect of soil properties on the persistence of fluchloralin. *Pestic. Res. J.*, 2006, **18(1)**: 95-97.
13. Greenhalgh R.: Definition of persistence in pesticide chemistry. *Pure Anal. Appl. Chem.*, 1980, **52**: 2563-2566.
14. Guidance Document on Persistence in Soil. 2000. 9188/VI/97 rev. 8, 12.07.2000. European Commission, Directorate General for Agriculture, VI B II.1. http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/guidance/wrkd0c11_en.pdf - 20.05.2012.
15. Hu J.Y., Zhen Z.H., Deng Z. B.: Simultaneous determination of acetochlor and propisochlor residues in corn and soil by solid phase extraction and gas chromatography with electron capture detection. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 2011, **86(1)**: 95-100.
16. Kucharski M.: Degradation of phenmedipham in soil under laboratory conditions. *Veg. Crops Res. Bull.*, 2004, **60**: 63-70.
17. Kucharski M.: Impact of adjuvants on: phenmedipham, desmedipham and ethofumesate residues in soil and plant. *Pestycydy/Pesticides*, (3-4)/2007: 53-59.
18. Kucharski M.: Wpływ herbicydów stosowanych łącznie z adiuwantami na poziom pozostałości w buraku cukrowym. *Progr. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.*, 1998, **38(2)**: 602-605.
19. Kucharski M.: Pozostałości herbicydów w wodach powierzchniowych i gruntowych na terenach rolniczych. *Pam. Puł.*, 2004, **138**: 89-97.
20. Kucharski M., Badoński M.: Pozostałości wybranych herbicydów w glebie i nasionach rzepaku ozimego. *Rośliny Oleiste/Oilseed Crops* 2004, **25(1)**: 159-166.
21. Kucharski M., Domaradzki K.: Stosowanie adiuwantów z metamitronem w zabiegach przedwzchodowych – wpływ na skuteczność chwastobójczą oraz pozostałości herbicydu w glebie. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.*, 2008, **48(1)**: 281-286.
22. Kucharski M., Sadoński J.: Behaviour of metazachlor applied with additives in soil – laboratory and field studies. *J. Food Agric. Environ.*, 2011, **9(3&4)**: 723-726.
23. Kucharski M., Sadoński J.: Czynniki wpływające na poziom pozostałości herbicydów w glebie i materiale roślinnym. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2012, **28(2)**: 69-77.
24. Kucharski M., Sadoński J.: Degradation of ethofumesate in soil under laboratory conditions. *Pol. J. Environ. Stud.*, 2009, **18(2)**: 243-247.
25. Kucharski M., Sadoński J.: Effect of adjuvants on herbicide residues level in soil and plant. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz (J. Plant Dis. Prot.)*, 2006, **20**: 971-975.
26. Kucharski M., Sadoński J.: Wpływ adiuwantów na mobilność i pozostałości herbicydów w glebie. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.* 2007, **47(4)**: 58-61.
27. Kucharski M., Sadoński J.: Wpływ adiuwantów na poziom pozostałości metamitronu i chlorydazonu w glebie i roślinie buraka cukrowego. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.*, 2001, **41(2)**: 885-887.
28. Kucharski M., Sadoński J.: Wpływ wilgotności gleby na rozkład herbicydu – badania laboratoryjne. *Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl.*, 2006, **46(2)**: 750-753.
29. Kucharski M., Sadoński J., Domaradzki K.: Degradation rate of chloridazon in soil as influenced by adjuvants. *J. Plant Prot. Res.*, 2012, **52(1)**: 147-150.

30. Kucharski M., Sadowski J., Domaradzki K.: Pozostałości herbicydów w glebie i materiale roślinnym zależnie od techniki i terminu ich stosowania. Mat. IX Konf. Nauk. IUNG "Efektywne i Bezpieczne Technologie Produkcji Roślinnej", IUNG Puławy 2005: 193-195.
31. Kucharski M., Sadowski J., Domaradzki K.: Wpływ adiuwantów na pozostałości metamitronu stosowanego przed- i powschodowo w uprawie buraka cukrowego. Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl., 2004, **44(2)**: 887-889.
32. Kucharski M., Sadowski J., Domaradzki K.: Pozostałości herbicydów w glebie i materiale roślinnym zależnie od techniki i terminu ich stosowania. Pam. Puł., 2006, **142**: 243-250.
33. Kucharski M., Sadowski J., Gołębiowska H.: Wpływ adiuwantów na pozostałości wybranych herbicydów w kukurydzy. Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl., 2000, **40(2)**: 945-947.
34. Kucharski M., Sadowski J., Kieloch R.: Adiuwanty w zabiegach przedwzchodowych – wpływ na skuteczność diflufenikanu i jakość ziarna pszenicy ozimej. Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl., 2012, **52(1)**: 51-54.
35. Kucharski M., Sadowski J., Trajdos J.: Rozkład metamitronu w glebie w zależności od formulacji i sposobu aplikacji herbicydu. Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl. 2012, **52(1)**: 137-140.
36. Kucharski M., Sadowski J., Trajdos J.: Wpływ adiuwantów na dynamikę rozkładu metrybuzyny w glebie. Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl. ,2011, **51(2)**: 717-720.
37. Kucharski M., Sadowski J., Wujek B. Wpływ systemu aplikacji herbicydów na pozostałości lenacylu w glebie i korzeniach buraka cukrowego. Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl., 2009, **49(4)**: 1868-1874.
38. Kucharski M., Sadowski J., Wujek B., Trajdos J.: Influence of adjuvant addition on lenacil residues in plant and soil. Pol. J. Agron., 2011, **5**: 39-49.
39. Mills M.S., Hill I.R., Newcombe A.C., Simmons N.D., Vaughan P.C., Verity A.A.: Quantification of acetochlor degradation in the unsaturated zone using two novel in situ field techniques: comparisons with laboratory-generated data and implications for groundwater risk assessments. Pest. Manag. Sci., 2001, **57**: 351-359.
40. Nowacka A., Gnusowski B., Dąbrowski J., Walorczyk S., Drożdżyński D., Wójcik A., Barylska E., Ziółkowski A., Chmielewska E., Morzycka B., Giza I., Sztwiertnia U., Sadło S., Rupar J., Szpyrka E., Rogozińska K., Kuźmenko A.: Pozostałości środków ochrony roślin w płodach rolnych (rok 2004). Prog. Plant Protection/Post. Ochr. Roślin, 2005, **45(1)**: 305-316.
41. Pestemer W., Malcom H. P.: Effect of various pesticides of a sugar-beet spray program on biological activities and chloridazon degradation in soil. I. Field experiments. Weed Res., 1983, **23**: 283-291.
42. Przybulewska K., Nowak A., Majchrzak A., Rola H., Rola J., Kucharski M.: Changes in the counts of main soil microflora taxonomic groups after multi-annual application of herbicides. Ecol. Chem. Eng. A, 2007, **14(8)**: 854-866.
43. Przybulewska K., Nowak A., Pruchniewicz A., Rola H., Rola J., Kucharski M.: Changes in the number of main microflora physiological groups in soil after long-term herbicide application. Ecol. Chem. Eng. A, 2008, **15(6)**: 573-582.
44. Ravello A., Pantani O., Calamai L., Fust P.: Rates of chlorsulfuron degradation in three Brazilian oxisols. Weed Res., 1997, **37**: 51-59.
45. Regulation (EC) No 396/2005 of 23 February 2005 on maximum residue levels of pesticides in or on food and feed of plant and animal origin and amending Council Directive 91/414/EEC. Official Journal of the European Union, 16.03.2005, L 70: 1-16.

46. R o l a H., R o l a J., K u c h a r s k i M., N o w a k A., P r z y b u l e w s k a K., D o m a r a d z k i K., M a j c h r z a k A.: Influence of fourth years of simazine application on plant cover and soil microorganisms. Proc. 4th International Weed Science Congress, Durban, Republic of South Africa, 2004: 82-83.
47. R o l a H., R o l a J., S a d o w s k i J., K u c h a r s k i M.: Wpływ 36 letniego stosowania atrazyny na florę segetalną i pozostałości w glebie. Ann. UMCS, Sect. E, 2000, vol. LV: 167-174.
48. R o l a H., R o l a J., S a d o w s k i J., K u c h a r s k i M., P i e t r S.: Influence of long-term application of triazine herbicides on ecosystem. Proc. of 3rd International Weed Science Congress, Foz do Iguassu, Brazil, 2000: 243-244.
49. R o l a H., S a d o w s k i J., K u c h a r s k i M.: Penetration of triazine herbicides into the soil profile after long term application. Phytoparasitica, 2000, **28(2)**: 170-178.
50. R o u c h a u d J., M e t s u e M., V a n H i m m e M., B u l c k e R., G i l l e t J., V a n p a r y s L.: Soil degradation of metazachlor in agronomic and vegetable crop fields. Weed Sci., 1992, **40**: 149-154.
51. R o u c h a u d J., N e u s O., H e r m a n n O.: Influence of application rate and manure amendment on chloridazon dissipation in the soil. Weed Res., 1997, **37**: 121-127.
52. Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz. U. Nr 02.165.1359 z dnia 4 października 2002).
53. S a d o w s k i J., K u c h a r s k i M.: Skutki niewłaściwego, w tym celowego stosowania herbicydów. Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl., 2005, **45(1)**: 429-434.
54. S a d o w s k i J., K u c h a r s k i M.: Uszkodzenia upraw w wyniku nieprawidłowości w stosowaniu herbicydów. Recenzowane Mat. Konf. „Dobre praktyki w produkcji rolniczej”, 1998, t. 2, IUNG Puławy: 507-516.
55. S a d o w s k i J., K u c h a r s k i M.: Wpływ czynników agrometeorologicznych na pobieranie i fitotoksyczność pozostałości herbicydów zawartych w glebie. Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Roślin, 2004, **44(1)**: 355-363.
56. S a d o w s k i J., K u c h a r s k i M., D o m a r a d z k i K.: Wpływ wilgotności gleby na wymywanie i rozmieszczenie w glebie pozostałości herbicydów z grupy fenoksyalkanokarboksyłowych. Zesz. Nauk. PTIE i PTG, 2010, **13**: 137-138.
57. S a d o w s k i J., K u c h a r s k i M., D o m a r a d z k i K.: Wpływ wilgotności gleby na przemieszczanie herbicydów pochodnych fenoksykwasów. Roczn. Glebozn., 2010, **61(4)**: 136-141.
58. S a d o w s k i J., K u c h a r s k i M., R o l a H.: Nieprawidłowości w technice zabiegów herbicydowych i ich skutki. Recenzowane Materiały IX Międzynarodowego Sympozjum – „Ekologiczne Aspekty Mechanizacji Produkcji Roślinnej”, IBMER Warszawa, 2002: 321-328.
59. S a d o w s k i J., K u c h a r s k i M., R o l a H.: Pozostałości herbicydów w środowisku glebowo-wodnym. Biul. Nauk. UWM, 2001, **12**: 23-32.
60. S a d o w s k i J., K u c h a r s k i M., W u j e k B.: Wpływ typu gleby na rozkład metazachloru. Prog. Plant Prot./Post. Ochr. Rośl., 2012, **52(2)**: 437-440.
61. V a n D e r P a s L.J.T., M a t s e r A.M., B o e s t e n J.J.T.I., L e i s t r a M.: Behaviour of metamitron and hydroxy-chlorothalonil in low-humic sandy soils. Pestic. Sci., 1999, **55**: 923-934.
62. V a n d e r W e r f H.M.G.: Assessing the impact of pesticides on the environment. Agric. Ecosyst. Environ., 1996, **60**: 81-96.
63. V i n k J.P.M., N o r t e r s h e u s e r P., R i c h t e r O., D i e k k r u g e r B., G r o e n K.P.: Modelling the microbial breakdown of pesticides in soil using a parameter estimation technique. Pestic. Sci., 1994, **40**: 285-292.

64. W a l k e r A.: A simulation model for prediction of herbicide persistence. *J. Environ. Quality*, 1974, **3**: 396-401.
 65. W a l k e r A., A l l e n R. Influence of soil and environmental factors on pesticide persistence. *BCPC Monography*, 1984, **27**: 36-49.
 66. W a l k e r A., B r o w n P.A. The relative persistence in soil of five acetanilide herbicides. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 1985, **34**: 143-149.
 67. Y u J.L., Z h a o D.Y., L i u B.H., L i n X.C.: Residue analysis of acetochlor in soybean and soil. *Pesticides*, 1999, **27(1)**: 28-30.
-

Adres do korespondencji:

dr hab. Mariusz Kucharski, prof. nadzw.
Zakład Herbologii i Techniki Uprawy Roli
IUNG-PIB
ul. Orzechowa 61
50-540 Wrocław
tel.: 71 363 87 07
e-mail: m.kucharski@iung.wroclaw.pl

**Bożena Smreczak, Agnieszka Klimkowicz-Pawlas,
Barbara Maliszewska-Kordybach**

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

BIODOSTĘPNOŚĆ TRWAŁYCH ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH (TZO) W GLEBACH*

Słowa kluczowe: biodostępność, zanieczyszczenie, gleba, ocena ryzyka, bioremediacja

Wstęp

Gleba jest elementem środowiska przyrodniczego, którego znaczenie było tradycyjnie postrzegane przez pryzmat przydatności dla rolnictwa, a jakość oceniana głównie z punktu widzenia produkcji rolniczej. Obecnie pogląd ten uległ istotnej zmianie. Podkreśla się wielofunkcyjność gleb i dostrzega potrzebę ich ochrony przed czynnikami, które powodują degradację środowiska glebowego. Dokument Unii Europejskiej, *Strategia tematyczna w dziedzinie ochrony gleby* (4) wskazuje na konieczność podjęcia przez państwa członkowskie zintegrowanych i wielokierunkowych działań w tym zakresie. Dokument podkreśla m.in. potrzebę ujednoczenia kryteriów wydzielenia obszarów, na których występują procesy degradujące gleby (obszary ryzyka), zaleca podjęcie badań naukowych w zakresie identyfikacji czynników wpływających m.in. na prawidłowe funkcjonowanie gleb oraz wskazuje potrzebę opracowania metod i technologii, które znajdą zastosowanie w rekultywacji terenów zdegradowanych i zdewastowanych.

Wśród głównych zagrożeń dla prawidłowego funkcjonowania środowiska glebowego *Strategia tematyczna w dziedzinie ochrony gleby* (4) wymienia zanieczyszczenie. Obecność w glebach wysokich stężeń zanieczyszczeń jest przede wszystkim związana z działalnością człowieka: przemysłem, wydobywaniem m.in. rud metali, transportem oraz praktykami rolniczymi np. stosowaniem nawozów organicznych i mineralnych, osadów ściekowych oraz środków ochrony roślin (20-22,

*Opracowanie zostało przygotowane częściowo w ramach realizacji tematu statutowego 4.10 oraz zadania 1.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

24, 25). Zanieczyszczenia emitowane do atmosfery (np. z przemysłu i gospodarstw domowych) są przenoszone na znaczne odległości i w końcowym etapie większość z nich gromadzi się w glebie (21, 22, 24) gdzie mogą powodować negatywne skutki nie tylko dla zdrowia człowieka, ale również dla wzrostu i rozwoju wielu grup organizmów żywych (17,23,24).

W glebach występują różne grupy zanieczyszczeń m.in. metale i związki organiczne. O ile zagadnienia dotyczące wpływu metali na biotyczne elementy środowiska glebowego zostały dość dobrze rozpoznane, to problemy dotyczące przemian i oddziaływania zanieczyszczeń organicznych są poznane w ograniczonym zakresie (25). Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO) budzą zainteresowanie naukowców ze względu na swoje szerokie występowanie, dużą trwałość w środowisku glebowym wynikającą z ich silnych właściwości hydrofobowych oraz skomplikowane procesy, którym ulegają w układzie gleba-zanieczyszczenie (1, 8, 11, 20, 27, 31) oraz niekorzystne efekty jakie wywołują w stosunku do mikroorganizmów (17, 37), bezkręgowców (9, 13, 14) i roślin (9, 13).

TZO spotykane w glebach należą do wielu grup związków zróżnicowanych pod względem budowy chemicznej, właściwości fizyko-chemicznych, oddziaływań na organizmy żywe oraz podatności na rozkład mikrobiologiczny (25). Do grupy TZO zlicza się m.in. polichlorowane bifenylole (PCB), chloroorganiczne pestycydy (COP), polichlorowane dibenzofurany (PCDF), polichlorowane dibeno-p-dioksyny (PCDD) oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Wiele związków z grupy TZO wykazuje właściwości mutagenne, teratogenne i kancerogenne (13, 22). Część z nich może akumulować się w tkance tłuszczowej organizmów żywych i przechodzić do łańcucha pokarmowego człowieka. TZO są słabo rozpuszczalne w wodzie, łatwo sorbowane przez glebową substancję organiczną i trudno rozkładane przez mikroorganizmy glebowe, dlatego wysokie stężenia tych związków spotykane są w glebach nawet dziesiątki lat od ich zastosowania lub emisji (26).

Jedną z najlepiej poznanych grup TZO są wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Związki te składają się z co najmniej dwóch połączonych pierścieni benzenowych (21, 22, 25). Charakteryzują się występowaniem wielu izomerów danego związku, których ilość wzrasta wraz z liczbą pierścieni w cząsteczce (25). Badania prowadzone w wielu ośrodkach naukowych, również w IUNG-PIB w Puławach wykazały, że wysokie stężenia WWA mogą negatywnie oddziaływać na aktywność biologiczną gleb (17, 24, 36) oraz wpływać na wzrost i rozwój roślin (23).

W przepisach prawnych wielu krajów narażenie człowieka i ekosystemów na niekorzystne oddziaływanie TZO jest oceniane na podstawie oznaczeń tzw. całkowitej zawartości poszczególnych związków lub/i ich sumy (2, 15, 21). Coraz częściej zwraca się uwagę na fakt, że jest to niewłaściwy parametr oceny, ponieważ tylko określona frakcja zanieczyszczeń, rozpuszczona w roztworze glebowym i nie związana z frakcją stałą gleby, może przemieszczać się do wód gruntowych lub być pobierana przez

organizmy żywe (2, 7, 35, 40). Frakcja zanieczyszczeń, która ulega bioakumulacji, a następnie przemianom w organizmach żywych jest określana jako frakcja biodostępna i ma obecnie największe znaczenie w badaniach nad oddziaływaniem TZO w glebach (3, 34).

Powstanie różnych koncepcji i definicji biodostępności, zapoczątkowało w wielu ośrodkach naukowych za granicą m.in. Holandii (5, 6, 9, 10, 14, 32, 40), Wielkiej Brytanii (28, 33, 35) i USA (16, 18, 31, 40) badania nad opracowaniem chemicznych metod oznaczania biodostępnej frakcji zanieczyszczeń organicznych w glebach. Prace badawcze poświęcone biodostępności są podejmowane od wielu lat również w IUNG-PIB w Puławach i dotyczą wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA). Badania te koncentrują się na ocenie wpływu parametrów glebowych na zawartość frakcji biodostępnej w glebach świeżo i historycznie zanieczyszczonych WWA (35, 36, 39) oraz możliwości wykorzystania chemicznych metod oznaczeń frakcji biodostępnej w analizie ryzyka ekologicznego (17).

Biodostępność TZO w środowisku glebowym jest zagadnieniem bardzo złożonym i odnosi się do skomplikowanych interakcji pomiędzy glebą, zanieczyszczeniem i organizmami żywymi (34). Na biodostępność TZO wpływają procesy fizykochemiczne zachodzące w glebach, procesy fizjologiczne związane z pobieraniem zanieczyszczeń przez organizmy żywe oraz procesy toksykologiczne odnoszące się do przemian zanieczyszczeń wewnątrz organizmów (34). Obecnie w wielu opracowaniach (2, 3, 13, 34) podkreśla się potrzebę standaryzacji koncepcji biodostępności oraz ujednoczenia chemicznych metod jej pomiaru (3).

Biodostępność TZO w glebach jest przedmiotem zainteresowania przede wszystkim naukowców, ale od niedawna stała się również ważnym zagadnieniem dla decydentów odpowiedzialnych za ochronę środowiska, ponieważ coraz częściej jest postrzegana jako ważne kryterium oceny poziomu zanieczyszczenia gleb. Celem opracowania jest przedstawienie obecnego stanu wiedzy dotyczącej biodostępności TZO w glebach z uwzględnieniem czynników, które wpływają na zawartość frakcji biodostępnej, chemicznych metod jej oceny oraz zastosowania biodostępności zanieczyszczeń w analizie ryzyka ekologicznego i bioremediacji. Najlepiej poznaną grupą związków należących do TZO są wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), dlatego zagadnienia poruszane w treści pracy w największym zakresie dotyczą tej grupy związków.

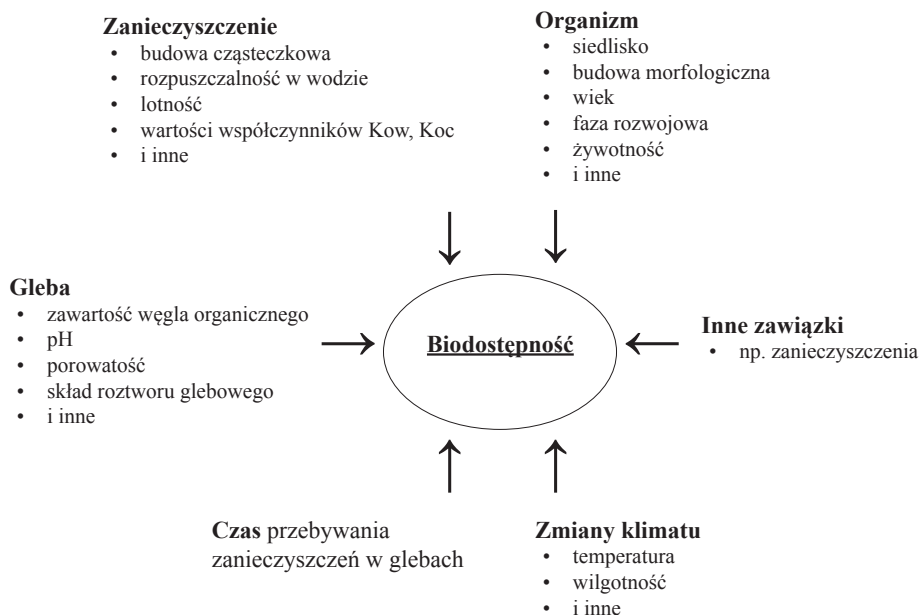
Koncepcje biodostępności TZO w glebach

Pojęcie biodostępności jest stosowane od dawna w farmakologii oraz toksykologii i dotyczy przyswajalności substancji leczniczych przez organizmy żywe (26). W chemii rolnej biodostępność wiąże się głównie z pobieraniem składników pokarmowych przez rośliny uprawne. W chemii środowiska i ekotoksykologii koncepcja biodostępności wywodzi się z obserwacji, że niekorzystne efekty wywoływane przez zanieczyszczenia

organiczne w stosunku do organizmów żywych nie zależą od całkowitej ilości tych związków, a tylko pewnej części, która może być pobrana przez organizmy żywe i jest określana jako frakcja biodostępna (2, 7, 10,).

W literaturze naukowej trudno znaleźć definicję biodostępności, która byłaby powszechnie akceptowana i obejmowała wszystkie aspekty dotyczące tego zagadnienia (7,29). Prezentowane są natomiast różne podejścia i interpretacje, które pomagają w zrozumieniu biodostępności, jako wieloetapowego i skomplikowanego procesu zachodzącego w czasie, w układzie gleba-związek-organizm żywy (29). Część definicji bardziej uwypukla aspekt dotyczący interakcji zanieczyszczenie-organizm żywy, inne natomiast w większym stopniu koncentrują się na zagadnieniach zależności w układzie zanieczyszczenie-gleba (3,7).

Według N a i d u i i n. (26) biodostępność zanieczyszczeń w glebach jest określana jako maksymalna ilość związku, która jest dostępna dla organizmów żywych, w określonym przedziale czasowym. F i r s h e i i n. (7) podkreślają, że jest to proces, który zależy od wielu czynników: właściwości związku, właściwości gleby, biologii organizmu oraz wpływu warunków klimatycznych – rysunek 1.



Rysunek 1. Czynniki wpływające na biodostępność TZO w glebach

Źródło: opracowanie własne wg. (7).

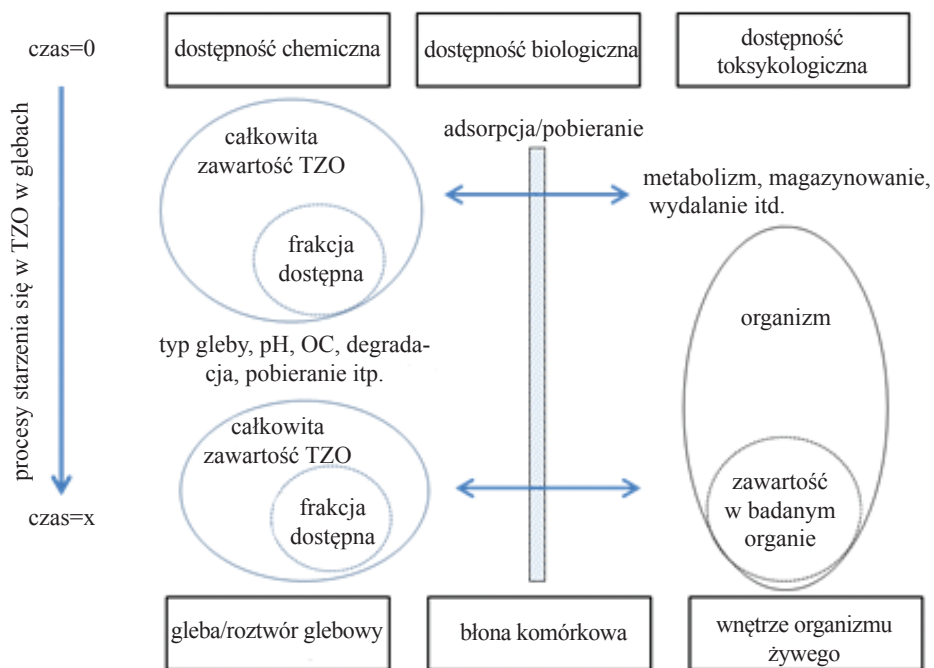
S e m p l e i i n. (35) uważają, że podstawowa koncepcja biodostępności opisuje dwa odrębne zjawiska tj. biodostępność rzeczywistą (ang. *bioavailability*) i biodostępność potencjalną (ang. *bioaccessibility*), rozpatrywane jako proces przechodzenia zanieczyszczeń do organizmów żywych, zależny od czasu ekspozycji.

Biodostępność rzeczywista według Semple i wsp. (35) odnosi się do frakcji związków, która łatwo przenika przez błony cytoplazmatyczne w określonym przedziale czasu, ponieważ opisana jest przez stężenie związków rozpuszczonych w roztworze glebowym. Natomiast biodostępność potencjalna określa frakcję zanieczyszczeń, która może być pobierana przez dłuższy okres czasu, o ile organizm będzie mieć do nich dostęp np. zanieczyszczenia związane w glebie, które mogą po pewnym czasie ulegać desorpcji (35).

Reichenberg i Mayer (32) wyróżniają dwa procesy, które głównie dotyczą fizykochemicznych aspektów biodostępności zanieczyszczeń: aktywność chemiczną i biodostępność potencjalną (ang. *bioaccessibility*). Aktywność chemiczna określa potencjał zanieczyszczeń do ulegania różnym procesom zachodzącym w glebach m.in. podziałowi pomiędzy fazę stałą i ciekłą, sorpcji i dyfuzji. Zakres i szybkość tych procesów zależą od właściwości związków i ich zawartości w roztworze glebowym. Biodostępność potencjalna odnosi się natomiast do frakcji zanieczyszczeń, które są słabo zabsorbowane w glebie i mogą szybko ulegać desorpcji do fazy wodnej (32).

Jensen i Mesman (13) uważają, że biodostępność jest procesem dynamicznym, na który składają się trzy fazy (rys. 2). Pierwsza z nich określana jest jako *dostępność chemiczna* i zależy od procesów fizyko-chemicznych zachodzących w glebie np. adsorpcji, desorpcji czy dyfuzji oraz właściwości gleb i zanieczyszczeń. Drugą fazą jest *dostępność biologiczna* związana z pobieraniem zanieczyszczeń przez organizmy żywe, która w największym stopniu zależy od ich anatomii, nawyków żywieniowych i fazy rozwoju. Trzecia faza – *dostępność toksykologiczna* – obejmuje procesy transportu związków wewnątrz organizmu i wiąże się z intensywnością metabolizmu, detoksyfikacją czy wydalaniem.

Podobna koncepcja biodostępności jako wieloetapowego procesu została przedstawiona w normie ISO 17402: *Soil quality – requirements and guidance for the selection and application of methods for the assessment of bioavailability of contaminants in soil and soil materials* (12) oraz przyjęta przez zespół ekspertów z Holandii (2) opracowujących naukowe podstawy nowych regulacji prawnych z włączeniem pojęcia biodostępności. W opracowaniach tych (2, 12) wyróżniane zostały trzy fazy związane z biodostępnością zanieczyszczeń: dostępność środowiskowa (ang. *environmental availability*) określająca ilość zanieczyszczeń dostępną w środowisku glebowym; biodostępność środowiskowa (ang. *environmental bioavailability*), która wskazuje na ilość pobraną przez organizmy żywe i biodostępność toksykologiczna (ang. *toxicological bioavailability*) związana z akumulacją i/lub efektem wywołanym przez zanieczyszczenia.



Rysunek 2 Schemat przedstawiający dostępność chemiczną, biologiczną i toksykologiczną i procesy, które na nie wpływają

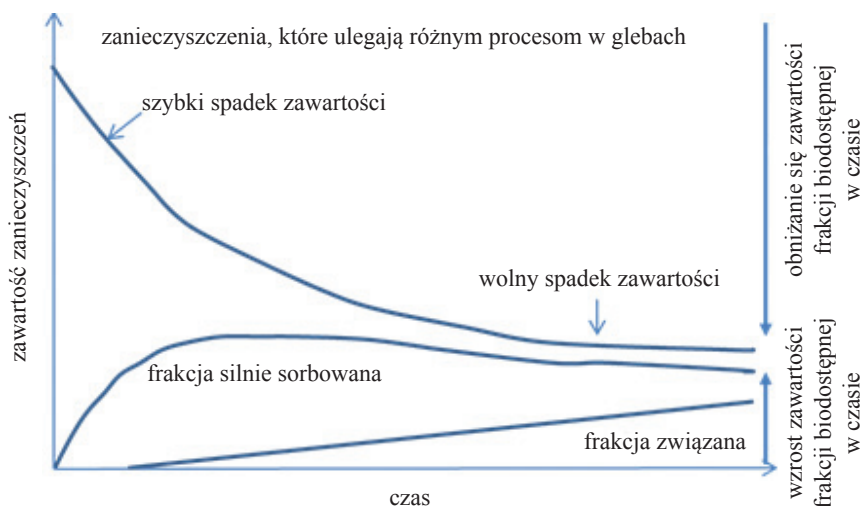
Źródło: opracowanie własne wg (13).

W praktyce trudność w ocenie biodostępności polega na tym, że pobieranie zanieczyszczeń, metabolizm wewnątrz komórki czy wydalanie jest cechą gatunkową, a nawet osobniczą, związaną z fazą wzrostu i rozwoju badanych organizmów, co powoduje, że proste zdefiniowanie biodostępności w stosunku do wszystkich grup organizmów glebowych jest bardzo trudne (29). Pomimo swojej złożoności, koncepcje biodostępności zanieczyszczeń organicznych w glebach stanowią teoretyczne podstawy badań, których celem jest opracowanie chemicznych metod oznaczania rzeczywiście i potencjalnie biodostępnej frakcji TZO.

Czynniki wpływające na biodostępność TZO w glebach

Jednym z najważniejszych czynników, który wpływa na zawartość zanieczyszczeń organicznych we frakcji biodostępnej są właściwości gleb (1, 8, 11, 15, 25, 30, 31, 40, 41), w tym przede wszystkim zawartość i charakter glebowej substancji organicznej (41), wielkość i struktura porów glebowych (1), zawartość minerałów ilastych i tlenków żelaza i manganu (11, 20, 41). Trwałość TZO w środowisku glebowym zależy też od czynników klimatycznych np. temperatury oraz intensywności parowania (33), wilgotności (33, 34), a w przypadku gleb z obszarów rolniczych również od sposobu ich użytkowania (21, 25). O biodostępności zanieczyszczeń decydują również ich właściwości fizyko-chemiczne (11, 20, 30).

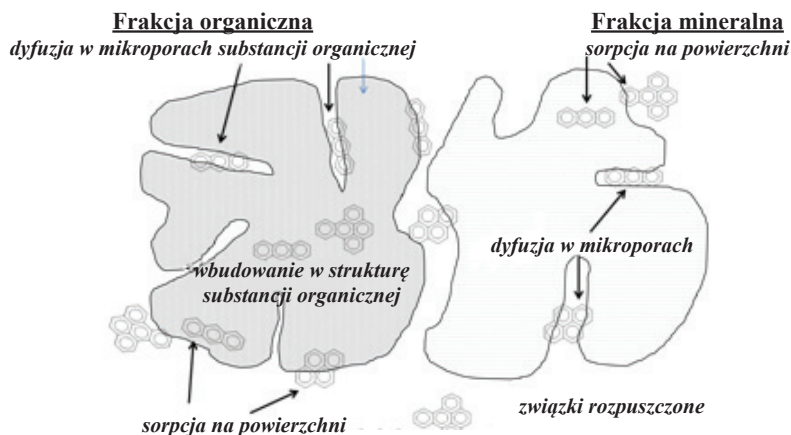
W doświadczeniach nad degradacją WWA w glebach obserwuje się najczęściej dwufazowy przebieg tego procesu: początkowy bardzo szybki spadek zawartości zanieczyszczeń i następujący po nim powolny rozkład (34, 35) – rysunek 3.



Rysunek 3. Dwufazowy przebieg rozkładu WWA w glebach oraz zmiany biodostępności tych związków z zależności od czasu kontaktu z glebą

Źródło: na podstawie Riding i in. (34).

W miarę upływu czasu TZO, zaczynają ulegać w glebie różnym procesom m.in. sorpcji, sekwestracji pomiędzy fazę ciekłą i stałą oraz starzeniu się zanieczyszczeń (ang. *aging*), które prowadzi m.in. do tworzenia się silnych wiązań ze składnikami gleby oraz dyfuzji zanieczyszczeń do wnętrza mikro porów glebowych (25, 35, 41, 42) – rysunek 4. Cząsteczki zanieczyszczeń, które uległy procesowi starzenia, a nie ulegną desorpcji do fazy wodnej, pozostaną niedostępne dla większości organizmów glebowych (poza bezkręgowcami, które bezpośrednio spożywają glebę).



Rysunek 4. Procesy starzenia się zanieczyszczeń w glebach

Źródło: wg Semple i in. (35).

W glebach po pewnym czasie tworzy się również tzw. pozostałość związana, którą stanowią zanieczyszczenia trwale związane i wbudowane w struktury substancji organicznej (25, 41). Nie mają one większego znaczenie przy ocenie biodostępności zanieczyszczeń. Im silniej WWA są zatrzymywane przez frakcję stałą gleby, tym trudniej ulegają desorpcji i mniejsza ilość tych związków znajduje się w roztworze glebowym, a tym samym zmniejsza się ich zawartość we frakcji biodostępnej (41).

Jensen i Mesman (13) wymieniają cztery procesy, które decydują o trwałości zanieczyszczeń organicznych w glebach: adsorpcja na powierzchni minerałów, absorpcja i adsorpcja przez substancję organiczną, dyfuzja do wnętrza micro porów glebowych oraz zamykanie/zakleszczanie cząsteczek zanieczyszczeń wewnątrz struktur glebowych (rys. 4). Zakres i szybkość przebiegu tych procesów jest trudny do przewidzenia ze względu na zróżnicowanie właściwości gleb, właściwości związków i czasu kontaktu zanieczyszczeń z glebą.

Głównym procesem, który ogranicza biodostępność TZO w glebach jest sorpcja (20, 25, 41, 42). Ze względu na swój hydrofobowy charakter zanieczyszczenia organiczne są silniej sorbowane przez substancję organiczną w porównaniu do frakcji mineralnej (11, 40). W glebach, w tym samym czasie zachodzi również desorpcja zanieczyszczeń, która zdaniem Wilsona i Naidu (41) ma przebieg dwufazowy. W pierwszej fazie następuje szybkie uwalnianie się związków do roztworu glebowego, natomiast w drugiej powolna desorpcja zanieczyszczeń. Rozpoznanie procesów, które wpływają na powolną desorpcję TZO w glebach jest niezbędne dla właściwej oceny zawartości frakcji biodostępnej. Pignatello i Xing (31) zaproponowali dwie hipotezy na podstawie, których próbowali wyjaśnić mechanizmy wpływające na powolną sorpcję i desorpcję zanieczyszczeń organicznych w glebach. Autorzy (31) stwierdzili, że materia organiczna wykazuje różnice w budowie i ma obszary mniej i bardziej skondensowane. W obszarach o mniej skondensowanej budowie zachodzi szybka i odwracalna dyfuzja zanieczyszczeń, natomiast obszary bardziej skondensowane posiadają przestrzenie, w których zanieczyszczenia mogą ulegać sorpcji i zamknięciu wewnątrz tych struktur, co powoduje ograniczenie desorpcji związków do roztworu glebowego. Druga z hipotez mówi, że dyfuzja zanieczyszczeń do roztworu glebowego jest ograniczona poprzez sorpcję związków na powierzchni porów glebowych, które mogą znajdować się wewnątrz struktur materii organicznej. Według Pignatello i Xing'a (31) proces dyfuzji zależy m.in od wielkości porów wewnątrz mineralnej i organicznej frakcji gleby oraz ich układu i budowy. Zdaniem Wilsona i Naidu (41) oba mechanizmy prawdopodobnie zachodzą w glebach jednocześnie, a intensywność sorpcji i desorpcji zanieczyszczeń zależy w dużym stopniu od czynników glebowych.

Substancja organiczna (SO) w glebach charakteryzuje się niejednorodną budową i jest mieszaniną różnych komponentów pochodzenia naturalnego (kwasy huminowe, kwasy fulowe, huminy i kerogen) oraz antropogenicznego (m.in. sadza i produkty niepełnego spalania paliw stałych i płynnych) (41). Siła z jaką poszczególne frakcje SO

sorbują m.in. WWA jest różna i zależy od budowy i właściwości tych frakcji. Kerogen i sadza wykazują silniejsze właściwości sorpcyjne w stosunku do zanieczyszczeń organicznych w porównaniu do humin czy kwasów huminowych (41). Sadza i produkty niepełnego spalania paliw stałych i płynnych sorbują zanieczyszczenia organiczne głównie na powierzchni cząstek, podczas gdy kerogen ze względu na porowatą budowę, może dodatkowo absorbować zanieczyszczenia w przestrzeniach wewnątrzcząsteczkowych (42). Z h a n g i i n. (42) badali mechanizmy sorpcji i desorpcji benzenu i fenentrenu z wykorzystaniem próbek kerogenu o zróżnicowanych właściwościach chemicznych, strukturze i porowatości. Badania Z h a n g' a i i n. (42) wykazały, że benzen i fenantren wypełniały odpowiednio 23-46% i 36-65% całkowitej powierzchni sorpcyjnej kerogenu, co pozwoliło m. in. na stwierdzenie, że migracja związków w mikroporach różnych substancji wchodzących w skład gleby jest istotnym mechanizmem w procesach sorpcji trwałych zanieczyszczeń organicznych.

Wzajemna proporcja poszczególnych frakcji SO oraz ich budowa w istotny sposób wpływa na desorpcję zanieczyszczeń, a tym samym na ich dostępność w glebach (40). Substancja organiczna w glebie ulega również przemianom chemicznym, fizycznym i biologicznym, co w konsekwencji oddziałuje zarówno na trwałość i biodostępność TZO w glebach. Według J u h a s z a (15) zmiany w budowie substancji organicznej, które następują w czasie, związane z zwiększeniem udziału związków aromatycznych w strukturze SO, mogą powodować silniejszą sorpcję trwałych zanieczyszczeń organicznych (15). Ważną rolę w tych procesach pełni również część substancji organicznej rozpuszczalna w roztworze glebowym, która ogranicza reakcję znajdujących się w nim zanieczyszczeń z innymi organicznymi i organiczno-mineralnymi komponentami frakcji stałej gleby (20).

W badaniach nad biodostępnością TZO w glebach definiuje się umownie pewne frakcje operacyjne, które są wyróżniane na podstawie szybkości desorpcji: związki rozpuszczone w roztworze glebowym i słabo związane stanowią frakcję aktualnie biodostępną, zanieczyszczenia szybko desorbujące i silnie związane w glebie określa się jako frakcję potencjalnie biodostępną (15), natomiast związki wbudowane w struktury substancji organicznej jako frakcję niedostępną.

Istotnym czynnikiem, który wiąże się z dostępnością TZO w glebach są właściwości związków m.in. rozpuszczalność w wodzie, lotność, wielkość cząsteczki, kształt oraz występowanie różnych podstawników w cząsteczce (40). N o r t h c o t t i J o n e s (28) wykazali, że ilość WWA zatrzymywanych przez substancję organiczną zależała od właściwości tych związków i wzrastała wraz ze wzrostem wartości współczynnika podziału oktanol-woda.

Metody oznaczania biodostępnej frakcji TZO w glebach

Biodostępna frakcja zanieczyszczeń organicznych w glebach może być oznaczana z wykorzystaniem testów biologicznych oraz procedur chemicznych (3).

W zakresie metod biologicznych oznaczanie zawartości związków w tkankach badanych organizmów jest najlepszym, bezpośrednim wskaźnikiem biodostępności zanieczyszczeń. W badaniach akumulacji zanieczyszczeń organicznych wykorzystuje się wybrane grupy organizmów glebowych, które bezpośrednio poddaje się oddziaływaniu zanieczyszczonych gleb (2,13). Stopień akumulacji TZO w tkankach organizmów testowych lub jego organach świadczą o tym, że zanieczyszczenia w glebie występują w formie biodostępnej. Testy biologiczne na ogół są czasochłonne, pracochłonne i drogie oraz mogą być obciążone błędem (10), który wynika z faktu, że w tkankach badanych organizmów oznacza się przede wszystkim związki wyjściowe, podczas gdy zanieczyszczenia organiczne mogą ulegać przemianom i przechodzić w różnego rodzaju metabolity (10).

Biodostępność WWA może być również oceniana w sposób pośredni na podstawie ich oddziaływania na organizmy, np. zmian we wzroście, zahamowania procesów enzymatycznych czy zmian aktywności mikroorganizmów glebowych (2, 13, 17, 23, 24, 36). Tego typu testy, chociaż są powszechnie stosowane w badaniach ekotoksykologicznych nie dostarczają informacji dotyczącej stężenia zanieczyszczeń, które ten efekt wywołało.

Od wielu lat w różnych ośrodkach naukowych prowadzone są badania nad opracowaniem chemicznych metod oceny ilościowej i jakościowej TZO we frakcji biodostępnej (5,10,13,18,34). Do najczęściej stosowanych metod należą m.in. łagodna ekstrakcja rozpuszczalnikami, ekstrakcja do fazy stałej z zastosowaniem różnych adsorbentów np. Tenaxu-TA czy β -cyklodekstryn oraz ekstrakcja nadkrytyczna. W przypadku procedur chemicznych przyjmuje się założenie, że muszą one imitować dostępność zanieczyszczeń dla wybranego organizmu testowego (2, 13). W praktyce oznacza to, że aby wyniki testów chemicznych były zaakceptowane jako odpowiednie do oceny biodostępności dla danej grupy organizmów glebowych winny być skorelowane z wynikami, np. testów ekotoksykologicznych, a w przypadku oceny efektywności z zakresem rozkładu mikrobiologicznego (10, 12). Niestety w praktyce są to zagadnienie złożone i uzyskanie istotnych bezpośrednich zależności bywa bardzo trudne.

Jedną z pierwszych chemicznych metod, która została wykorzystana do oznaczeń biodostępnej frakcji WWA była tzw. łagodna ekstrakcja rozpuszczalnikami (19, 34). Metoda ta polega na ekstrakcji próbek glebowych przy użyciu wybranego pojedynczego rozpuszczalnika organicznego, głównie alkoholu np. n-butanolu, n-propanolu, etanolu lub metanolu oraz octanu etylu czy acetonu z dodatkiem lub bez dodatku odpowiedniej ilości wody (37). W metodzie łagodnej ekstrakcji możliwe jest także zastosowanie sekwencji wielu różnych rozpuszczalników.

Pomimo, że łagodna ekstrakcja rozpuszczalnikami jest metodą łatwą w zastosowaniu, ma ona jednak wiele ograniczeń np. efektywność ekstrakcji zależy od temperatury, w której przebiega proces oraz proporcji pomiędzy np. wodą, a rozpuszczalnikiem organicznym. Oznaczenia zawartości frakcji

biodostępnej WWA z wykorzystaniem łagodnej ekstrakcji rozpuszczalnikami prowadzili m.in. T a n g i A l e x a n d e r (40), L i s t e i A l e x a n d e r (18) i K e s l e y i i n. (16).

T a n g i A l e k s a n d e r (40) stwierdzili, że zawartość antracenu, fenantrenu i pirenu w dżdżownicach (*Eisenia foetida*) była silnie skorelowana (wartości współczynników korelacji w zakresie 0,911-0,992) z ilością WWA we frakcji biodostępnej oznaczonej przy użyciu n-butanolu, propanolu i octanu etylu. L i s t e i A l e k s a n d e r (18) wykazali, że ilość fenantrenu i pirenu wyekstrahowana z gleby przy użyciu n-butanolu opisywała >97% zakres rozkładu tych związków w glebach bez uprawy roślin i z uprawianymi roślinami. Autorzy (18) wykorzystali także ekstrakcję n-butanolem do opisu biodostępności pirenu i chryzenu dla dżdżownic.

Bardzo obiecującą techniką oznaczeń biodostępności TZO w glebach jest ekstrakcja do fazy stałej z wykorzystaniem: pasywnych próbników (ang. *passive samplers*) oraz hydrofobowych adsorbentów np. Tenax'u-TA i β -cyklodekstryn (HPCD). Teoretyczną podstawą dla tych metod jest tzw „teoria podziału równowagowego” (ang. *equilibrium partitioning theory*) (7), która została pierwotnie opracowana dla osadów, ale ma również zastosowanie do gleb ze względu na podobieństwo obu matryc. Z teorii podziału równowagowego wynika, że ilość zanieczyszczeń, która została pobrana przez organizm żywy jest wprost proporcjonalna do ilości zanieczyszczeń rozpuszczonych w roztworze wypełniającym pory glebowe, z którym organizmy żywe mają bezpośredni kontakt.

Pasywne próbki to różnego rodzaju polimery o małej gęstości, do których dyfundują zanieczyszczenia z roztworu glebowego. Są to m.in. polietylen o małej gęstości (ang. *low density polyethylene – LDPE*), polioxy-metylen (ang. *polyoxymethylene – POM*), polidimetylosiloxan (ang. *polydimethylsiloxane – PDMS*) i guma silikonowa. Polimery absorbują m. in. WWA, a w wyniku ekstrakcji np. heksanem, zanieczyszczenia są z nich odzyskiwane (2, 9, 14, 39). Metoda z wykorzystaniem pasywnych próbników polega na wytrząsaniu przez określony czas w wodnej zawieszinie gleby odpowiednio przygotowanych polimerów (14, 32, 39). W zależności od przyjętej procedury, proces ten trwa od kilku dni do kilku tygodni tj. do czasu wytworzenia się stanu równowagi zawartości zanieczyszczeń pomiędzy fazą stałą i wodną (2, 14, 32, 39). Technika ta może mieć także zastosowanie w badaniach toksykologicznych i analizie ryzyka, ponieważ ilość np. WWA zaabsorbowana przez polimery odpowiada stężeniu tych związków w roztworze glebowym (biodostępność rzeczywista) i daje możliwość oceny aktualnego narażenia organizmów glebowych na oddziaływanie zanieczyszczeń organicznych (14, 32, 39).

Ekstrakcja z Tenaxem była szeroko stosowana do oceny kinetyki desorpcji m.in. WWA i PCB z osadów (5, 10), a obecnie jest wykorzystywana do oznaczeń potencjalnie biodostępnej frakcji tych związków w glebach (2, 13, 35, 36). Tenax jest to porowaty, hydrofobowy polimer (tlenek 2,6-difenyl-p-fenyleny) używany również do wypełniania kolumn chromatograficznych. Zasada metody polega na wytrząsaniu

wodnej zawiesiny gleby z Tenaxem, co powoduje desorpcję zanieczyszczeń z gleby do fazy wodnej, a następnie ich adsorpcję na polimerze. Czas wytrząsania próbki, który może trwać nawet kilka dni decyduje o tym jakie frakcje są oznaczane. Po 20-24 godzinach wytrząsania ocenia się zawartość frakcji szybko desorbujących z gleby, natomiast po dłuższym czasie ekstrakcji związki wolno i bardzo wolno desorbujące. Procedurę oceny biodostępności WWA z wykorzystaniem Tenaxu stosowali m.in. H a r m s e n (10) i C o r n e l i s s e n (5), korelując wyniki oznaczeń chemicznych z zakresem rozkładu WWA w osadach. W badaniach S m r e c z a k i i n. (36) metoda ta była stosowana do oceny rzeczywiście biodostępnej frakcji fenantrenu w trzech glebach świeżo zanieczyszczonych tym związkiem. Wyniki oznaczeń chemicznych w >80 % opisywały zmiany potencjału nityfikacji.

Oznaczanie frakcji biodostępnej z zastosowaniem wodnego roztworu β -cyklodekstryn (hydroxypropyl- β -cyklodekstryna) - HPCD w zasadzie przypomina ekstrakcję do fazy stałej, ale zamiast stałego złoża rolę adsorbentu spełniają cząsteczki węglowodanów (2, 34). Wnętrze cząstek cyklodekstryn ma charakter hydrofobowy i adsorbuje zanieczyszczenia tworząc przeważnie kompleks 1:1, natomiast zewnętrzna powierzchnia cząsteczek ma charakter hydrofilowy, co powoduje, że cyklodekstryny są rozpuszczalne w wodzie. Dzięki zdolności do selektywnego zatrzymywania cząsteczek zanieczyszczeń, technika ta może być stosowana do oznaczeń potencjalnie biodostępnej frakcji m.in. WWA w różnych typach gleb, również bogatych w węgiel organiczny (2). Metodę tę stosowali m.in. R e i d i n . (33) i C u i y p e r s i n. (6), którzy badali zależności pomiędzy ilością biodostępnego fenantrenu oznaczonego za pomocą ekstrakcji roztworem β -cyklodekstryn, a stopniem mineralizacji tego związku w glebach.

Szczegółowy przegląd chemicznych metod pomiaru zawartości frakcji biodostępnej w glebach został zamieszczony m.in. w pracy R i d i n g' a i i n. (34) i C a c h a d a i i n. (3).

Dotychczasowe badania wskazują, że biodostępność zanieczyszczeń w glebach zależy od cech organizmów i jest specyficzna dla rodzaju, gatunku, a nawet poszczególnych osobników, dlatego opracowanie jednej uniwersalnej procedury chemicznej wydaje się być mało realne. Należy przypuszczać, że ocena biodostępności zanieczyszczeń na terenach zanieczyszczonych opierać się będzie na zastosowaniu wielu testów dostosowanych do specyfiki terenu i celu opracowania (2).

Koncepcja biodostępności w biodegradacji i ocenie ryzyka ekologicznego

W wielu krajach Europy, również w Polsce, całkowita zawartość zanieczyszczeń w glebach stanowi podstawowe kryterium oceny zagrożenia dla prawidłowego funkcjonowania ekosystemów glebowych, co często prowadzi do przeszacowania lub niedoszacowania ryzyka. W rzeczywistości powoduje to poważne konsekwencje finansowe i środowiskowe, ponieważ decyzja o przeprowadzeniu remediacji podjęta

w oparciu o niezbyt wiarygodne kryteria może doprowadzić do wykonania zabiegów w glebach, które jej nie wymagają, a nie uwzględnić tych, dla których zabiegi naprawcze są niezbędne. Brand i wsp. (2) podkreślają, że obecność wysokich stężeń TZO w glebach nie może być jedynym kryterium wydzielenia terenów zanieczyszczonych, gdyż pod uwagę należy brać rzeczywiste narażenie receptorów biologicznych na oddziaływanie zanieczyszczeń.

Wprowadzenie oznaczeń biodostępności TZO do przewidywania efektywności bioremediacji jest ciągle w fazie rozważań teoretycznych oraz wstępnych eksperymentów (23, 34). W tym zakresie wiele pytań pozostaje bez odpowiedzi, m.in. czy i po jakim czasie zanieczyszczenia silnie związane w glebie zostaną uwolnione do roztworu glebowego i jakie czynniki mogą wpływać na ten proces, czy ocena frakcji biodostępnej odpowiada rzeczywistej ilości zanieczyszczeń organicznych, która może zostać rozłożona w glebie i w jakim przedziale czasowym. Potrzebę tego typu badań wskazują prace Cornelisena (5), Harmse na (10) oraz Smreczak i Maliszewska - Kordyba ch (37), którzy badali zawartość słabo desorbujących frakcji WWA za pomocą wieloetapowej procedury z Tenaxem, stosując różne temperatury ekstrakcji. Smreczak i Maliszewska - Kordyba ch (37) badały desorpcję WWA w pięciu glebach historycznie zanieczyszczonych tymi związkami stosując dwie temperatury: 20°C i 60°C. Ekstrakcja w niższej temperaturze miała na celu desorpcję WWA słabo związanych w glebie (aktualnie biodostępnych), natomiast w wyższej temperaturze - zanieczyszczeń silniej związanych z fazą stałą (potencjalnie biodostępnych). Badania wykazały, że wzrost temperatury powodował desorpcję frakcji silnie związanej, co wskazuje na ryzyko uwalniania się zanieczyszczeń do roztworu glebowego w przyszłości. We frakcji potencjalnie biodostępnej dominowały WWA zawierające > 4 pierścienie w cząsteczce, bardziej odporne na rozkład mikrobiologiczny.

Jednym z pierwszych krajów, w którym zostały podjęte działania zmierzające do wdrożenia oznaczeń biodostępności zanieczyszczeń organicznych do procedur oceny ryzyka ekologicznego jest Holandia (2). W 2008 r. Holenderski Komitet Techniczny do Spraw Ochrony Gleb (TCB) wydał specjalny raport dotyczący tego zagadnienia („*Advice on ecological underpinning of soil quality standards*”) (za Brand i wsp. (2)), a w 2012 r. ukazało się opracowanie „*Advice on implementing bioavailability in the Dutch soil policy framework*” (2), w którym są przedstawione koncepcje wdrożenia biodostępności do analizy ryzyka ekologicznego oraz opis najbardziej obiecujących chemicznych metod oznaczeń frakcji biodostępnej. Autorzy opracowania (2) proponują wprowadzenie dla potrzeb oceny ryzyka określenia rzeczywiście biodostępne i potencjalnie biodostępne stężenie zanieczyszczeń. Podstawowa różnica polega na zastosowanej metodzie pomiaru biodostępności. Pasywne próbniki typu SPME czy POM-SPE mierzą stężenie zanieczyszczeń organicznych w roztworze glebowym i dlatego mogą być wykorzystane do oceny frakcji rzeczywiście biodostępnej, podczas gdy metoda z Tenaxem i roztworem cykloodekstryn ocenia stężenie zanieczyszczeń,

które dopiero po desorpcji z gleby (w określonym czasie) mogą oddziaływać na organizmy żywe. Frakcja rzeczywiście biodostępna odnosi się do organizmów pozostających w bezpośrednim kontakcie z roztworem glebowym, natomiast frakcja potencjalnie biodostępna do części organizmów, które oprócz kontaktu z roztworem glebowym mogą jak np. dżdżownice spożywać zanieczyszczenia zabsorbowane na cząstkach gleby. Brand i wsp. (2) zwracają szczególną uwagę na fakt, że pomiary frakcji aktualnie biodostępnej, dla części organizmów mogą prowadzić do niedoszacowania ryzyka, niemniej jednak ten rodzaj oceny biodostępności uważany jest za najbardziej wiarygodny wskaźnik narażenia wielu grup organizmów żywych na terenach zanieczyszczonych.

Zagadnienia dotyczące biodostępności WWA w glebach użytkowanych rolniczo są podejmowane od wielu lat również w Zakładzie Gleboznawstwa Erozi i Ochrony Gruntów, IUNG-PIB. Wcześniejsze badania z tego zakresu dotyczyły wpływu czynników glebowych na zawartość potencjalnie i rzeczywiście biodostępnej frakcji WWA (36) oraz testowania procedur chemicznych w analizach biodostępności tych związków (dane nie opublikowane). Obecne prace skupiają się na zagadnieniach zastosowania biodostępności w ocenie ryzyka, co ma odzwierciedlenie w projektach statutowych IUNG-PIB: „Wykorzystanie procedur ryzyka ekologicznego do oceny funkcji retencyjnej gleb w stosunku do zanieczyszczeń chemicznych” (17) oraz „Biodostępność i ekotoksykologiczne skutki oddziaływania trwałych zanieczyszczeń organicznych w glebach użytkowanych rolniczo” (38). Pierwsze wnioski z podjętych badań wskazują, że procedury oceny ryzyka ekologicznego powinny uwzględniać oznaczania biodostępnej frakcji zanieczyszczeń w glebach, co umożliwi pełną charakterystykę rzeczywistego ryzyka i pozwala dostosować ocenę do specyficznych warunków badanego terenu.

Podsumowanie

W ostatnim 10-leciu nastąpił ogromny postęp w zakresie prac nad koncepcją biodostępności zanieczyszczeń organicznych w glebach oraz badaniach nad opracowaniem chemicznych metod oznaczania zawartości biodostępnej frakcji TZO. Pomimo dokonań naukowych z tego zakresu, wciąż pozostaje wiele pytań wymagających odpowiedzi, które dotyczą związków między biodostępnością, a czynnikami glebowymi, sposobami uprawy gleby, zmiennymi warunkami klimatycznymi, specyfiką organizmów żywych czy współwystępowaniem na badanym obszarze innych czynników degradujących środowisko glebowe. Ważne jest również pytanie, czy pomiary biodostępności wykonywane w specyficznych warunkach laboratoryjnych oddają rzeczywiste narażenie organizmów żywych na oddziaływanie TZO? Należy przypuszczać, że kolejne prace badawcze, które pozwolą uzyskać odpowiedzi na większość z tych pytań spowodują, że koncepcja biodostępności znajdzie praktyczne zastosowanie w ocenie ryzyka i zostanie wprowadzona do przepisów prawnych, czego nie udało się osiągnąć jak do tej pory w żadnym z krajów UE.

Literatura

1. Amellal N., Portal J.-M., Berthelin J.: Effect of soil structure on the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons within aggregates of a contaminated soil. *Applied Geochemistry*, 2001, **16**: 1611-1619.
2. Brand E., Smedes F., Jonker M. T. O., Harmsen J., Peijnenburg W. J. G. M., Lijzen J. P. A.: Advice on implementing bioavailability in the Dutch soil policy framework. User protocols for organic contaminants. 2012, RIVM Report 711701102/2012.
3. Cachada A., Pereira R., Ferreira da Silva E., Duarte A. C.: The prediction of PAHs bioavailability in soils using chemical methods: state of the art and future challenges, *Science of the Total Environment*, 2014, **472**, 463-480.
4. COM(2006) 231 final. Communication from the Commission of the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee, and the Committee of Regions. Thematic Strategy for Soil Protection. 22 September 2006. Brussels: 2006.
5. Cornelissen G.: Mechanism and consequences of slow desorption of organic compounds from sediments. PhD Thesis, Lelystad, The Netherlands, 1999, ISBN 9036952158.
6. Cuypers C., Pancras T., Grotenhuis T., Rulkens W.: The estimation of PAH bioavailability in contaminated sediments using hydroxypropyl- β -cyclodextrin and Triton X-100 extraction techniques. *Chemosphere*, 2002, **46**, 1235-1245.
7. Frische T., Mebes K.-H., Filser J.: Assessing the bioavailability of contaminants in soils: a review on recent concepts. Research Report 201 64 614, UBA-FB 000405, 2003.
8. Gao Y., Zeng Y., Shen Q., Ling W., Han J.: Fractionation of polycyclic aromatic hydrocarbon residues in soils. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **17**: 897-903.
9. Gomez-Eyles, Jonker M. T. O., Hodson M. E., Collins C. D.: Passive samplers provide better prediction of PAH bioaccumulation in earthworms and plant roots than exhaustive, mild and cyclodextrin extraction. *Environmental Science and Technology*, 2012, **46**: 962-969.
10. Harmsen J.: Landfarming of polycyclic aromatic hydrocarbons and mineral oil contaminated sediments. PhD Thesis, Wageningen University, Wageningen, the Netherlands, 2004.
11. Hodson M. E., Vijver M. G., Peijnenburg W. J. G. P.: Bioavailability in soils. [In:] *Dealing with contaminated sites* F.A. Swartjes (eds). Springer Science+Business Media B.V.
12. ISO 17402:2008. Soil quality – Requirements and guidance for the selection and application of methods for the assessment of bioavailability of contaminants in soil and soil materials. 2008.
13. Jensen J., Mesman M.: Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations. 2006, RIVM report number 71170147.
14. Jonker M. T. O., van der Heijden S. A., Kreitinger J. P., Hawthorne S. B.: Predicting PAH bioaccumulation and toxicity in earthworms exposed to manufactured gas plant soils with Solid-Phase Microextraction, *Environmental Science and Technology*, 2007, **42(21)**, 7472-7478.
15. Juhasz A. L.: Can bioavailability assays predict the efficiency of PAH bioremediation? [W:] *Chemical Bioavailability in Terrestrial Environment* Developments in Soil Science, Elsevier, 2008, **32**: 569-587.
16. Kelsey J. W., Kottler B. D., Alexander M.: Selective chemical methods to predict bioavailability of soil-aged organic chemicals. *Environmental Science and Technology*, 1997, **31**: 214-217.
17. Klimkowicz-Pawlas A.: Wykorzystanie procedur ryzyka ekologicznego do oceny funkcji retencyjnej gleb w stosunku do zanieczyszczeń chemicznych. Raport z tematu badawczego realizowanego w ramach działalności statutowej, IUNG-PIB, 2013.
18. Liste H. H., Alexander M.: Butanol extraction to predict bioavailability of PAHs in soil. *Chemosphere*, 2002, **46(7)**: 1011-7.
19. MacRae J. P., Hall K.: Comparison of methods used to determine the availability of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments, *Environmental Science and Technology*, 1998, **32**, 3809-3815.

20. Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B.: Relationship between the properties of mineral soils and the level of accumulation of persistent organic pollutants; example of polycyclic aromatic hydrocarbons. [W:] Physical, chemical and biological processes in soils. Edited by Szajdak L.W. i A.K. Karabanov, The Committee on land Reclamation and Agricultural Environment Engineering, Polish Academy of Science, 2010.
21. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A., Terelak H.: Monitoring of the total content of polycyclic aromatic hydrocarbons in arable soils in Poland. *Chemosphere*, 2008, **73**: 1284-1291.
22. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A.: Concentrations, sources and spatial distribution of individual polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soils in the Eastern part of the EU: Poland as a case study. *Science of the Total Environment*: 2009, **407**: 3746-3753.
23. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B.: Ecotoxicological activity of soils polluted with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) – effect on plants. *Environmental Technology*, 2000, **21**: 1099-1110.
24. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B.: Habitat function of agricultural soils as affected by heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons contamination. *Environment International*, 2003, **28**: 719-728.
25. Maliszewska-Kordybach B.: Persistent organic contaminants in the environment: PAHs as a case study. In Block Jc, Goncharuk V.V, Baveye P editors *Bioavailability of organic xenobiotics in the environment*. NATO ASI Series. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher, 1999: 3-37.
26. Naidu R., Semple K. T., Megharaj M., Juhasz A. L., Bolan N. S., Gupta S. K., Clothier B. E., Schulin R.: Bioavailability: definition, assessment and implications for risk assessment. [W:] *Chemical Bioavailability in Terrestrial Environment*” Developments in Soil Science, Elsevier, 2008, **32**: 9-39.
27. Naidu R., Bolan N. S.: Contaminant chemistry in soils: key concepts and bioavailability. [W:] *Chemical Bioavailability in Terrestrial Environment*” Developments in Soil Science, Elsevier, 2008, **32**: 9-39.
28. Northcott G. L., Jones K. C.: Partitioning, extractability, and formation of nonextractable PAH residues in soil. 2. Effect on compound dissolution behavior. *Environmental Science and Technology*, 2001, **35**: 1111-1117.
29. Oleszczuk P.: Biodostępność i bioakumulacja hydrofobowych zanieczyszczeń. Część I. Informacje ogólne. *Biotechnologia*, 2007, **76**: 9-25.
30. Oleszczuk P.: Biodostępność i bioakumulacja hydrofobowych zanieczyszczeń organicznych . Część II Sorpcja zanieczyszczeń oraz czynniki wpływające na ten proces. *Biotechnologia*, 2007, **76**: 26-39.
31. Pignatello J. J., Xing B.: Mechanisms of slow sorption of organic chemicals to natural particles. *Environmental Science and Technology*, 1996, **30**, 1-11.
32. Reichenberg F., Mayer P.: Two complementary sides of bioavailability: accessibility and chemical activity of organic contaminants in sediments and soils., *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2006, **25**, 1239-1245.
33. Reid B. J., Jones K. C., Semple K. T.: Bioavailability of persistent organic pollutants in soils and sediments – perspective on mechanisms, consequences and assessment. *Environmental Pollution*, 2000, **108**: 103-112.
34. Riding M. J., Doick K. J., Martin F. L., Jones K. C., Semple K. T.: Chemical measures of bioavailability/bioaccessibility of PAHs in soil: Fundamentals to application. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, **261**: 687-700.
35. Semple K. T., Morris A. W., Paton G. I.: Bioavailability of hydrophobic organic contaminants in soils: fundamental concepts and techniques for analysis. *European Journal of Soil Science*, 2003, **54**: 809-818.

36. Smreczak B., Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A.: Assessing the bioavailability of phenanthrene to soil microorganisms using the Tenax extraction method. *Environmental Geochemistry and Health*, 2008, **30**: 183-186.
37. Smreczak B., Maliszewska-Kordybach B.: Wstępne badania nad oznaczaniem potencjalnie biodostępnych frakcji wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w glebach zanieczyszczonych tymi związkami. 2003, *Archiwum Ochrony Środowiska*, (29)4, 45-55.
38. Smreczak B., Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A.: Determination of PAH (bio)available fraction in historically contaminated soils. [W:] *Abstract of 7th International Workshop on chemical bioavailability in the terrestrial environment*, 3-6 listopada, 2013, 62-63.
39. Tang J. X., Alexander M.: Mild extractability and bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *Environmental. Toxicology and Chemistry*, 1999, **18**: 2711-2714.
40. Ter Laak T. L., Agbo S. O., Barendregt A., Hermens J. L. M.: Freely dissolved concentrations of PAHs in soil pore water: Measurement via Solid Phase Extraction and consequences for soil tests. *Environmental Science and Technology*, 2006, **40(4)**, 1307-1313.
41. Wilson S. C., Naidu R.: Organic contaminant speciation and bioavailability in the terrestrial environment [W:] *Chemical Bioavailability in Terrestrial Environment*” *Developments in Soil Science*, Elsevier, 2008, **32**: 9-39.
42. Zhang Y., Ma X., Ran Y.: Sorption of phenanthrene and benzene on differently structural kerogen: Important role of micropore-filling, *Environmental pollution*, 2012, **185**, 213-218.

Adres do korespondencji

dr inż. Bożena Smreczak
Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 886 34 21 w. 318
e-mail: bozena@iung.pulawy.pl

**Agnieszka Klimkowicz-Pawlas, Barbara Maliszewska-Kordybach,
Bożena Smreczak**

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

METODY OCENY RYZYKA EKOLOGICZNEGO TERENÓW NARAŻONYCH NA ODDZIAŁYWANIE ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH*

Słowa kluczowe: ocena ryzyka ekologicznego, metody ERA, procedura Triad,
zanieczyszczenia organiczne, gleby rolnicze

Wstęp

Podstawowy dokument Unii Europejskiej w zakresie ochrony gleb „Strategia tematyczna w dziedzinie ochrony gleby” (11) wskazuje na konieczność zachowania głównych funkcji gleb oraz ich ochrony przed najistotniejszymi zagrożeniami takimi jak: ubytek materii organicznej, erozja, zagęszczenia i zasklepienia, zanieczyszczenia i zmiany bioróżnorodności. W przypadku terenów wykorzystywanych rolniczo, istotne znaczenie mają funkcje produkcyjna, retencyjna i siedliskowa. Ta ostatnia związana jest ściśle z problematyką ochrony bioróżnorodności i zapewnieniem warunków rozwoju dla wszystkich biotycznych elementów ekosystemów glebowych.

Jednym z najpoważniejszych zagrożeń dla siedliskowych funkcji gleb użytkowanych rolniczo jest zanieczyszczenie szkodliwymi substancjami chemicznymi, w tym związkami organicznymi z grupy WWA. Zanieczyszczenia te stanowią ogromną grupę związków o zróżnicowanych właściwościach i możliwym potencjalnym szkodliwym oddziaływaniu na środowisko glebowe (5, 6, 29, 34, 67). Zbyt wysoka zawartość zanieczyszczeń może wpływać negatywnie na organizmy glebowe, na obniżenie bioróżnorodności i pogorszenie jakości gleb (29, 34).

Projekt Dyrektywy Glebowej Parlamentu Europejskiego i Rady UE zakłada wdrożenie strategii dla identyfikacji, oceny i remediacji terenów zanieczyszczonych w oparciu o kryterium ryzyka zdrowotnego i środowiskowego. Badania z zakresu ochrony środowiska przed negatywnym wpływem zanieczyszczeń chemicznych skupiały się dotychczas głównie na ochronie zdrowia człowieka (2, 64, 65). Ryzyko

*Praca wykonana częściowo w ramach działalności statutowej IUNG-PIB temat 4.07. oraz grantu NCN nr UMO-2011/03/B/ST10/05015.

narażenia zdrowia ludzi (poprzez różne drogi oddziaływania) w połączeniu z jakością plonów, często było jedynym kryterium przy określaniu tzw. „bezpiecznego poziomu zanieczyszczenia” gleb wykorzystywanych rolniczo. W nielicznych przypadkach systemy oceny poziomu zanieczyszczenia gleb stosowane w aktach prawnych niektórych krajów uwzględniają kryteria ekologiczne (7, 50, 56). Jednakże ocena jakości gleb oparta na kryteriach parametrycznych (takich jak wartości graniczne dla zawartości zanieczyszczeń w glebach) uniemożliwia uwzględnianie wielu czynników związanych z lokalnymi warunkami klimatycznymi i hydrologicznymi, właściwościami gleb i sposobem ich wykorzystywania, źródłami emisji i zakresem ich oddziaływania oraz sytuacją administracyjno-prawną. Alternatywą jest stosowanie procedur oceny ryzyka, określających możliwości negatywnego wpływu zanieczyszczeń na zdrowie człowieka (ang. *Human Risk Assessment* – HRA) lub na parametry ekologiczne (ang. *Ecological Risk Assessment* – ERA). Procedury oceny ryzyka ekologicznego (ERA) są dotychczas stosowane w dość ograniczonym zakresie. Praktyczne zastosowanie procedur ERA wymaga bowiem poznania i wyboru odpowiednich modeli konceptualistycznych, wyboru punktów końcowych oceny ekologicznej, wyboru, adaptacji i wdrożenia metodyk charakterystyki ekotoksykologicznej oraz metod oceny narażenia (13, 25, 27, 40, 54, 68). Ilościowa analiza ryzyka wymaga także uwzględnienia metod statystycznych dla oceny niepewności w oszacowaniu ryzyka (13, 15, 57, 63). Na poziomie krajowym próby ich wykorzystania ograniczały się do środowiska wodnego (68), ekosystemów leśnych (43) lub terenów przemysłowych (2, 24), prawie brak jest informacji o zastosowaniu takiego trybu postępowania w przypadku gleb wykorzystywanych rolniczo (30).

W pracy dokonano przeglądu metod stosowanych w ocenie ryzyka ekologicznego w odniesieniu do terenów zanieczyszczonych oraz podano przykład praktycznego zastosowania wybranej procedury ERA dla gleb użytkowanych rolniczo znajdujących się w sferze oddziaływania źródła zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi (WWA). Zastosowano wieloetapową procedurę TRIAD, która stwarza szerokie możliwości oceny ewentualnych nieprawidłowości w działaniu wybranych ekosystemów z uwzględnieniem zróżnicowanych linii dowodowych (27, 30, 51). W ostatnich latach metoda ta została włączona do regulacji prawnych w Holandii (59) oraz prac standaryzacyjnych Międzynarodowej Organizacji do spraw Standaryzacji w ramach komitetu „Jakość gleby” (ISO/TC 190 „*Soil Quality*”).

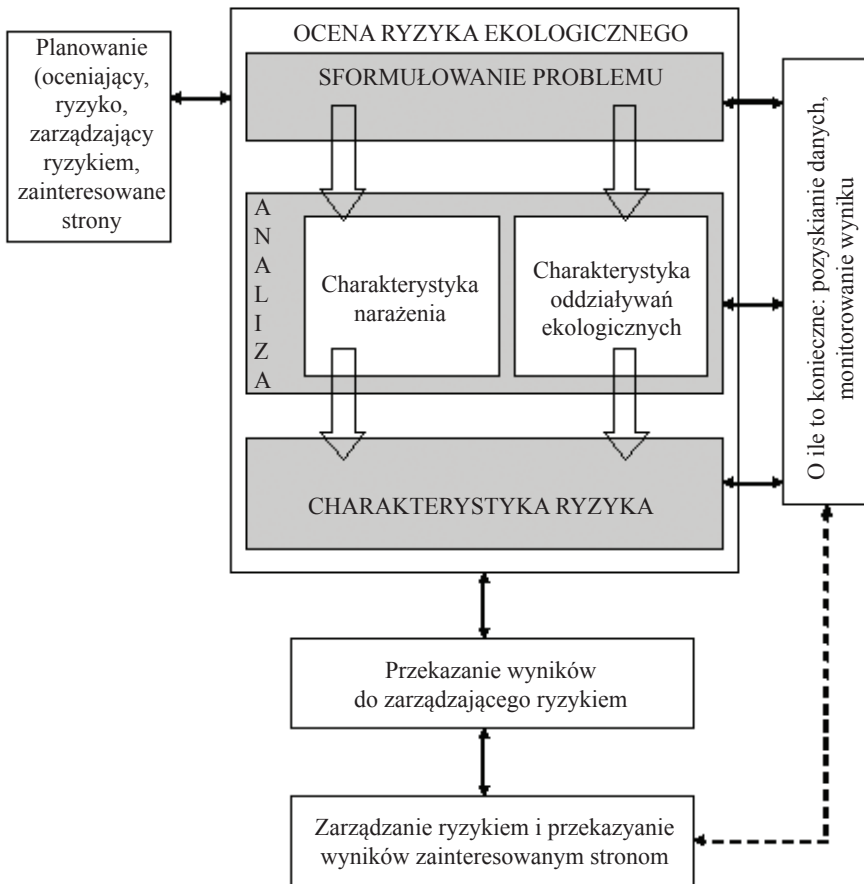
Struktura i zakres stosowania oceny ryzyka ekologicznego

Zgodnie z najbardziej powszechną definicją (wprowadzoną przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska) ocena ryzyka ekologicznego jest procesem, w którym ocenia się prawdopodobieństwo wystąpienia negatywnych skutków ekologicznych w wyniku narażenia na oddziaływanie jednego lub więcej czynników powodujących

stres (63). Proces ten polega na systematycznej ocenie i organizacji dostępnych danych, informacji, założeń i niepewności w celu lepszego zrozumienia i przewidywania zależności pomiędzy czynnikami powodującymi stres, a efektami ekologicznymi oraz określenia możliwości ich przewidywania (2, 54). Ułatwia to w istotny sposób podejmowanie decyzji w zakresie ochrony środowiska. Proces ten ma na celu badanie niekorzystnych skutków aktywności antropogenicznej – w czasie przeszłym lub przyszłym – przy czym za „zmiany niekorzystne” uważamy takie, które są przyczyną istotnych różnic w strukturalnej lub funkcjonalnej charakterystyce ekosystemu lub jego składników.

Ocena ryzyka ekologicznego jest procesem systematycznym, prowadzonym na podstawie ocen ilościowych, na który składają się trzy podstawowe fazy (rys. 1) :

- sformułowanie problemu,
- analiza,
- charakterystyka ryzyka.



Rysunek 1. Procedura ekologicznej oceny ryzyka

Źródło: wg US EPA (63), zmodyfikowane.

Sformułowanie problemu obejmuje identyfikację zagrożeń, opracowanie metodyk badań, określenie punktów końcowych analizy, przygotowanie modelu koncepcyjnego oraz opracowanie planu analizy (18, 45, 54, 63). Na tym etapie dokonuje się szczegółowej charakterystyki terenu z uwzględnieniem „historii” obiektu i jego aktualnego wykorzystania oraz identyfikacji rodzaju, źródeł i zasięgu zagrożeń w oparciu o dostępne bazy danych, analizy, normy i wymogi prawne. Celem pierwszego etapu jest uzyskanie odpowiedzi na pytanie: jak potencjalne zagrożenie (np. zanieczyszczenie) może wpłynąć na strukturę i funkcje ekosystemu?

Faza analizy obejmuje ocenę dróg narażenia na oddziaływanie badanego czynnika powodującego stres i ocenę zależności pomiędzy jego oddziaływaniem i efektami ekologicznymi (55, 63).

Końcowa faza oceny ryzyka ekologicznego to formułowanie wniosków o istniejących i przewidywanych efektach; ryzyko ocenia się poprzez integrację profili narażenia i reakcji wybranych organizmów na oddziaływanie czynników powodujących zagrożenia (18, 45, 54, 60, 63). ERA jest procesem cyklicznym, tzn. że na podstawie wyników uzyskanych z analizy określa się kolejne problemy, które wymagają działań mających na celu wyselekcjonowanie punktów końcowych. Tak powtarzający się proces prowadzi do odpowiedzi na pytanie dotyczące zasięgu (obszaru) i natury ryzyka (25, 68). Wynikiem tej oceny jest ustalenie stopnia ryzyka, tj. liczbowego określenia prawdopodobieństwa wystąpienia zmian niepomyślnych opartego na rachunku statystycznym. Stanowi to podstawę decyzji o podjęciu odpowiednich działań lub o ich zaniechaniu (24).

Procedury oceny ryzyka ekologicznego mogą być stosowane w celu określenia prawdopodobieństwa wystąpienia ujemnych efektów wynikających z wprowadzenia nowych substancji i preparatów chemicznych do środowiska (27, 45, 53). Działania w tym zakresie zostały ujęte w prawodawstwie Unii Europejskiej w wytycznych *Technical Guidance Document on Risk Assessment* (62) oraz w Rozporządzeniu WE 1907/2006 (rozporządzenie REACH), które od roku 2007 obowiązuje również w Polsce. Oceny ryzyka ekologicznego dokonuje się także w sytuacjach, w których istnieje podejrzenie, że nastąpiło zanieczyszczenie środowiska substancjami mogącymi ujemnie wpływać na ekosystemy, np. w rejonach silnej antropopresji (27, 24, 43). Kryterium ilościowe, jakim jest ocena ryzyka, pozwala na określenie potrzeb remediacji i ustalenie listy priorytetowej terenów przeznaczonych do rekultywacji w warunkach ograniczonych możliwości finansowych (2). Procedury ERA coraz częściej wykorzystywane są do opracowywania standardów jakości gleb (7, 53, 59), ponadto do oceny ryzyka związanego ze składowaniem osadów, wykorzystaniem odpadów oraz oceny ryzyka ekotoksykologicznego związanego ze ściekami szpitalnymi (45). Procedury ERA były początkowo stosowane w odniesieniu do środowiska wodnego i osadów. Dopiero później opracowano metody ERA dla oceny środowiska glebowego, ze względu na jego kompleksowy charakter.

Metody oceny ryzyka ekologicznego

Rozwój metod oceny ryzyka w programach Unii Europejskiej

Rozwój metod oceny ryzyka w celu ochrony zdrowia ludzi ma już ponad sześćdziesięcioletnią historię (53); początkowo oceny jakości gleb dokonywano w oparciu o standardy jakości oparte o ocenę ryzyka zdrowotnego (7, 56). Natomiast w zakresie ochrony środowiska metody oceny ryzyka są szerzej stosowane w okresie ostatnich 25 lat (53). Metodyki ERA w odniesieniu do terenów zanieczyszczonych były opracowywane, modyfikowane i wdrażane od połowy lat 90-tych ubiegłego wieku w ramach kilku projektów Unii Europejskiej, np. CARACAS, CLARINET, NICOLE, HERACLES, LIBERATION czy ERAMANIA (13, 27, 47, 51, 56).

Jedną z pierwszych inicjatyw europejskich w zakresie oceny ryzyka dla terenów zanieczyszczonych był program CARACAS (*Concerted Action for Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe* 1995-1998). Rezultatem działań podjętych przez Niemieckie Ministerstwo Środowiska był przegląd naukowych podstaw oceny jakości gleb i procedur wykorzystywanych do tego celu w różnych krajach (47, 56). Swartjes i in. (56) podkreślali, iż ochrona ekosystemów glebowych jest w ograniczonym zakresie uwzględniana w ogólnych procedurach oceny ryzyka, opartych głównie o standardy jakości gleby. Jednym z kroków w kierunku integracji planowania przestrzennego, ochrony środowiska i inżynierii była opracowana w ramach sieci CLARINET (*Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies in Europe* 1998-2001) koncepcja zarządzania terenami w oparciu o ocenę ryzyka - RBLM (ang. *Risk Based Land Management*). Jak podają Rodrigues i in. (47) oraz Swartjes i in. (56) w ramach CLARINET opracowano zalecenia techniczne możliwe do wykorzystania w procesie podejmowania decyzji o przywróceniu wartości terenom zanieczyszczonym. Po raz pierwszy wskazano, iż kolejnym krokiem, po wykorzystaniu standardów jakości gleby do ogólnej oceny ryzyka powinno być opracowanie dla celów praktycznych procedur oceny ryzyka ekologicznego charakterystycznego dla danego terenu (47, 56).

Od połowy lat dziewięćdziesiątych do chwili obecnej funkcjonuje sieć NICOLE (*Network for Industrially Contaminated Land in Europe*) jako forum europejskie koncentrujące się na wymianie informacji i metod zarządzania terenami zanieczyszczonymi w Europie, wspierające współpracę przemysłu oraz środowisk akademickich. W ramach działalności sieci podjęto m.in. dyskusję nad zagadnieniami dotyczącymi oceny ryzyka, ze wskazaniem na konieczność dalszego opracowywania metod wieloetapowych, które pozwoliłyby zredukować koszty związane z przeprowadzaniem oceny ryzyka (56). Próbę ujednoczenia narzędzi i procedur oceny ryzyka w odniesieniu do terenów zanieczyszczonych w krajach Europy podjęto w ramach sieci HERACLES (*Human and Ecological Risk Assessment for Contaminated Land in Europe*), zainicjowanej w 2005 roku przez Joint Research Centre (7, 47).

W ramach działalności sieci HERACLES dokonano przeglądu metod stosowanych do wyznaczania wartości granicznych zanieczyszczeń w poszczególnych krajach Europy (7), w którym wykazano, iż tylko w trzech krajach (Niemcy, Finlandia i Holandia) wprowadzono regulacje prawne oparte o ocenę ryzyka ekologicznego (7, 56).

Zagadnieniem bardzo trudnym jest ocena ryzyka w oparciu o specyficzne warunki środowiskowe i specyficzne narażenie na danym terenie. Bardzo obiecującą procedurą w tym zakresie wydaje się tzw. TRIAD, procedura łącząca różnorodne drogi oceny, oparta o pomiary chemiczne, toksykologiczne i ekologiczne. Próbe zastosowania metodyki TRIAD w odniesieniu do gleb podjęto w ramach projektu LIBERATION (*Development of a decision support system for sustainable management of contaminated land by linking bioavailability, ecological risk and ground water pollution of organic pollutants* 2002-2005), którego głównym celem było opracowanie systemu wspomaganie decyzji w zarządzaniu terenami zanieczyszczonymi (27, 56). Podobne zagadnienia były uwzględniane w projekcie ERAMANIA (*Decision Support System Framework for the Site-specific Ecological Risk Assessment*), którego głównym założeniem było wspieranie osób podejmujących decyzje w wyborze zestawu odpowiednich parametrów przy ocenie danego terenu (testy ekotoksykologiczne, obserwacje ekologiczne czy metody oceny biodostępności) oraz integrowanie wyników wybranych pomiarów w postaci indeksów ryzyka ekologicznego (13, 51).

Procedury oceny ryzyka ekologicznego w wybranych krajach

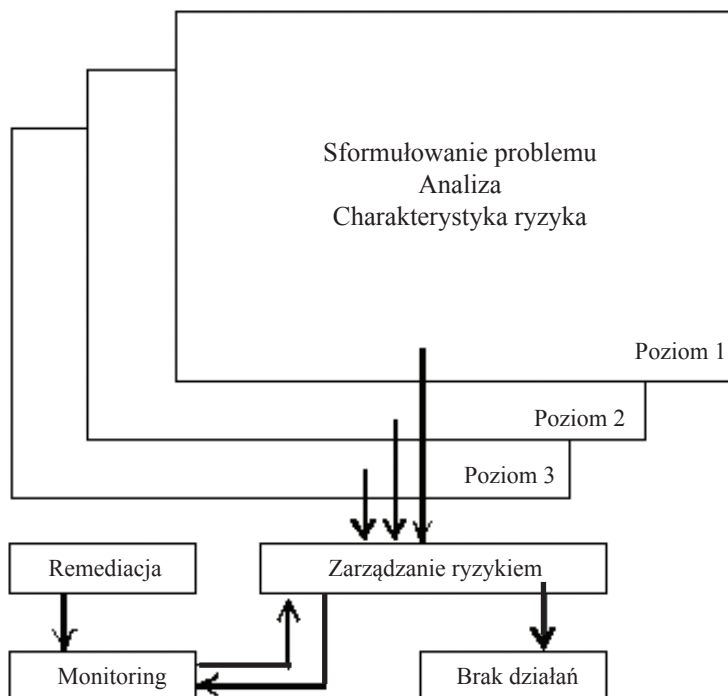
Pierwsze metodyki oceny ryzyka ekologicznego pojawiły się na początku lat 90-tych wraz ze wzrostem świadomości o zagrożeniach mogących powodować negatywne skutki w ekosystemach narażonych na działanie substancji pochodzenia antropogenicznego. W 1992 r., Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska zaproponowała wstępny przewodnik metodyczny w zakresie zarządzania zanieczyszczonymi terenami przemysłowymi, który od roku 1998 funkcjonuje jako norma w zakresie oceny ryzyka ekologicznego (EPA/630/R-95/002F). W oparciu o wytyczne US EPA (*Guideline for Ecological Risk Assessment*) procedury oceny ryzyka ekologicznego zostały opracowane i w niektórych przypadkach znormalizowane w Kanadzie (8), Australii (40, 41), Wielkiej Brytanii (1, 38, 66) i Holandii (48-50, 59). Jak podaje Carlon i in. (7) oraz Perrodin i in. (45) propozycja US EPA była często poprawiana i dostosowywana do zarządzania miejscami zanieczyszczonymi na obszarze danego kraju.

Podjęcie wielofazowe w ERA zaproponowano po raz pierwszy w wytycznych kanadyjskich, w których ponadto przy opracowaniu kryteriów oceny jakości gleb uwzględniono sposób ich użytkowania (8, 47).

Procedura ERA opracowana w Australii (40) została oparta na wytycznych kanadyjskich i obejmuje trzy poziomy oceny ryzyka (rys. 2), z których każdy składa się z następujących elementów: identyfikacji problemu, analizy (identyfikacji

receptorów, oceny narażenia, oceny toksyczności) oraz charakterystyki ryzyka. Identyfikacja receptorów obejmuje określenie organizmów, procesów lub właściwości, które podlegają narażeniu. Na poziomie 1 wykorzystuje się metody skринingowe w celu ogólnej oceny stopnia zanieczyszczenia terenu oraz porównania zawartości zanieczyszczeń z wartościami granicznymi. Poziom 2 obejmuje charakterystykę badanego terenu z uwzględnieniem właściwości gleb, ocenę dróg narażenia oraz ocenę toksyczności w oparciu o dane literaturowe (np. właściwości związków, wartości NOEC (ang. *No Observable Effect Concentration*)). Na 3 poziomie oceny ryzyka ekologicznego stopień narażenia określany jest w oparciu o testy toksyczności z wykorzystaniem skomplikowanych modeli komputerowych.

W ostatnim czasie w oparciu o wyniki wieloletnich doświadczeń procedura oceny ryzyka w Australii została uproszczona (41); zaleca się stosowanie oceny ryzyka ekologicznego na dwóch poziomach – oceny wstępnej (ang. *Preliminary ERA*) oraz oceny szczegółowej (ang. *Definitive ERA*). W ramach oceny wstępnej dokonuje się ogólnej oceny stopnia zanieczyszczenia badanego terenu; ocenę szczegółową przeprowadza się w sytuacji, kiedy wyniki analizy wstępnej wykażą, iż obecność zanieczyszczenia może powodować potencjalne zagrożenie ekologiczne. Na etapie tym uwzględnia się specyficzne warunki środowiskowe oraz w sposób ilościowy określa narażenie w oparciu o dokładne badania laboratoryjne i terenowe z wykorzystaniem odpowiednich modeli komputerowych (41).

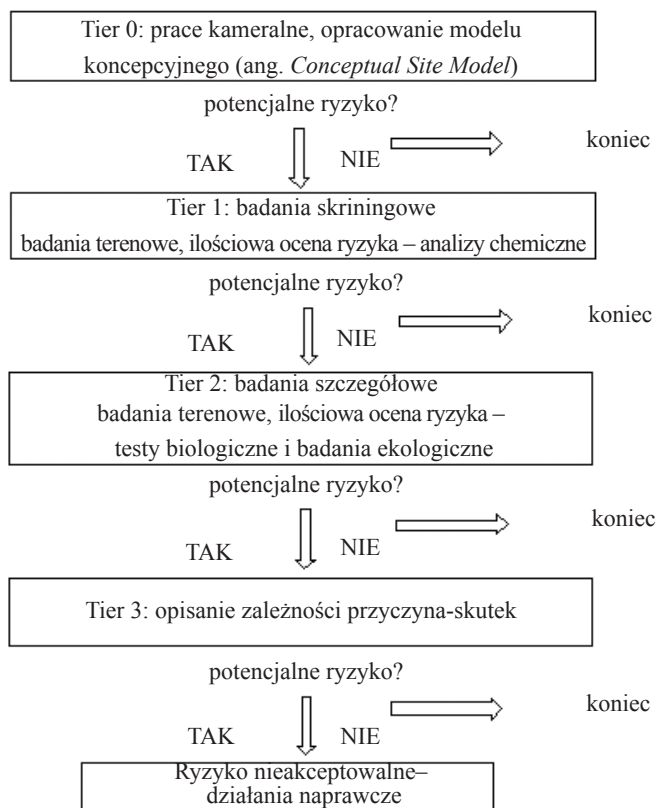


Rysunek 2. Schemat procedury oceny ryzyka stosowanej w Australii

Źródło: wg NEPC (40), zmodyfikowane.

Procedura ERA w Wielkiej Brytanii (1, 38, 47, 66) oparta jest również o podejście wieloetapowe (tzw. tiered approach) – rysunek 3.

Pierwszy etap (*Tier 0*) tej metodyki ma na celu określenie czy badany teren spełnia kryteria terenu zanieczyszczonego określone w odpowiednim akcie prawnym (*Part IIA, Environmental Protection Act 1990*). Etap ten obejmuje stworzenie tzw. modelu koncepcyjnego (ang. *Conceptual Site Model*), w którym dokonuje się przeglądu dostępnych informacji, określenia granic badanego terenu oraz identyfikacji prawdopodobnych związków zanieczyszczenie – droga narażenia – receptor. W następnym etapie skringingowym (*Tier 1*) zawartość związków chemicznych porównywana jest z wartościami granicznymi oraz dodatkowo przeprowadza się skringingowe testy toksyczności. Szczegółowej oceny ekotoksykologicznej terenu dokonuje się w trzecim etapie (*Tier 2*). Etap końcowy oceny (*Tier 3*) przeprowadzany jest wówczas, gdy w oparciu o wyniki poprzednich etapów ERA stwierdzono występowanie ryzyka ekologicznego. Etap ten obejmuje dokładne badania terenowe oraz modelowanie ekologiczne w celu lepszej oceny wpływu zanieczyszczenia na ekosystem glebowy na różnych poziomach organizacji biologicznej. W przypadku przekroczenia akceptowalnego poziomu ryzyka zalecane jest podjęcia działań naprawczych (rys. 3).



Rysunek 3. Schemat procedury oceny ryzyka stosowanej w Wielkiej Brytanii

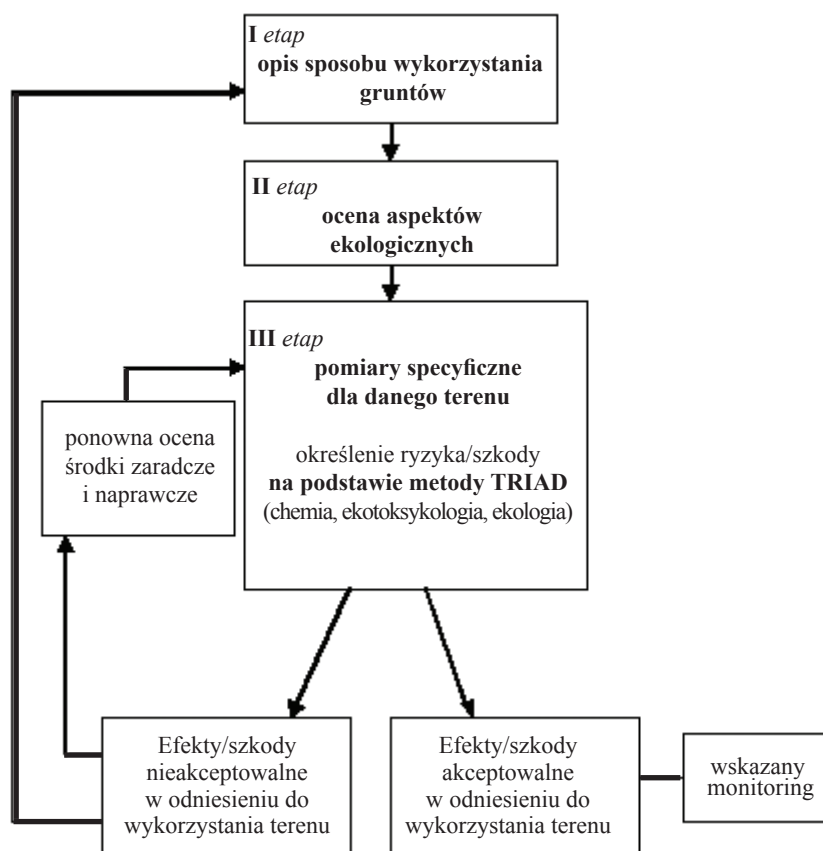
Źródło: wg Weeks i in. (66), zmodyfikowane.

Procedura oceny ryzyka ekologicznego wprowadzona w Holandii (48, 59), podobnie jak w Wielkiej Brytanii, opiera się na podejściu wieloetapowym, przy czym struktura tej procedury oraz narzędzia wykorzystywane do oceny ryzyka są nieco inne (27, 48) – rysunek 4.

Zgodnie z propozycją Rutgers'a i in. (48) pierwszy etap (rys. 4) obejmuje zebranie jak największej ilości dostępnych informacji, dokładną charakterystykę terenu z uwzględnieniem poziomu oraz zasięgu występowania zanieczyszczeń, a także określenie przewidywanego sposobu użytkowania gruntów (tereny przemysłowe, miejskie czy użytkowane rolniczo). W drugim etapie, w celu określenia związków źródło zanieczyszczenia → droga narażenia → receptor, dokonuje się identyfikacji receptorów ekologicznych istotnych dla danego sposobu użytkowania. Pozwala to w pewnym stopniu zawęzić ocenę ryzyka, ponieważ w zależności od sposobu użytkowania należy wziąć pod uwagę różne aspekty ekologiczne przy przeprowadzaniu procedury ERA (27).

W trzecim, najbardziej szczegółowym etapie procedury (rys. 4), oceny ryzyka ekologicznego dokonuje się w oparciu o dane specyficzne dla danego terenu (ang. *site-specific risk assessment*) z wykorzystaniem jednej z metod oceny dowodów (ang. *Weight of Evidence*), tzw. metody Triad (27, 48, 59). Metoda ta obejmuje informacje uzyskane z analiz chemicznych, badań ekotoksykologicznych i obserwacji ekologicznych; szczegółowy jej opis podano w dalszej części opracowania. Jak podaje Swartjes i in. (59) pierwszy filar tej metody (charakterystyka chemiczna) wg zaleceń holenderskich bazuje na obliczeniach tzw. *Toxic Pressure*, który odpowiada frakcji zagrożonych gatunków (PAF – ang. *Potentially Affected Fraction*) wyznaczanej z rozkładu gęstości prawdopodobieństwa dla mieszaniny zanieczyszczeń. W drugim dla pełnej charakterystyki ekotoksykologicznej wykorzystywane są proste i standaryzowane biotesty, a w trzecim dokonuje się obserwacji ekologicznych pokrywy roślinnej oraz liczebności i różnorodności gatunkowej bezkręgowców.

W Polsce nie ma regulacji prawnych nakładających obowiązek wykonywania zarówno oceny ryzyka zdrowotnego, jak i ekologicznego występującego na terenach zdegradowanych chemicznie. Próbę opracowania procedur w zakresie oceny ryzyka zdrowotnego podjęto w Instytucie Ekologii i Terenów Uprzemysłowionych w Katowicach (64, 65). Oceny ryzyka związanego z zanieczyszczeniem gleb w kraju dokonuje się najczęściej w oparciu o tzw. „standardy jakości” (dopuszczalne zawartości substancji w glebie) określone arbitralnie w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (17), wykorzystywane są także wytyczne US EPA (2, 24, 68) lub programy komputerowe np. SADA (3).



Rysunek 4. Schemat procedury oceny ryzyka ekologicznego stosowanej w Holandii

Źródło: wg Jensena i Mesmana (27) oraz Rutgers i in. (48), zmodyfikowane.

Narzędzia stosowane do oceny ryzyka

Procedury oceny ryzyka ekologicznego są prowadzone w kilku krajach UE, ale w różnych krajach stosowane są różne narzędzia do charakterystyki ryzyka. Historycznie ryzyko było oceniane w sposób jakościowy jako „wysokie”, „średnie” lub „niskie”. To podejście zostało zastąpione przez wprowadzenie metod ilościowych pozwalających liczbowo określić poziom ryzyka ekologicznego (14, 56). Metody ilościowe oceny ryzyka można ogólnie podzielić na deterministyczne i probabilistyczne (14, 68). Metody deterministyczne polegają głównie na określeniu ilorazu zagrożenia HQ (ang. *Hazard Quotient*), stosunku toksyczności do narażenia TER (ang. *Toxicity-Exposure Ratio*), lub ilorazu ryzyka RQ (ang. *Risk Quotient*), gdzie stężenie danego zanieczyszczenia zmierzone lub obliczone w środowisku (PEC, ang. *Predicted Environmental Concentration*) porównywane jest ze stężeniem nie wywołującym efektów toksycznych w stosunku do organizmów glebowych (PNEC, ang. *Predicted*

No-Effect Concentration) obliczonym przy zastosowaniu współczynników bezpieczeństwa (25, 39, 53, 66, 68). Choć są to metody stosunkowo proste, to ich stosowanie jest krytykowane w literaturze. Wyznaczone z zastosowaniem współczynników bezpieczeństwa wartości PNEC są często przeszacowane lub niedoszacowane, ponieważ końcowy wynik zależy od najniższej znanej wartości efektu toksycznego (53, 68).

Metody probabilistyczne są metodami skomplikowanymi, w których wartości stężeń bezpiecznych wyznaczone są w oparciu o szereg empirycznych modeli statystycznych. Zastosowanie tych modeli wymaga posiadania odpowiedniej liczby danych doświadczalnych oraz przyjmowania określonych założeń dotyczących rozkładu zmiennych (57, 59, 53). W probabilistycznych metodach stosowanych w ocenie ryzyka w środowisku analizuje się rozkład wrażliwości gatunkowej organizmów (SSD – ang. *Species Sensitivity Distribution*) i przy użyciu empirycznych modeli statystycznych oblicza się PNEC oraz frakcję zagrożonych gatunków – PAF, dla których stężenie w środowisku będzie przekraczało wartości NOEC lub $(EC)_{50}$ – ang. *50% Effect Concentration* (19, 56, 68). W niektórych procedurach oceny ryzyka brane są pod uwagę procesy ekologiczne (ang. *Ecosystem services*) jak np. obieg pierwiastków, rozkład materii organicznej czy tworzenie struktury gleby (19, 50, 58).

Iloraz zagrożenia (HQ) i iloraz ryzyka (RQ)

Jedną z dość powszechnie stosowanych metod deterministycznych oceny ryzyka, wykorzystywanych zwłaszcza w badaniach skринingowych jest tzw. iloraz zagrożenia (HQ). Wskaźnik ten wyznaczamy z prostej zależności pomiędzy narażeniem a toksycznością wg równania Swartjes in. (58):

$$HQ = \frac{C_e}{C_b}$$

gdzie: C_e – stężenie danego zanieczyszczenia w środowisku (ang. *exposure concentration*), a C_b – wartość referencyjna toksyczności (ang. *benchmark value*). Jeżeli wartość HQ jest większa niż 1, spodziewane jest wystąpienie potencjalnych negatywnych efektów w stosunku do receptorów ekologicznych (5, 21, 25, 53).

Merington i in. (38) oraz Weeks i in. (66) proponują stosowanie ilorazu ryzyka (RQ), który określa stosunek zawartości zanieczyszczeń zmierzonej w środowisku (PEC) do odpowiednich wartości granicznych (SSV, ang. *Soil Screening Values*) zawartych w regulacjach prawnych (1, 5, 26, 38, 53, 66).

$$RQ = \frac{PEC}{SSV}$$

Podobnie jak w przypadku indeksu zagrożenia (HQ), wartości $RQ > 1$ wskazują na możliwość wystąpienia ryzyka ekologicznego (1, 38).

Ocena ryzyka dla mieszaniny zanieczyszczeń

W środowisku glebowym organizmy mogą być narażone na obecność różnych substancji toksycznych, często charakteryzujących się różnym mechanizmem oddziaływania. W ocenie ryzyka związanego z obecnością mieszanin wykorzystuje się pojęcie równoważnika toksyczności (ang. *Toxic Equivalent* – TEF) lub jednostki toksyczności (ang. *Toxic Units* – TU) – w głównej mierze oparte o wyniki analiz chemicznych i dane dotyczące toksyczności zaczerpnięte z literatury (4, 6, 20, 21, 23, 53, 67).

Równoważniki toksyczności (TEF) stosowane są np. do oceny potencjału rakotwórczego WWA (4-6, 67). Do każdego związku chemicznego w obrębie grupy WWA przypisywana jest wartość TEF, wyznaczona w stosunku do związku referencyjnego (benzo(a)pirenu – BaP); TEF dla BaP wynosi 1. W celu oceny ryzyka pochodzącego od mieszaniny zanieczyszczeń wyznacza się współczynnik toksyczności równoważnej (ang. *Toxic Equivalent Quotient* – TEQ) zgodnie z równaniem (20):

$$TEQ = \sum c_i \times TEF$$

gdzie: c_i – stężenie indywidualnego związku, TEF – równoważnik toksyczności względem BaP.

Do oceny toksyczności związków chemicznych w mieszaninie wykorzystywane są również jednostki toksyczności (TU), wyliczane z zależności (23):

$$TU = (EC_{50})^{-1} \times 100$$

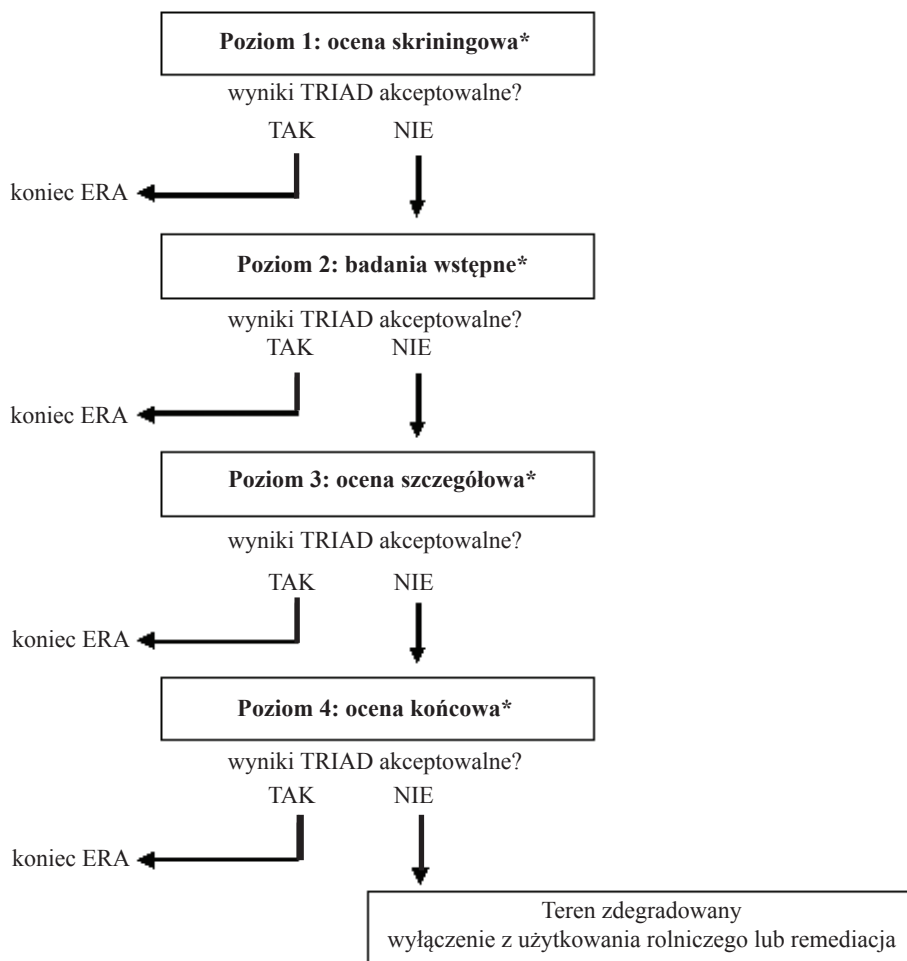
Potencjalne negatywne efekty w stosunku do receptorów ekologicznych mogą wystąpić, gdy suma jednostek toksyczności dla składników mieszaniny jest większa lub równa jeden (21, 23, 53).

Metoda oceny dowodów – TRIAD

Zagadnieniem bardzo trudnym jest ocena ryzyka w oparciu o specyficzne warunki środowiskowe i specyficzne narażenie na danym terenie. Bardzo efektywną i obiecującą procedurą wydaje się tzw. metoda TRIAD (15, 27, 50, 58). Metoda ta jest stosowana na wszystkich etapach oceny ryzyka zgodnie ze schematem (rys. 5) zaproponowanym przez Jensena i Mesman (27). Na każdym z poziomów możliwe są dwa schematy postępowania: zakończenie oceny, jeżeli analiza wyników procedury TRIAD pozwala stwierdzić brak ryzyka lub przejście do kolejnego etapu w przypadku gdy uzyskujemy nieakceptowalne poziomy ryzyka (13, 27, 53, 57).

Procedura TRIAD jest metodą oceny dowodów (WoE), w której równocześnie rozpatrywane są wyniki analiz chemicznych, testów ekotoksykologicznych oraz

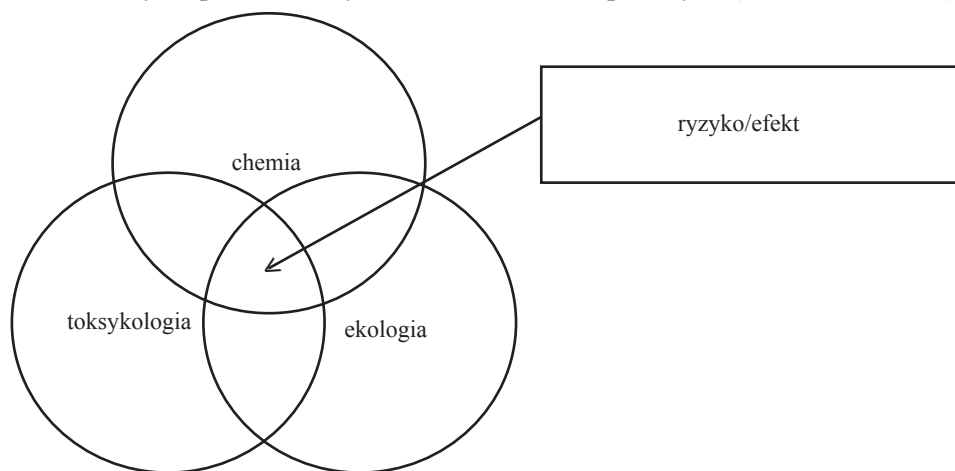
badań i obserwacji ekologicznych (rys. 6). Metoda ta oryginalnie została opracowana do oceny jakości osadów (9, 16, 33). Jak wykazują Jensen i Mesman (27) oraz Rutgers i Jensen (50) informacje pochodzące z trzech różnych dziedzin określane są jako drogi oceny (LoE ang. *Lines of Evidence*) i stanowią filary metodyki TRIAD (tzw. *TRIAD legs*).



Rysunek 5. Schemat przedstawiający etapy oceny ryzyka wg TRIAD (Jensen i Mesman (27), zmodyfikowane). */ wybór testów i analiza, określenie akceptowalnych poziomów ryzyka, zastosowanie metody TRIAD

Informacje o rodzaju oraz zasięgu występowania zanieczyszczeń uzyskujemy w oparciu o analizy chemiczne i fizyko-chemiczne przeprowadzane w ramach chemicznej drogi oceny (Chem-LoE). Ocenę ekotoksykologiczną (Ecotox-LoE) przeprowadzamy w celu uzyskania informacji o toksyczności zanieczyszczeń występujących na danym terenie w stosunku do organizmów glebowych. Ekologiczna

droga oceny (Ecol-LoE) dostarcza informacji o kondycji zespołów organizmów glebowych narażonych na obecność zanieczyszczeń (15, 27, 50, 51). Na każdym z etapów oceny (rys. 5) w ramach każdej z dróg oceny możliwe jest zastosowanie różnorodnych analiz chemicznych, testów ekotoksykologicznych i ekologicznych (tab. 1). W pierwszych etapach stosowane są proste, standaryzowane, mało kosztowne testy i analizy, natomiast wyższe poziomy oceny ryzyka wymagają bardziej zaawansowanych, pracochłonnych analiz oraz badań polowych (13, 25, 49, 50, 57).



Rysunek 6. Poglądowy schemat przedstawiający integrację trzech dróg oceny (LoE) wg metodyki TRIAD (Jensen i Mesman (27), zmodyfikowane).

W celu integracji wyników pochodzących z trzech różnych dróg oceny zalecane jest stosowanie metody skalowania (27, 49, 50), w której występowanie negatywnych efektów określa się od 0 (brak efektu) do 1 (efekt maksymalny). Następnie wyznaczane są wskaźniki ryzyka w obrębie poszczególnych dróg oceny oraz zintegrowany wskaźnik ryzyka (27, 50).

Tabela 1

Przykłady analiz chemicznych i testów ekotoksykologicznych możliwych do zastosowania na poszczególnych etapach procedury Triad, opracowane na podstawie Jensen i Mesman (27).

Etap oceny	Testy dla poszczególnych linii dowodowych (LoE)		
	Chemiczna	(Eko)toksykologiczna	Ekologiczna
Ocena skringowa	- Całkowita zawartość zanieczyszczeń PAF (frakcja potencjalnie zagrożonych gatunków)	- Test ostry z bakteriami luminescencyjnymi (Microtox, łącznie z fazą stałą) - Test chroniczny z bakteriami luminescencyjnymi (24h) - Testy z bezkręgowcami: Ostracodtoxkit Ceriodaphtoxkit Thamnotoxkit Rotoxkit Protoxkit	- Wizyta w terenie, ocena widocznych zmian pokrywy roślinnej, obecność lub brak specyficznych roślin

Tabela 1 cd.

Badania wstępne	- Ekstrakcja łagodnym rozpuszczalnikiem (zawartość frakcji biodostępnej)	- Test ostry na przeżywalność z dżdżownicami (<i>Eisenia fetida</i>) – 7 lub 14 dniowy - Test na unikanie z dżdżownicami	- Potencjał nityfikacji - Test mineralizacji N - Test mineralizacji C - Oddychanie indukowane (SIR) - Pomiar aktywności biologicznej metodą pasków bait-lamina
Ocena szczegółowa	- Solid phase microextraction (SPME) - Ekstrakcja z Tenaxem - Ekstrakcja z cyklodekstrynami	<u>Testy glebowe:</u> - Wzrost roślin ISO 11269-2 - Zahamowanie wzrostu korzeni ISO 11269-1 - Test na rozmnażanie dżdżownic <i>Eisenia fetida</i> - Test NRR - biomarker dżdżownic - Test na przeżywalność skoczogonków - Test na przeżywalność i rozmnażanie wazonkowców - Różnorodność metaboliczna mikroorganizmów (Biolog) <u>Testy z fazy wodnej:</u> - Test z glonami - Zahamowanie wzrostu rzęsy wodnej - Test ostry unieruchamiania <i>Daphni</i> - Test na rozmnażanie <i>Daphni</i>	- Ocena rozkładu materii organicznej przy pomocy woreczków ściółkowych - Metoda pasków bawełnianych (ocena aktywności celulolitycznej) - Analiza profili fizjologicznych mikroorganizmów (Biolog) - Pomiar tolerancji indukowanej obecnością zanieczyszczenia (Biolog) - Ocena pokrywy roślinnej, biomasy roślin, stosunek łodyga/korzeń, różnorodność gatunkowa w terenie - Ocena różnorodności bezkręgowców w terenie
Ocena końcowa	- Akumulacja w organizmach - Sekwencyjna ekstrakcja nadkrytyczna rozpuszczalnikiem	- Testy jak w ocenie szczegółowej	- Testy jak w ocenie szczegółowej

Zdaniem Jensen'a i Mesman (27) oraz Rutgers'a i Jensen'a (50) integracja informacji z trzech różnych dróg oceny (LoE) pozwala na uzyskanie bardziej precyzyjnej odpowiedzi co do możliwości wystąpienia ryzyka na danym terenie niż podejście, w którym ocena ryzyka oparta jest jedynie o wyniki analiz chemicznych (np. zawartość zanieczyszczeń na danym terenie). Ponadto podejście wielodyscyplinarne w ocenie ryzyka pozwala zminimalizować ilość fałszywie pozytywnych lub fałszywie negatywnych wniosków (26, 50).

Wybór terenu referencyjnego

Kluczowym zagadnieniem w analizie wyników testów biologicznych czy badań polowych prowadzonych na wszystkich poziomach oceny ryzyka ekologicznego jest dostępność lub brak właściwego terenu referencyjnego lub gleby referencyjnej (9, 27, 37, 49, 50). Optymalnie gleba referencyjna powinna pochodzić z terenu niezanieczyszczonego i charakteryzować się właściwościami zbliżonymi do właściwości gleby zanieczyszczonej. Przy wyborze odpowiedniego terenu referencyjnego należy wziąć pod uwagę następujące parametry glebowe: skład granulometryczny, odczyn, zawartość substancji organicznej, całkowitą pojemność wodną oraz zawartość składników pokarmowych (27, 37, 49). W praktyce dobór terenu referencyjnego zgodnie z powyższymi wytycznymi jest niesłychanie trudny, a często nie udaje się znaleźć gleby, której właściwości idealnie odpowiadają właściwościom gleb na badanym terenie. W takiej sytuacji pomocne może okazać się zastosowanie metod statystycznych, np. analizy wieloczynnikowej, w oparciu o którą można pogrupować próbki glebowe i określić główne zmienne opisujące poszczególne grupy gleb. Następnie na tej podstawie wybieramy gleby referencyjne dla każdej z grup głównych, pamiętając o tym, iż nie mogą to być gleby zanieczyszczone i powinny się znajdować w stosunkowo bliskiej lokalizacji względem gleb badanych (9, 42, 50).

Przykład zastosowania metody TRIAD do oceny ryzyka ekologicznego terenów rolniczych narażonych na oddziaływanie WWA – badania IUNG

Większość procedur oceny ryzyka ekologicznego odnosi się do terenów zanieczyszczonych oraz terenów przemysłowych natomiast brak jest informacji o stosowaniu tego typu procedur do terenów użytkowanych rolniczo, dlatego też w ramach realizowanego w latach 2007 – 2009 w IUNG-PIB w Puławach tematu badawczego Klimkowicz-Pawlas i in. (28, 31) – po raz pierwszy w Polsce – podjęli próbę zaadaptowania jednej z metod oceny ryzyka (procedura TRIAD) do oceny terenów użytkowanych rolniczo potencjalnie narażonych na oddziaływanie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA). Metodę tę wykorzystywano dotychczas do oceny jakości osadów dennych (9, 16, 33), wód podziemnych (12), natomiast badania związane z wdrażaniem tej procedury w odniesieniu do środowiska glebowego były prowadzone w ograniczonym zakresie i skupiały się głównie na ocenie terenów popowodziowych (30) lub zanieczyszczonych metalami (42, 46). Przedstawione poniżej wyniki oparto o dane z publikacji Klimkowicz-Pawlas i in. (31).

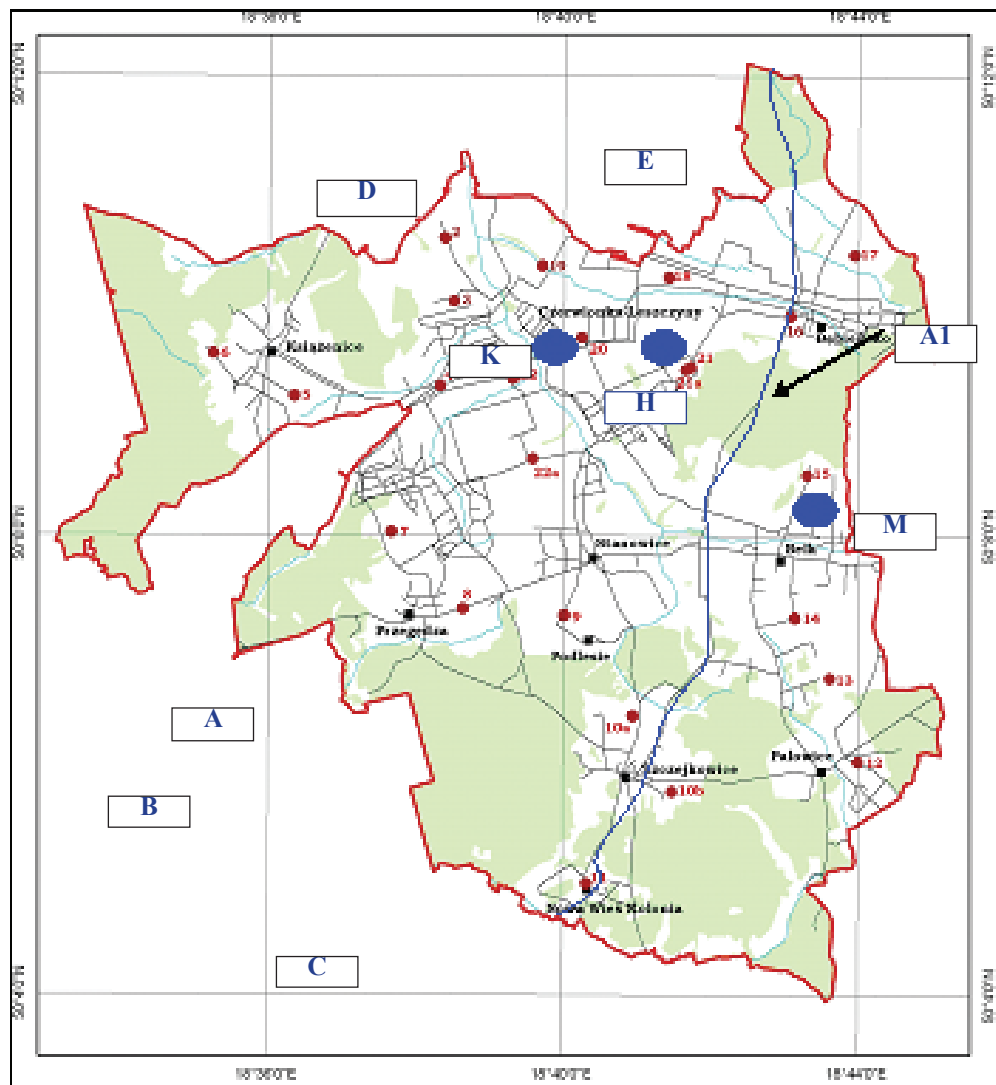
Charakterystyka terenu badań z uwzględnieniem potencjalnych źródeł zanieczyszczenia

Wstępny wybór terenu badań dokonano na podstawie prowadzonych w IUNG-PIB badań w ramach Monitoringu chemizmu gleb ornych Polski (35, 36, 52, 61), które pozwoliły na identyfikację obszarów o potencjalnie wyższych zawartościach WWA w glebie. Substancje z grupy trwałych zanieczyszczeń organicznych – do jakich zaliczamy WWA – dostają się do gleb głównie z opadami atmosferycznymi (32, 36, 44), z którymi mogą być przenoszone na duże odległości (5, 32, 36, 44). Poziom zanieczyszczenia gleb tymi związkami jest więc w większości przypadków ściśle związany z ich zawartością w powietrzu, która zależy bezpośrednio od emisji zanieczyszczeń na badanym obszarze (36).

Badania przeprowadzono na obszarze ok. 100 km² położonym w południowo-zachodniej części Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego (woj. śląskie, powiat rybnicki, gmina Czerwionka-Leszczyny), na którym wyznaczono 24 punkty badawcze zlokalizowane na terenach użytkowanych rolniczo (rys. 7). Przy wyborze miejsc pobierania próbek uwzględniono bezpośredni wpływ lokalnych i transgranicznych źródeł emisji WWA, warunki glebowe i hydrologiczne oraz rodzaje upraw (28, 31). W materiale glebowym wykonano oznaczenia podstawowych właściwości fizykochemicznych i biologicznych, zawartości zanieczyszczeń oraz przeprowadzono testy ekotoksykologiczne.

Emisja przemysłowa na badanym terenie wiąże się głównie z ponad 100-letnią działalnością Koksowni Dębieńsko (10). Głównym źródłem zanieczyszczeń powietrza jest emisja substancji toksycznych pochodzących z procesów spalania paliw stałych, ciekłych i gazowych w celach energetycznych i technologicznych. Na stan powietrza atmosferycznego na terenie gminy mogą mieć również wpływ zanieczyszczenia ze źródeł poza jej granicami – rysunek 7.

Napływ zanieczyszczeń z obszarów sąsiadujących odbywa się zgodnie z różą wiatrów, w której przeważają kierunki południowy i południowo-zachodni. W odległości nie przekraczającej 30 km od Czerwionki-Leszczyny od południowo-zachodu zlokalizowane są Elektrownia Rybnik (A) oraz Koksownia Radlin (B), w mniejszym stopniu zaznaczają się wpływy Karwińsko-Ostrawskiego Okręgu Przemysłowego (Republika Czeska) – C. Północna część miasta Czerwionka-Leszczyny znajduje się pod wpływem KWK Szczygłowice (D), zaś północno-wschodnia KWK Knurów (E). Wynikiem działalności kopalń jest silne przeobrażenie terenu, występują tu deformacje podłoża oraz hałdy, składowiska, wykopy i żwirowiska (10, 28). Źródłem zanieczyszczeń komunikacyjnych na badanym terenie jest spalanie paliw płynnych w silnikach pojazdów samochodowych i w maszynach rolniczych, ponadto spływy i ścieki z dróg asfaltowych. Zanieczyszczenia te związane są z dwoma głównymi szlakami komunikacyjnymi: Rybnik-Bytom i Żory-Knurów-Gliwice biegnącymi przez teren Gminy Czerwionka oraz z autostradą A1 (rys. 7).



Rysunek 7. Lokalizacja transgranicznych (A-E) oraz głównych lokalnych źródeł emisji zanieczyszczeń mających wpływ na stan środowiska glebowego na badanym terenie (A-E objaśnienia w tekście; A1 – budowana autostrada, H – składowisko odpadów pogórnictwa, K – koksownia i elektrownia Dębieszko, M – Wytwórnia Mas Bitumicznych)

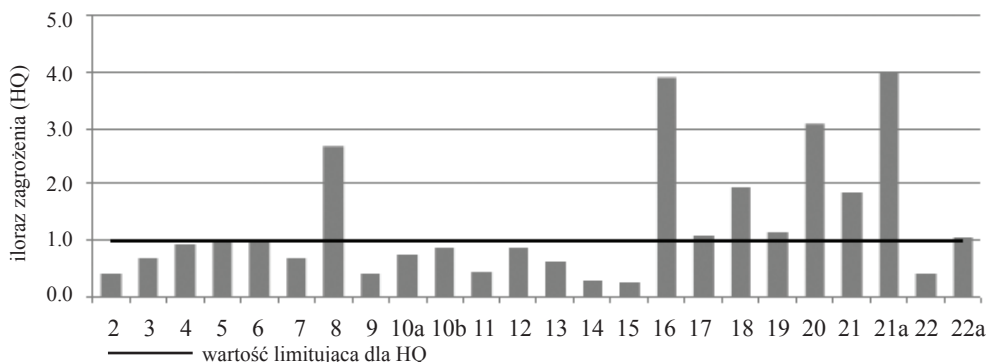
Źródło: Klimkowicz-Pawlas i in., 2009 (28).

Natomiast źródła emisji niezorganizowanej mogą stanowić: emisja pyłowo-gazowa z procesu koksowania węgla oraz emisja substancji chemicznych z procesu produkcji węglowodników, emisja pyłu węglowego ze składowisk węgla i hałd pogórnicych, ponadto niekontrolowane wypalanie traw (10, 22).

W oparciu o analizę potencjalnych źródeł zanieczyszczenia stwierdzono, iż podstawowym zagrożeniem na badanym terenie są wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, które mogą negatywnie oddziaływać na organizmy glebowe i wpływać na zaburzenie siedliskowych i produkcyjnych funkcji gleb (29, 34).

Metoda TRIAD – etapy wstępne

Klimkowicz-Pawlas i in. (31) przeprowadzili wstępne etapy procedury ERA: ocenę skriningową i badania wstępne. W badaniach skriningowych do oceny ryzyka wykorzystano iloraz zagrożenia (HQ), który uzyskano z porównania zawartości 9WWA w próbkach glebowych z obowiązującymi w Polsce regulacjami prawnymi (17); wartość graniczna dla 9WWA wynosi 1 mg kg^{-1} – rysunek 8.



Rysunek 8. Wartości ilorazu zagrożenia (HQ); porównanie zawartości 9WWA z wartością graniczną wg polskich regulacji prawnych (17)

Źródło: Klimkowicz-Pawlas i in., 2013 (31), zmodyfikowane.

Obliczone wartości HQ mieściły się w zakresie 0,27-4,01 (rys. 8). Wykazano (31), iż w 9 punktach badawczych (46% terenu) może zaznaczać się potencjalny szkodliwy wpływ WWA na receptory ekologiczne, dla których należy przeprowadzić kolejny etap procedury oceny ryzyka – badania wstępne. W drugim etapie uwzględniono 3 drogi oceny (LoE): chemiczną (Chem-LoE), ekotoksykologiczną (Ecotox-LoE) i ekologiczną (Ecol-LoE). Ocenę chemiczną oparto na oznaczeniach całkowitej zawartości 9 WWA w próbkach glebowych, w ekotoksykologicznej LoE zastosowano mikrobiotest Toxi-screening oparty o aktywność bakterii *Vibrio fischeri*, a w ekologicznej LoE – pomiary oddychania indukowanego łatwo rozkładalnym substratem.

Tabela 2

Wskaźniki ryzyka dla indywidualnych linii dowodowych i zintegrowany wskaźnik ryzyka
wyznaczone dla etapu 2;

Etap 2	Punkty badawcze								
	8	16	17	18	19	20	21	21a	22a
Chem-LoE	0,60	0,70	0,31	0,51	0,33	0,65	0,50	0,71	0,31
Ecotox-LoE	0,09	0,16	0,14	0,68	0,20	0,63	0,22	0,20	0,21
Ecol-LoE	0,33	0,01	0,01	0,71	0,01	0,07	0,01	0,36	0,01
IR	0,38	0,37	0,16	0,64	0,19	0,51	0,24	0,47	0,18

Źródło: Klimkowicz-Pawlas i in., 2013 (31), zmodyfikowane.

Chem-LoE chemiczna droga oceny (zawartość 9WWA), Ecotox-LoE ekotoksykologiczna droga oceny (oparta o aktywność *V. fischeri*), Ecol-LoE ekologiczna droga oceny (oparta o oddychanie indukowane), IR wartości ryzyka zintegrowanego – szarym kolorem zaznaczono wartości powyżej limitu ryzyka akceptowalnego (0,25) dla gleb użytkowanych rolniczo wg Niemeyer i in., 2010 (42).

Dla każdego punktu badawczego i każdej z linii dowodów wyznaczono wskaźniki ryzyka zgodnie z metodyką proponowaną przez J e n s e n' a i M e s m a n (27), która obejmowała trzy etapy: skalowanie wyników w ramach indywidualnych LoE, integrowanie informacji z poszczególnych LoE oraz obliczenie zintegrowanego wskaźnika ryzyka (IR). Wartości wskaźnika ryzyka dla Chem-LoE mieściły się w zakresie 0,31-0,71 i były wyraźnie wyższe od wskaźnika dla ekotoksykologicznej i ekologicznej LoE (tabela 2). Zintegrowany wskaźnik ryzyka przyjmował wartości w zakresie 0,16-0,64 (31); w czterech przypadkach były to wartości niższe od 0,25, co wskazuje na brak ryzyka ekologicznego w tych punktach badawczych (42). Wyznaczenie indeksu IR pozwoliło na wytypowanie obszaru o wysokim ryzyku ekologicznym ($IR > 0,25$) w stosunku do funkcji siedliskowej gleby, dla którego konieczne jest przeprowadzenie kolejnego etapu procedury ERA (rys. 5) – badań szczegółowych.

Podsumowanie

Jednym z najpoważniejszych zagrożeń dla siedliskowych funkcji gleb użytkowanych rolniczo, wymienionym w dokumencie Europejskiej Ramowej Strategii Ochrony Gleb, jest zanieczyszczenie szkodliwymi substancjami chemicznymi, w tym związkami organicznymi z grupy WWA. Zbyt wysoka zawartość zanieczyszczeń może wpływać negatywnie na organizmy glebowe, na obniżenie bioróżnorodności i pogorszenie jakości gleb. W celu oceny stanu zagrożenia ekosystemów glebowych na obszarach szczególnie narażonych na degradację chemiczne stosowane są metody oceny ryzyka ekologicznego (ang. *Ecological Risk Assessment* – ERA).

Ocena ryzyka ekologicznego jest procesem wieloetapowym, w którym oszacowuje się prawdopodobieństwo wystąpienia negatywnych skutków ekologicznych w wyniku narażenia na oddziaływanie jednego lub więcej czynników powodujących stres. Procedury ERA mogą być stosowane zarówno w celu określenia prawdopodobieństwa

wystąpienia ujemnych efektów wynikających z wprowadzenia nowych substancji do środowiska, jak i dla oceny ekologicznych skutków istniejącego już zanieczyszczenia środowiska. Pierwsza grupa tych działań została ujęta w prawodawstwie Unii Europejskiej, natomiast wykorzystywanie procedur ERA dla oceny tzw. „ryzyka środowiskowego” nie jest objęte aktem prawnym i, jak dotychczas, wykorzystywane jest w praktyce w bardzo ograniczonym zakresie.

Procedury ERA są prowadzone w kilku krajach UE, ale do charakterystyki ryzyka wykorzystywane są różne narzędzia oceny. Większość istniejących procedur oceny ryzyka skupia się na ocenie różnorodności gatunków, wykorzystuje się najczęściej rozkład wrażliwości gatunków (SSD), z którego wyznacza się frakcję zagrożonych gatunków (PAF). W niektórych procedurach brane są pod uwagę procesy ekologiczne (ang. Ecosystem services) jak np. obieg pierwiastków, rozkład materii organicznej czy tworzenie struktury gleby. Dość powszechnie stosowany jest (choć krytykowany) tzw. iloraz zagrożenia obliczany przez proste porównanie zawartości zanieczyszczeń zmierzonej w środowisku z odpowiednimi wartościami granicznymi zawartymi w regulacjach prawnych. W ocenie ryzyka związanego z obecnością mieszanin wykorzystuje się równoważniki toksyczności (TEF) lub jednostki toksyczności (TU). Zagadnieniem bardzo trudnym jest natomiast ocena ryzyka w oparciu o specyficzne warunki środowiskowe i specyficzne narażenie na danym terenie. Bardzo efektywną i obiecującą procedurą jest tzw. procedura TRIAD, łącząca różnorodne drogi oceny (LoE) oparte o pomiary chemiczne, toksykologiczne i ekologiczne, która ciągle jest dopracowywana w odniesieniu do środowiska glebowego. Zaletą tej multidyscyplinarnej metody jest możliwość zmniejszenia liczby fałszywie pozytywnych i fałszywie negatywnych wniosków formułowanych w procesie oceny ryzyka ekologicznego. Zastosowanie procedury TRIAD do oceny ryzyka terenu narażonego na oddziaływanie WWA oraz wyznaczenie wskaźników ryzyka (IR) pozwoliło na wytypowanie obszaru o wysokim ryzyku ekologicznym, który należałoby wyłączyć z użytkowania rolniczego i/lub przeprowadzić zabiegi remediacyjne.

Literatura

1. Ashton D., Benstead R., Bradford P., Whitehouse P.: An ecological risk assessment framework for contaminants in soil. Science report SC070009/SR1. ISBN: 978-1-84432-939-7, Environment Agency, United Kingdom, 2008, pp. 41.
2. Barański A., Gworek B.: Ocena ryzyka zdrowotnego i środowiskowego pochodzącego od gruntów zanieczyszczonych produktami naftowymi. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 2004, pp. 84.
3. Bubak A., Gzyl J.: Wykorzystanie wyników oceny ryzyka ekologicznego do priorytetyzacji źródeł zagrożeń środowiskowych pestycydami w miejscu badawczym w Jaworznie. W: Mat. Warsztatów Naukowych „Ocena ryzyka zdrowotnego i środowiskowego na terenach rolniczych narażonych na oddziaływanie zanieczyszczeń chemicznych”, IUNG-PIB Puławy, 9-10 październik, 2012, 21-22.

4. Bull S., Collins Ch.: Promoting the use of BaP as a marker for PAH exposure In UK soils. *Environ. Geochem. Health*, 2013, **35**: 101-109.
5. Cao Z., Liu J., Luan Y., Li Y., Ma M., Xu J., Han S.: Distribution and ecosystem risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Luan River, China. *Ecotoxicology*, 2010, **19**: 827-837.
6. Cao X.F., Liu M., Song Y.F., Ackland M.L.: Composition, sources, and potential toxicology of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soils in Liaoning, People's Republic of China. *Environ. Monit. Assess.*, 2013, **185**: 2231-2241.
7. Carlon C. (Ed.): Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. European Commission, Joint Research Centre, Ispra, EUR 22805-EN, 2007, pp. 306.
8. CCME: A framework for ecological risk assessment: General Guidance. The National Contaminated Sites Remediation Program. Canadian Council of Ministers of the Environment), Canada, March 1997.
9. Chapman P.M., Anderson B., Carr S., Engle V., Green R., Hameedi J., Harmon M., Haverland P., Hyland J., Ingersoll Ch., Long E., Rotgers J., Salazar M., Sibley P.K., Smith P.J., Swartz R.C., Thompson B., Windom H.: General Guidelines for using the Sediment Quality Triad. *Marine Poll. Bull.*, 1997, **34**: 368-372.
10. Chylak A., Blarowski A., Dzikoń J., Giza T., Kukla P.: Program Ochrony środowiska dla gminy i miasta Czerwionka-Leszczyny. 2008, http://www.czerwionka-leszczyny.pl/bip/inf_urz/plany_i_programy.html.
11. COM(2006) 231 final. 2006. Communication from the Commission of the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Thematic Strategy for Soil Protection. 22 September 2006. Brussels.
12. Crevecoeur S., Debacker V., Joaquim-Justo C., Gobert S., Scippo M.-L., Dejonghe W., Martin P., Thome J.-P.: Groundwater quality assessment of one former industrial site in Belgium using a TRIAD-like approach. *Environ. Poll.*, 2011, 159: 2461-2466.
13. Critto A., Torresan S., Semenzin E., Giove S., Mesman M., Schouten A.J., Ritgers M., Marcomini A.: Development of site-specific ecological risk assessment for contaminated sites: Part I. A multi-criteria based system for selection of ecotoxicological tests and ecological observations. *Sci. Total Environ.*, 2007, **379**: 16-33.
14. Čupr P., Bartoš T., Sáňka M., Klánová J., Mikeš O., Holoubek I.: Soil burdens of persistent organic pollutants – Their levels, fate and risks Part III. Quantification of the soil burdens and related health risks in the Czech Republic. *Sci. Total Environ.*, 2010, **408**: 486-494.
15. Dagnino A., Sforzini S., Dondero F., Fenoglio S., Bona E., Jensen J., Viarengo A.: A „Weight-of-Evidence” approach for the integration of environmental “Triad” data to assess ecological risk and biological vulnerability. *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 2008, **4**: 314-326.
16. Dagnino A., Bo T., Copetta A., Fenoglio S., Oliveri C., Bencivenga M., Felli A., Viarengo A.: Development and application of an innovative expert decision support system to manage sediments and to assess environmental risk in freshwater ecosystems. *Environment International*, 2013, **60**: 171-182.
17. Dz. U. 02.165.1359, 2002: Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi.
18. Dušek L., Jarkovsky J., Holoubek I., Kubik V., Hřebiček J., Čupr P., Hilscherová K., Gelnarová E., Némethová D., Hofman J., Klánová J., Koptiková J., Hejč M.: Methodology of Ecological Risk Assessment – Tutorial Based on Case Study „Zlin”. RECETOX & IBA, Masaryk University, Brno, Czech Republic, 2007, pp. 95.
19. Faber J.H., Van Wensem J.: Elaborations on the use of the ecosystem services concept for application in ecological risk assessment for soils. *Sci. Total Environ.*, 2012, **415**: 3-8.

20. Fisher T.T., Law R.J., Rumney H.S., Kirby M.F., Kelly C.: Towards a scheme of toxic equivalency factors (TEFs) for the acute toxicity of PAHs in sediment. *Ecotox. Environ. Safety*, 2011, **74**: 2245-2251.
21. Gómez-Gutiérrez A., Garnacho E., Bayona J.M., Albaigés J.: Screening ecological risk assessment of persistent organic pollutants in Mediterranean sea sediments. *Environment International*, 2007, **33**: 867-876.
22. Grzesik K., Mikołajczak J.: The possibility of utilisation the old heaps to locate the new waste facilities, on the example of the Debiensko I coal mine. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, 2008, **24**: 439-452.
23. Gutiérrez S., Fernandez C., Barata C., Tarazona J.V.: Forecasting risk along a river basin using a probabilistic and deterministic model for environmental risk assessment of effluents through ecotoxicological evaluation and GIS. *Sci. Total Environ.*, 2009, **408**: 294-303.
24. Gworek B., Barański A., Czarnomski K., Sienkiewicz J., Porębka G.: Procedura oceny ryzyka w zarządzaniu gruntami zanieczyszczonymi metalami ciężkimi. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 2000, pp. 89.
25. Hill R.A.H., Chapman P.M., Mann G.S., Lawrence G.S.: Level of detail in ecological risk assessments. *Marine Environmental Bulletin*, 2000, **40**: 471-477.
26. Hull R.N., Swanson S.: Sequential analysis of Lines of Evidence – an advanced Weight-of-Evidence approach for Ecological Risk assessment. *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 2006, **2**: 302-311.
27. Jensen J., Mesman M.: Ecological risk assessment of contaminated land—decision support system for site specific investigation. RIVM report No 711701047, 2006, pp. 137.
28. Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B.: Raport końcowy z tematu badawczego 4.1.2. Ocena ryzyka ekologicznego związanego z zanieczyszczeniem związkami organicznymi gleb użytkowanych rolniczo. IUNG-PIB Puławy, 2009.
29. Klimkowicz-Pawlas A.: Oddziaływanie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych na siedliskową funkcję gleby. Monografie i rozprawy naukowe, 22, IUNG-PIB, Puławy, 2009, pp. 92.
30. Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B.: Application of preliminary stage of risk assessment procedure for agricultural soils: Area affected by flood as a case study. *Journal of Food Agriculture and Environment*, 2012, **10(1)**: 675-680.
31. Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B.: Ecological risk assessment for soils contaminated with PAHs – treats to soil habitat function. W: Conference proceedings ISBN 978-80-88833-59-8. International Conference Contaminated sites. 29-31 May 2013, Bratislava, Slovak Republic, 2013, 69-72.
32. Liu X., Xu M., Yang Z., Sun T., Cui B., Wang L., Wu D.: Sources and risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in Baiyangdian Lake, North China. *J. Environ. Sci. Health, Part A*, 2010, **45**: 413-420.
33. Long E.R., Chapman P.M.: A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget sound. *Marine Environ Bull.*, 1985, **16**: 405-415.
34. Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B., Janusauskaite D.: Ecotoxic effect of phenanthrene on nitrifying bacteria in soils of different properties. *J. Environ. Qual.*, 2007, **36**: 1635-1645.
35. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A., Terelak H.: Monitoring of the total content of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in arable soils in Poland. *Chemosphere*, 2008, **73**: 1284-1291.
36. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A.: Concentrations, sources, and spatial distribution of individual polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soils in the Eastern part of the EU: Poland as a case study. *Sci. Total Environ.*, 2009, **407**: 3746-3753.

37. Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B.: Soil reference materials in ecotoxicity testing – Application of the concept of EURO-Soils to soils from Poland. *Polish J. of Environ. Stud.*, 2008, **17(2)**: 257-266.
38. Merrington G., Crane M., Ashton D., Benstead R.: Guidance on the use of soil screening values in ecological risk assessment. Science report SC070009/SR2b. Environment Agency, United Kingdom, 2008, pp. 37.
39. Moreno-Jimenez E., Garcia-Gomez C., Oropesa A.L., Esteban E., Haro A., Carpena-Ruiz R., Tarazona J.V., Penalosa J.M., Fernandez M.D.: Screening risk assessment tools for assessing the environmental impact in an abandoned pyritic mine in Spain. *Sci. Total Environ.*, 2011, **409**: 692-703.
40. NEPC: National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure, Schedule B(5), Guideline on Ecological Risk Assessment, National Environment Protection Council, Adelaide, Australia, 1999, pp. 45.
41. NEPC: National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure, Schedule B(5a), Guideline on Ecological Risk Assessment, National Environment Protection Council, F2013L00768, Adelaide, Australia, 2013, pp. 35.
42. Niemeyer J.C., Moreira-Santos M., Nogueira M.A., Carvalho G.M., Ribeiro R., Da Silva E.M., Sousa J.P.: Environmental risk assessment of a metal-contaminated area in the Tropics. Tier I: screening phase. *J. Soils Sediments*, 2010, **10**: 1557-1571.
43. Niklińska M., Chodak M., Laskowski R.: Ekologiczne metody oceny skutków zanieczyszczenia gleb. Uniwersytet Jagielloński, Kraków, 2005, pp. 89.
44. Peng C., Chen W., Liao X., Wang M., Ouyang Z., Jiao W., Bai Y.: Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: Status, sources, distribution and potential risk. *Environ. Poll.*, 2011, **159**: 802-808.
45. Perrodin Y., Boillot C., Angerville R., Donguy G., Emmanuel E.: Ecological risk assessment of urban and industrial systems: A review. *Sci. Total Environ.*, 2011, **409**: 5162-5176.
46. Ribé V., Aulenius E., Nehrenheim E., Martell U., Odlare M.: Applying the Triad method in risk assessment of a former surface treatment and metal industry site. *J. Hazardous Materials*, 2012, **207-208**: 15-20.
47. Rodrigues S.M., Pereira M.E., Ferreira da Silva E., Hursthouse A.S., Duarte A.C.: A review of regulatory decisions for environmental protection: Part I – Challenges in the implementation of national soil policies. *Environ. Intern.*, 2009, **35**: 202-213.
48. Rutgers M., Faber J.H., Postma J. F, Eijsackers H.: Site-specific ecological risks: A basic approach to the function-specific assessment of soil pollution. Report 28. The Netherlands Integrated Research Programme, 2000, pp. 18.
49. Rutgers M., Den Besten P.: Approach to legislation in a global context. B. The Netherlands perspective – soils and sediments. W: Environmental toxicity testing. Thompson K.C., Wadhia K., Loibner A.P. (eds.), UK: Blackwell Publishing CRC Press, 2005, 269-289.
50. Rutgers M., Jensen J.: Site-specific ecological risk assessment. Chapter 15. W: Swartjes F.A., editor. Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application. Dordrecht: Springer publishers, 2011, pp. 693-720.
51. Semenzin E., Critto A., Rutgers M., Marcomini A.: Integration of bioavailability, ecology and ecotoxicology by three lines of evidence into ecological risk indexes for contaminated soil assessment. *Sci. Total Environ.*, 2008, **389**: 71-86.
52. Smreczak B., Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A.: Application of different criteria for the assessment of arable soil pollution with PAHs. *Zemės ūkio mokslai*, 2008, **15**: 55-58.
53. Solomon K.R., Sibley P.: New concepts in ecological risk assessment: where do we go from here?, *Marine Pollution Bulletin*, 2002, **44**: 279-285.
54. Sutter II G. W., Efrogmson R. A., Sample B. E., Jones D. S.: Ecological risk assessment for contaminated sites. CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton, London, New York, Singapore, 2000, pp. 438.

55. Sutter II G.W., Cormier S.M.: Why and how the combine evidence in environmental assessments: Weighing evidence and building cases. *Sci. Total Environ.*, 2011, **409**: 1406-1417.
56. Swartjes F.A., Carlon C., De Wit N.H.S.M.: The possibilities for the EU-wide use of similar ecological risk-based soil contamination assessment tools. *Sci Total Environ.*, 2008, **406**: 523-529.
57. Swartjes F.A.: Introduction to contaminated site management. Chapter 1. W: Swartjes F.A., editor. *Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application.* Dordrecht: Springer publishers, 2011, pp. 3-89.
58. Swartjes F.A., Breure A.M., Beaulieu M.: Introduction to ecological risk assessment. Chapter 13. W: Swartjes F.A., editor. *Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application.* Dordrecht: Springer publishers, 2011, pp. 573-624.
59. Swartjes F.A., Rutgers M., Lijzen J.P.A., Janssen P.J.C.M., Otte P.F., Wintersen A., Brand E., Posthuma L.: State of the art of contaminated site management in The Netherlands: Policy framework and risk assessment tools. *Sci. Total Environ.*, 2012, **427-428**: 1-10.
60. Tarazona J.V., Vega M.M.: Hazard and risk assessment of chemicals for terrestrial ecosystems. *Toxicology*, 2002, **181**: 187-191.
61. Terelak H., Stuczyński T., Motowicka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Pietruch Cz.: *Monitoring chemizmu gleb ornych Polski w latach 2005-2007.* Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2008.
62. TGD: Technical Guidance document on risk assessment in support of Commission Directive 93/66/EEC on risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. European Commission, Joint Research Centre, European Chemical Bureau, EUR 20418 EN/4, 2003, pp. 1009.
63. US EPA: Guidelines for Ecological Risk Assessment. EPA/630/R-95/002F. Risk Assessment Forum, Washington. 1998, pp. 124.
64. Wcisło E., Ioven D., Kucharski R., Szdzuj J.: Human health risk assessment case study: an abandoned metal smelter site in Poland. *Chemosphere*, 2002, **47**: 507-515.
65. Wcisło E.: Polish Soil Quality Standards Versus Risk-Based Soil Screening Levels for Metals and Arsenic. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 2012, **18(3)**: 569-587.
66. Weeks J.M., Sorokin N., Johnson I.J., Whitehouse P., Ashton D., Spurgeon D., Hankard P., Svendsen C., Hart A.: Biological test methods for assessing contaminated land. Stage 2 – A demonstration of the use of framework for the ecological risk assessment of land contamination. Science Group Report P5-069/TR1. Environment Agency, United Kingdom, 2004, pp. 106.
67. Yang B., Xue N., Zhou L., Li F., Cong X., Han B., Li H., Yan Y., Liu B.: Risk assessment and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils of Huanghuai plain, China. *Ecotox. Environ. Safety*, 2012, **84**: 304-310.
68. Załęska-Radziwiłł M.: *Badania ekotoksykologiczne w procesie ekologicznej oceny ryzyka w środowisku wodnym.* Politechnika Warszawska, Warszawa, 2007, pp. 197.

Adres do korespondencji

dr inż. Agnieszka Klimkowicz-Pawlas
Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 886 34 21 w. 318
e-mail: agnes@iung.pulawy.pl

Beata Suszek-Łopatka

*Institut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

ZNACZENIE STRESU ŁĄCZONEGO DLA OCENY ZAGROZEŃ EKOTOKSYKOLOGICZNYCH ŚRODOWISKA GLEBOWEGO*

Słowa kluczowe: stres łączony, współdziałanie stresów chemicznych i środowiskowych, toksyczność zanieczyszczeń gleby

Wstęp

Organizmy glebowe w swoim środowisku naturalnym narażone są na jednoczesne oddziaływanie zróżnicowanych czynników stresowych, zarówno pochodzenia naturalnego (np. wysoka lub niska temperatura, niekorzystne warunki wodno-powietrzne, ograniczony dostęp do pokarmu) jak również antropogenicznych, np. obecność zanieczyszczeń chemicznych (21). Współwystępowanie tych stresorów może prowadzić do oddziaływania na organizmy glebowe tzw. stresu łączonego, będącego wynikiem interakcji poszczególnych czynników (27). Badania ekotoksykologiczne mające na celu określenie oddziaływania zanieczyszczeń środowiska na organizmy żywe, prowadzone są zwykle w ściśle określonych, najczęściej optymalnych dla badanych organizmów warunkach i polegają na narażeniu organizmu wskaźnikowego na zróżnicowane stężenia jednego zanieczyszczenia (6, 21). Nie uwzględniają zatem rzeczywistych warunków środowiskowych na jakie narażone są organizmy żyjące na terenach zanieczyszczonych. Rozdział ten ma na celu przedstawienie zagadnienia stresu łączonego, jako nowego podejścia w badaniach ekotoksykologicznych ze szczególnym podkreśleniem jego znaczenia dla ochrony środowiska glebowego.

Stres łączony w środowisku glebowym

Gleba ze względu na szereg pełnionych przez nią bardzo istotnych funkcji stanowi ważny element środowiska przyrodniczego. Jednocześnie, dzięki funkcji produkcyjnej, retencyjnej i siedliskowej jej jakość ma ogromne znaczenie dla

*Praca była współfinansowana ze środków: Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego Grant nr NN305255035, pt. „Współdziałanie czynników naturalnych i chemicznych w glebie: ocena ekotoksykologicznego wpływu zanieczyszczeń chemicznych oraz temperatury i suszy”.

rolnictwa wpływając na plony oraz bioróżnorodność ekosystemów (10). Jednym z podstawowych zagrożeń środowiska glebowego są zanieczyszczenia chemiczne, z których większość ostatecznie trafia do gleby, gdzie ulega akumulacji (23). W tradycyjnych badaniach ekotoksykologicznych oceniany jest wpływ poszczególnych zanieczyszczeń na organizmy glebowe. Badania te jednak najczęściej prowadzone są w stałych, ściśle określonych, często optymalnych dla badanych organizmów warunkach środowiskowych (tj. temperatura, wilgotność gleby, dostępność pokarmu), w celu wskazania efektu pojedynczego zanieczyszczenia, występującego w zróżnicowanych stężeniach (6, 27). Natomiast, na terenach zanieczyszczonych, organizmy najczęściej narażone są jednocześnie na łączne oddziaływanie zróżnicowanych substancji chemicznych jak również odmienne od optymalnych, a niekiedy nawet stresowe warunki środowiskowe, czyli na tzw. stres łączony (6, 21) (rys. 1, tab. 1).



fot. Beata Suszek

Rysunek 1. Schematyczne zestawienie - układ doświadczalny w tradycyjnych badaniach ekotoksykologicznych (po lewej) – organizmy zwykle narażane są na oddziaływanie różnych stężeń jednego zanieczyszczenia Z_1 w stałych, zwykle optymalnych warunkach, w porównaniu ze zróżnicowanymi warunkami na jakie łącznie narażone są organizmy w środowisku naturalnym (zróżnicowane zanieczyszczenia $Z_1 - Z_3$, zróżnicowane czynniki środowiskowe: $C_1 - C_2$) – po prawej

Źródło: opracowanie własne na podstawie: Holmstrup i in., 2010 (21).

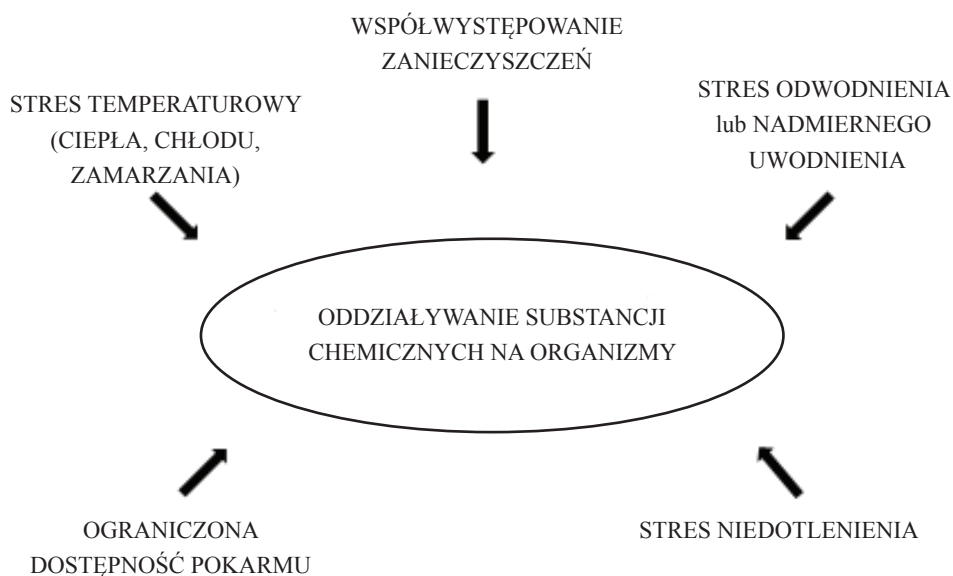
Tabela 1

Podsumowanie - tradycyjne testy ekotoksyczności, a warunki w środowisku naturalnym

CECHA	TRADYCYJNE TESTY EKOTOKSYCZNOŚCI	ŚRODOWISKO NATURALNE
WARUNKI ŚRODOWISKOWE (tj. temperatura, wilgotność, pokarm)	stałe	zmiennie
	optymalne	zróżnicowane, zwykle różne od optymalnych
NARAŻENIE NA ZANIECZYSZCZENIE	pojedyncze zanieczyszczenie (różne dawki)	mieszanka zanieczyszczeń

Źródło: opracowanie własne na podstawie: Holmstrup i in., 2010 (21).

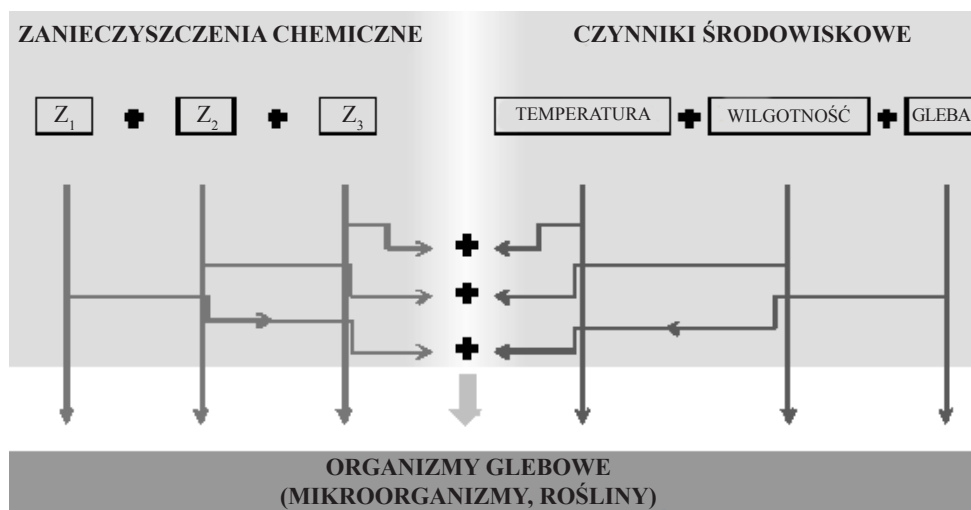
Badania wskazują, że zróżnicowane czynniki środowiskowe mogą zmieniać oddziaływanie zanieczyszczeń chemicznych na organizmy (27), a wśród nich wymienia się takie jak m.in.: obecność innych zanieczyszczeń, stres temperaturowy, odwodnienie, niedotlenienie, czy ograniczona dostępności pokarmu (21). Zestawienie czynników stresowych mogących potencjalnie wpływać na toksyczność zanieczyszczeń zamieszczono na rysunku 2.



Rysunek 2. Czynniki stresowe wykazujące potencjalny wpływ na toksyczne oddziaływanie zanieczyszczeń chemicznych względem organizmów

Źródło: opracowanie własne na podstawie : Holmstrup i in., 2010 (21).

W glebie możemy spotkać wszystkie z wymienionych powyżej czynników stresowych, jako wynik oddziaływania: mieszaniny zanieczyszczeń, zróżnicowanych warunków temperaturowych, zmiennych warunków wilgotnościowych oraz właściwości fizyko-chemicznych samej gleby, w tym jej zasobności w składniki pokarmowe (rys. 3). Należy zauważyć, że występowanie zróżnicowanych warunków środowiskowych nie zawsze oznacza obecność stresu łączonego. Dane literaturowe wskazują, że w niektórych warunkach badane czynniki stresowe wykazywały interakcję, w innych nie (21). Stąd poszukiwanie warunków współdziałania zanieczyszczeń chemicznych i czynników środowiskowych pozostaje nadal przedmiotem badań nad zjawiskiem stresu łączonego.

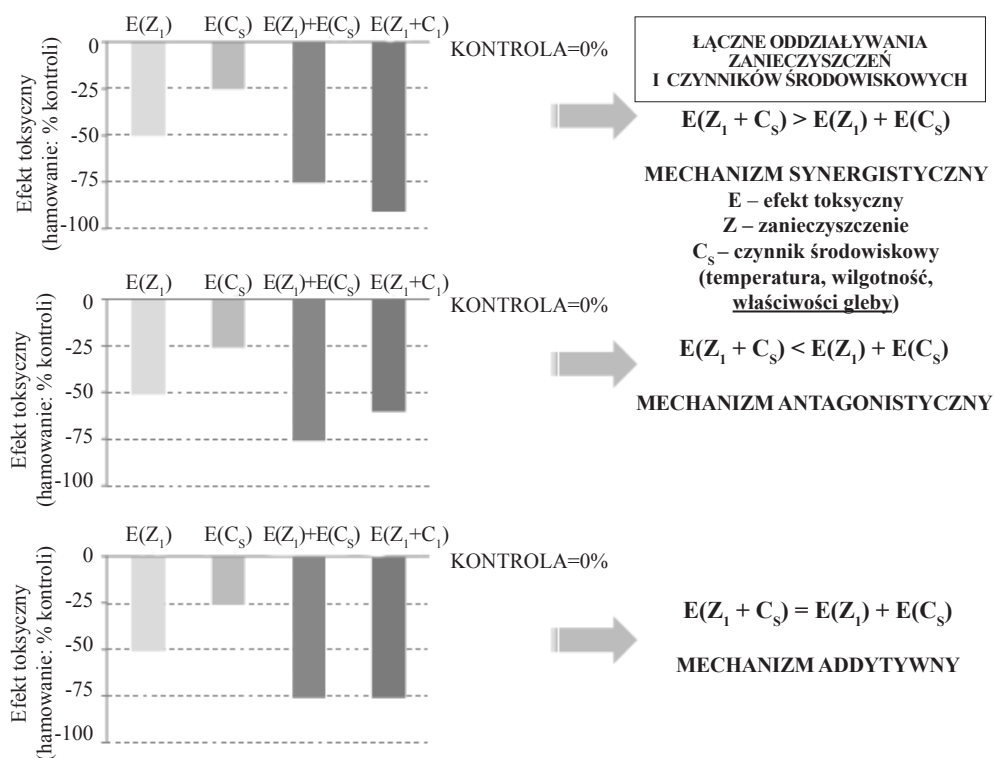


Rysunek 3. Mieszanka zanieczyszczeń chemicznych gleby oraz zróżnicowane warunki środowiskowe (takie jak temperatura, wilgotność i właściwości fizyko-chemiczne gleby) mogą oddziaływać na organizmy glebowe osobno lub, jeśli wchodzi w interakcje, mogą być przyczyną stresu łączonego

Źródło: opracowanie własne.

Znaczenie badań nad stresem łączonym w ocenie zagrożeń ekotoksykologicznych środowiska glebowego

Oddziaływanie czynników środowiskowych na toksyczność zanieczyszczeń chemicznych względem organizmów może zachodzić według trzech podstawowych mechanizmów (rysunek nr 4) (21). W sytuacji, gdy łączne oddziaływanie zanieczyszczenia chemicznego i czynnika środowiskowego (określone na rysunku 4 jako efekt sumy czynników: $E(Z_1 + C_s)$) na badany organizm jest istotnie większe niż suma osobnych efektów zanieczyszczenia $E(Z_1)$ i czynnika środowiskowego $E(C_s)$, wówczas mechanizm takiego współoddziaływania określamy jako synergistyczny. W sytuacji przeciwnej, gdy badany efekt toksyczny jest mniejszy w przypadku łącznego oddziaływania niż suma osobnych efektów pochodzących od zanieczyszczenia i badanych warunków środowiskowych, tj. gdy $E(Z_1 + C_s) < E(Z_1) + E(C_s)$ mówimy o mechanizmie antagonistycznym. Natomiast, w przypadku gdy łączne oddziaływanie badanych czynników nie różni się istotnie od sumy ich osobnych efektów: $E(Z_1 + C_s) = E(Z_1) + E(C_s)$ mechanizm taki można uznać za addytywny.



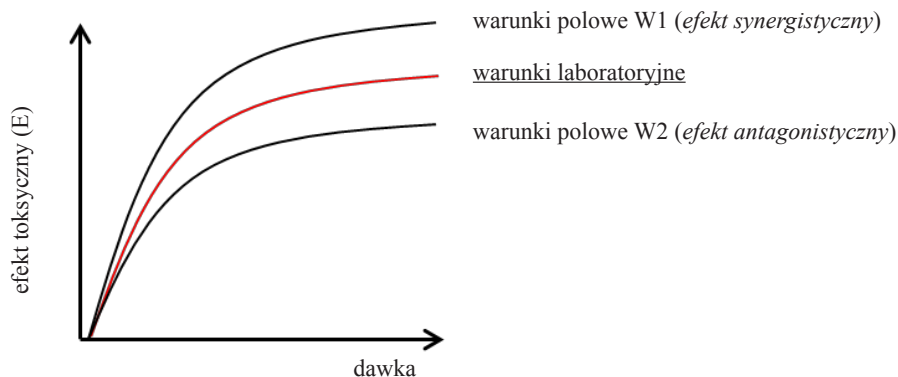
Rysunek 4. Mechanizmy oddziaływania czynników środowiskowych na toksyczność zanieczyszczeń chemicznych. Kontrola – warunki optymalne, w których organizmy nie były narażone na żaden z badanych czynników stresowych (badany efekt w kontroli = 0 %)

Źródło: opracowanie własne na podstawie: Holmstrup i in., 2010 (21).

Nieuwzględnienie wspomnianych powyżej mechanizmów łącznego oddziaływania w ocenie ekotoksykologicznej może w konsekwencji prowadzić do nieprawidłowych wyników (rysunek 5).

Pominięcie istotnego efektu synergistycznego będzie prowadziło do otrzymania w warunkach laboratoryjnych wyników niedoszacowanych w stosunku do tych jakie możemy zaobserwować w warunkach polowych, zaś nieuwzględnienie efektu antagonistycznego będzie przyczyną wyników przeszacowanych. Obie sytuacje są niekorzystne z punktu widzenia ochrony środowiska przyrodniczego. Pierwsza może prowadzić do niewystarczającej ochrony obszaru narażonego na stresy łączone, druga do niepotrzebnych skutków ekonomicznych, poprzez prowadzenie nieuzasadnionych lub nadmiernych działań naprawczych dla środowiska w miejscach, gdzie to nie jest konieczne (21). Badania nad stresem łączonym w ekotoksykologii, uzupełniając tradycyjne, proste układy doświadczalne, skierowane na określenie relacji dawka –

reakcja organizmu wskaźnikowego w warunkach standardowych, dążą do lepszego poznania rzeczywistych oddziaływań zanieczyszczeń chemicznych na organizmy w ich środowisku naturalnym, pozwalając tym samym ograniczyć problemy z ekstrapolacją danych na warunki polowe. Stanowią one zatem ważne źródło informacji umożliwiające doskonalenie metod służących utrzymaniu bezpieczeństwa w środowisku (53), w tym także w glebach. Jednak, pomimo coraz większego zainteresowania zagadnieniem stresu łączonego, niewiele jest badań podejmujących ten temat (21, 47).



Rysunek 5. Nieuwzględnienie stresu łączonego w badaniach ekotoksykologicznych, może prowadzić do uzyskania niedoszacowanego (gdy łączny efekt jest synergistyczny) lub przeszacowanego (gdy mechanizm antagonistyczny) efektu toksycznego uzyskanego w laboratorium w porównaniu z warunkami polowymi

Źródło: opracowanie własne.

Współdziałanie warunków środowiskowych i zanieczyszczeń chemicznych na organizmy w ich środowisku naturalnym

Warunki środowiskowe oraz substancje chemiczne mogą oddziaływać na organizmy bezpośrednio lub pośrednio poprzez interakcje (4), które mogą zachodzić na różnym poziomie: fizykochemicznym, toksykinetycznym lub fizjologicznym (37; 21). Oddziaływanie na poziomie fizykochemicznym jest szczególnie ważne w przypadku środowiska glebowego, gdyż zróżnicowane właściwości gleby mogą być przyczyną odmiennej biodostępności badanej substancji chemicznej, a tym samym zróżnicowanego efektu toksycznego względem badanych organizmów glebowych, przy tym samym poziomie stężenia zanieczyszczenia (34; 21). Warunki fizyczne, np. temperatura oraz status żywieniowy mogą zmieniać efekt toksyczny substancji poprzez wpływ na jej toksykinetykę (37; 21). Niektóre zanieczyszczenia chemiczne wpływają na fizjologię organizmów poprzez ograniczenie ich zdolności tolerancyjnych, powodując tym samym, że organizmy w środowisku zanieczyszczonym stają się mniej

odporne na inne stropy środowiskowe (37; 21). I odwrotnie, w stresowych warunkach środowiskowych, organizmy mogą stać się mniej odporne na obecne w środowisku zanieczyszczenia (37). Efekt toksyczny substancji chemicznej obecnej w środowisku jest zatem wynikiem nie tylko jej właściwości, ale również szeregu oddziaływań otaczającego środowiska (35). Poniżej przedstawiono osobne oddziaływania warunków środowiskowych oraz łączne z zanieczyszczeniami chemicznymi na jakie są narażone organizmy w środowisku glebowym.

Indywidualny wpływ podstawowych czynników środowiskowych na organizmy glebowe

W tej części opracowania ograniczono się do dwóch grup organizmów glebowych: mikroorganizmów i roślin, szczególnie ważnych z punktu widzenia jakości gleby i jej funkcji istotnych dla rolnictwa.

Jednym z najważniejszych i jednocześnie najbardziej zmiennych w przestrzeni i czasie czynników środowiskowych jest temperatura, która w znacznym stopniu reguluje stan fizjologiczny organizmów żywych (4). Temperatura oddziałując na mikroorganizmy nie tylko na poziomie poszczególnych osobników, ale także całego zespołu (58) ma bezpośredni wpływ na bioróżnorodność mikroorganizmów, wzrost, tempo mineralizacji i aktywność enzymatyczną (12) oraz stan fizjologiczny komórek (3). Niska temperatura spowalnia metabolizm mikroorganizmów (26). Wraz ze wzrostem temperatury ulega on przyspieszeniu (26), a wraz z nim przemiany C i N (25), jednocześnie wzrastają wymagania energetyczne komórek (13) i przyspieszają procesy życiowe tj. intensywność oddychania (13) oraz aktywność enzymatyczną (12). Na poziomie zespołu zmiany temperatury mogą wpływać na jego strukturę (41). Temperatura wpływa także na wzrost, rozwój i funkcjonowanie roślin (33). Szczególnie wrażliwe są początkowe fazy rozwojowe roślin (15), niekorzystne warunki temperaturowe mogą spowolnić lub zahamować kiełkowanie nasion, a w późniejszych fazach wpływają na podstawowe procesy życiowe: oddychanie, fotosyntezę, stosunki wodne, stabilność błon komórkowych, poziom hormonów, czy powstawanie metabolitów (55). Skutkiem tego może być zahamowanie wzrostu roślin i przyrostu biomasy (55).

Kolejnym ważnym czynnikiem środowiskowym mogącym ograniczać produktywność ekosystemów jest wilgotność gleby (50). Podobnie jak temperatura wpływa ona zarówno na aktywność jak i skład gatunkowy mikroorganizmów glebowych (14). Wysychanie gleby wiąże się ze spadkiem jej potencjału wodnego, przez co utrudnieniu ulega pobieranie wody ze środowiska przez komórki mikroorganizmów, w wyniku koncentracji roztworu glebowego oraz utrudnionej dyfuzji. Tym samym zwiększają się wymagania energetyczne komórek konieczne dla utrzymania w nich właściwego potencjału osmotycznego, a wymiana substancji z otoczeniem ulega spowolnieniu (14). W wyniku suszy spowolnieniu,

a w skrajnych wypadkach całkowitemu zahamowaniu ulegają procesy fizjologiczne (8) i aktywność enzymatyczna w komórkach, przez co zmienia się aktywność całego zespołu mikroorganizmów (14) oraz następuje spadek biomasy mikroorganizmów w glebie (12). Także rośliny są wrażliwe na niedobór wody w glebie, w szczególności w początkowych fazach wzrostu (2). W warunkach suszy, na skutek utrudnionego przepływu wody spowolnieniu ulega pobieranie składników odżywczych (5), następuje spadek potencjału wodnego w roślinach oraz turgoru w liściach (45), w wyniku ograniczonej dyfuzji CO₂ do chloroplastów spowolnieniu ulega proces fotosyntezy, co z kolei prowadzi do hamowania wzrostu roślin i przyrostu ich biomasy (17). Ze względu na fakt, że alokacja węgla w warunkach suszy nie jest w roślinie równomierna i skupia się w większej mierze w korzeniach, jako organach umożliwiających pobieranie wody, reakcją na suszę może być zwiększony przyrost systemów korzeniowych (44).

Nie tylko warunki niedoboru wody, ale również jej nadmiar w glebie może być niekorzystny dla zasiedlających ją organizmów. Nadmierny wzrost nasycenia gleby wodą może prowadzić do zmiany warunków z tlenowych do o ograniczonym dostępie tlenu lub całkowicie beztlenowych, na skutek wypełniania coraz większej liczby porów glebowych wodą i wypychaniu z nich powietrza (43). Prowadzi to do zmiany struktury mikroorganizmów glebowych, gatunki aerobowe zastępowane są początkowo przez beztlenowce fakultatywne, potem przez obligatoryjne, a w skutek tego końcowy produkt metabolizmu tlenowego zastępowany jest częściowo utlenionymi formami węgla organicznego (np. CH₄) (43). Podobnie rośliny, w warunkach wysokiego nasycenia gleby wodą mogą być narażone na warunki hipoksji lub anoksji, jednocześnie podwyższona wilgotność gleby może być przyczyną niedoboru mineralnych składników pokarmowych. Dodatkowo utrudniona w tych warunkach dyfuzja oraz wymiana gazów pomiędzy wilgotną glebą i atmosferą (np. CO₂) może powodować gromadzenie się ich w pobliżu systemów korzeniowych w ilościach wykazujących oddziaływanie toksyczne (22). W warunkach wysokiej wilgotności gleby oddychanie w korzeniach roślin zostaje ograniczone, co może być przyczyną obumierania komórek w korzeniach lub całych korzeni, a w następstwie tego zaburzenia funkcjonowania także części nadziemnych roślin (9). Ograniczony wzrost korzeni i części nadziemnych roślin prowadzi do spadku przyrostu biomasy (42).

W środowisku glebowym bardzo duże znaczenie mają właściwości fizykochemiczne samej gleby. Oddziałują one na organizmy bezpośrednio (38) lub pośrednio poprzez wpływ na biodostępność substancji zawartych w glebie (39). W kontekście gleb zanieczyszczonych do najważniejszych jej cech należą: odczyn, zawartość cząstek o średnicy poniżej 0,02 mm oraz materii organicznej. pH jest parametrem warunkującym równowagę jonową roztworu glebowego, przez co może wpływać na biodostępność substancji nieorganicznych, m.in. metali (48). Frakcja części spławialnych (o średnicy poniżej 0,02mm), dzięki obecności koloidów glebowych, posiada dobre właściwości sorpcyjne (31). Silne właściwości sorpcyjne wykazuje również glebowa

materia organiczna, stanowiąca główny czynnik wpływający na biodostępność lipofilowych zanieczyszczeń organicznych (np. wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych - WWA), przez co jej duża zawartość w glebie zmniejsza dostępność zanieczyszczeń organicznych dla organizmów glebowych (56). Zawartość materii organicznej wpływa także na mobilność zanieczyszczeń nieorganicznych i dzięki tworzeniu kompleksów z metalami ogranicza biodostępność toksycznych pierwiastków śladowych (54). Właściwości gleby stanowią ważny czynnik środowiskowy, który nie powinien być pomijany w ocenie ekotoksykologicznej środowiska glebowego (39).

Zagrożenia wynikające z łącznego oddziaływania stresowych warunków środowiskowych i zanieczyszczeń chemicznych na organizmy

Jak już wspomniano powyżej, warunki środowiskowe mogą oddziaływać na organizmy nie tylko indywidualnie, ale także poprzez wzajemne interakcje oraz w przypadku gleb zanieczyszczonych, łączne oddziaływanie z zanieczyszczeniami chemicznymi. Potwierdzają to badania podejmujące zagadnienie stresu łączonego, z których wynika możliwość interakcji oddziaływań stresów środowiskowych i chemicznych względem organizmów żywych (21).

Bardzo ważnym czynnikiem mogącym wpływać na toksyczność zanieczyszczeń jest temperatura (57). Zaobserwowano jej wpływ zarówno na toksyczność zanieczyszczeń nieorganicznych (np. pierwiastków śladowych) (35) jak również organicznych (głównie pestycydów (21)). Interakcję zanieczyszczeń z warunkami temperaturowymi stwierdzono w przypadku różnych grup organizmów: mikroorganizmów (57), bezkręgowców (24; 4), kręgowców (7; 40), roślin (28). Temperatura może zmieniać ekotoksyczne oddziaływanie zanieczyszczeń poprzez wpływ na właściwości substancji chemicznych lub na same organizmy. Pierwszy z wymienionych sposobów oddziaływania temperatury zależy od właściwości badanych zanieczyszczeń, bardzo ważna jest tu np. ich hydrofobowość, gdyż wykazano, że im większa hydrofobowość substancji chemicznej tym interakcja z warunkami temperaturowymi jest silniejsza (18). Przykładem zanieczyszczeń hydrofobowych spotykanych w glebie są wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). W wyższej temperaturze ich biodostępność może wzrosnąć w skutek spadku współczynnika podziału ciała stałe – roztwór wodny i osłabienia wiązania z cząstkami gleby, a w konsekwencji łatwiejszego przechodzenia do wody glebowej zawartej w porach (47), czyli do postaci bardziej dostępnej dla organizmów glebowych (47). Przyczyną wzrostu biodostępności zanieczyszczeń wraz ze wzrostem temperatury może być ponadto spadek ich lepkości i wzrost tempa dyfuzji (36; 11).

Drugi sposób oddziaływania temperatury na toksyczny efekt zanieczyszczeń chemicznych względem organizmów związany jest z jej wpływem na ich fizjologię. Temperatura, wpływając na tempo pobierania i ekskrecji zanieczyszczeń, respirację oraz procesy biotransformacji ma znaczenie dla ich akumulacji w organizmach

(30). Za podstawowy mechanizm oddziaływania temperatury na biotransformację i szkodliwość zanieczyszczeń chemicznych należy uznać jej wpływ na metabolizm (37). Nabiera on szczególnego znaczenia w sytuacji, gdy metabolity substancji pobranej ze środowiska przechodzą szlak metaboliczny, w wyniku którego powstają substancje jeszcze bardziej toksyczne niż pobrany związek chemiczny (30, 37). Stwierdzono, że wzrost temperatury może być przyczyną zwiększonego tempa rozkładu biologicznego nawet dość trwałych substancji chemicznych zaliczanych do grupy tzw. trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO) (37). Badania wskazują, że zarówno warunki niskiej jak i wysokiej temperatury mogą niekorzystnie wpływać na toksyczne oddziaływanie zanieczyszczeń względem organizmów (1), jednak dla większości substancji jej wzrost nasila niekorzystne oddziaływanie toksyn, które jest szczególnie silne w zakresie temperatur odpowiadającym górnym granicom tolerancji badanych organizmów (19, 35). Należy zauważyć, że współdziałanie niekorzystnej temperatury i zanieczyszczeń na organizmy jest dwustronne, tzn. nie tylko temperatura może wpływać na toksyczność zanieczyszczeń, ale także obecność zanieczyszczeń może zmieniać tolerancję organizmów względem temperatury (6). Nie ulega wątpliwości, że warunki temperaturowe, w wyniku ich osobnego jak i łącznego z zanieczyszczeniami chemicznymi oddziaływania na organizmy stanowią bardzo ważny czynnik środowiskowy, który powinien być uwzględniany przy ocenie zagrożeń środowiska glebowego.

Kolejnym bardzo ważnym czynnikiem środowiskowym, w przypadku którego wykazano możliwość wystąpienia interakcji z toksycznym oddziaływaniem zanieczyszczeń jest dostępność wody w środowisku (47). Choć jak dotąd literatura podejmująca temat oddziaływania niskiej wilgotności gleby na toksyczność zanieczyszczeń jest bardzo uboga i dotyczy głównie bezkręgowców glebowych: skoczogonków (*Collembola*) i dżdżownic (*Lumbricidae*) (21) to jednak w niektórych układach doświadczalnych pozwala stwierdzić możliwość zaistnienia interakcji synergistycznej tych dwóch rodzajów czynników stresowych na badane organizmy (21). Zaistnienie mechanizmu interakcji zależało m.in. od poziomu czynników stresowych (29), właściwości badanej substancji chemicznej (49), kolejności działania stresów w przypadku sukcesywnego narażania na stres chemiczny i suszy (47).

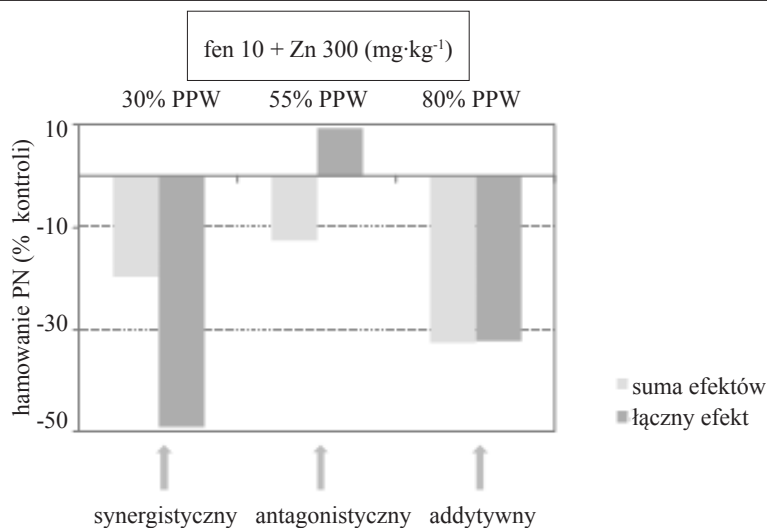
Niektóre zanieczyszczenia chemiczne mogą ograniczać zakres tolerancji organizmów na warunki niedoboru wody poprzez wpływ na ochronne względem suszy mechanizmy fizjologiczne (20). Zanieczyszczenia te mogą być przyczyną wzrostu przepuszczalności dla wody zewnętrznej powierzchni organizmu (20). Szczególnie niebezpieczne są substancje ulegające interakcji z błonami komórkowymi (np. WWA), stanowiącymi podstawę właściwej osmoregulacji (49).

Nadmiar wody w glebie, będący przyczyną powstania warunków stresu niedotlenienia dla organizmów glebowych, nie został jak dotąd w dostępnej literaturze zaprezentowany w ujęciu stresu łącznego. Biorąc pod uwagę wyniki badań prowadzonych na organizmach wodnych narażanych na łączne oddziaływanie stresu

niedotlenienia i zanieczyszczeń chemicznych oraz stwierdzone w nich interakcje (21), warunki niedotlenienia w środowisku glebowym należy uznać za ważny czynnik, o potencjalnym znaczeniu dla szkodliwego oddziaływania zanieczyszczeń na organizmy glebowe.

W środowisku naturalnym zanieczyszczenia gleby najczęściej nie występują osobno, ale w mieszaninach (4). Współwystępowanie zanieczyszczeń stanowi dodatkowy czynnik stresowy dla organizmów, szczególnie jeśli ich efekty toksyczne ulegają interakcji. Badania wskazują, że niektóre grupy zanieczyszczeń gleby bardzo często współwystępują ze sobą, tak jest np. w przypadku metali i WWA (32; 46). Obie te grupy można zaliczyć do głównych zanieczyszczeń spotykanych w glebach, ze względu na zawartości oraz ich potencjalną szkodliwość względem organizmów (46). Toksyczne efekty tych dwóch grup mogą ulegać interakcji, w wielu wypadkach synergistycznej (16; 32;). WWA ze względu na swoje właściwości lipofilowe wchodzi w interakcje z lipofilowymi błonami komórkowymi, przez co niszczą ich strukturę i zwiększają przepuszczalność. W obecności WWA, metale mogą łatwiej przenikać do komórek i tam szkodliwie oddziaływać na ich funkcjonowanie (16). Inną przyczyną synergistycznego współdziałania tych dwóch grup zanieczyszczeń w środowisku glebowym może być toksyczne oddziaływanie metali na mikroorganizmy rozkładające WWA, większa toksyczność gleby jest w tym wypadku wynikiem większej zawartości WWA, pozostających dłużej w środowisku na skutek spowolnionej biodegradacji (32). Synergistyczne współdziałanie metali i WWA stwierdzono w przypadku zróżnicowanych grup organizmów glebowych: mikroorganizmów i roślin (32), bezkręgowców (dżdżownic) (59). Zaobserwowany efekt łącznego oddziaływania metali i WWA zależy od poziomów oraz właściwości zastosowanych zanieczyszczeń (16). Choć dla większości mieszanin metale – WWA zaobserwowano efekt synergistyczny, to w niektórych przypadkach stwierdzono antagonistyczny mechanizm ich oddziaływania np. Zn i fenantren wykazywały dodatnią interakcję względem aktywności enzymów glebowych (ureazy, dehydrogenazy), co można wytłumaczyć zwiększoną absorpcją fenantrenu w obecności Zn (46). Łączny efekt toksyczny metali i WWA zależy także od czasu narażenia oraz zastosowanego organizmu testowego (32). Istotnym czynnikiem wpływającym na współoddziaływanie metali i WWA są ponadto właściwości fizykochemiczne zastosowanej gleby (16; 32).

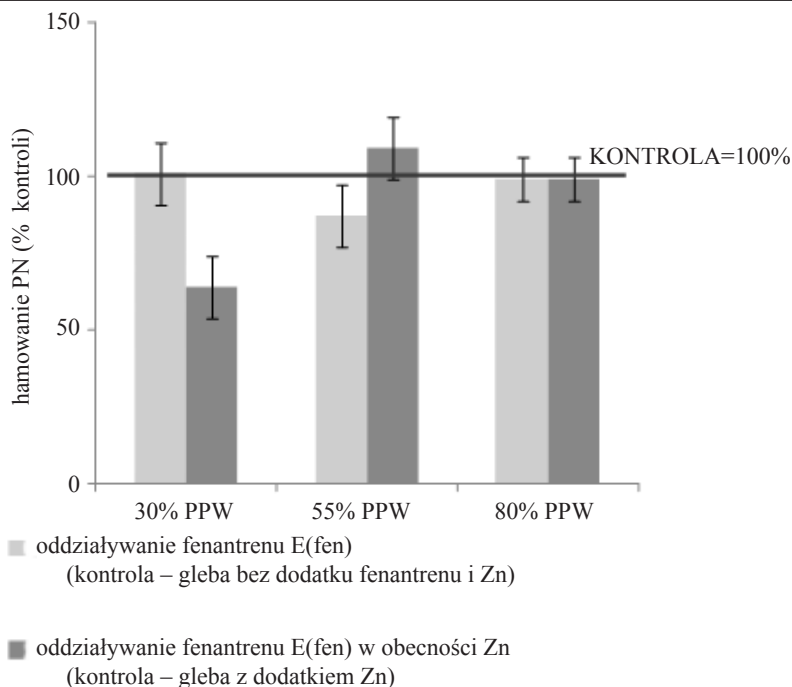
Zdecydowana większość literatury podejmującej zagadnienie stresu łączonego dotyczy współdziałania dwóch czynników, tylko nieliczne prace podejmują problem w szerszym aspekcie, oceniając współdziałanie większej liczby czynników (4). Okazuje się, że niekiedy dodanie kolejnego czynnika środowiskowego może w znacznym stopniu zmieniać wyniki testu ekotoksyczności. I tak w badaniach (52) wpływu cynku na toksyczność fenantrenu (związek z grupy WWA) względem bakterii nityfikacyjnych przy różnych scenariuszach uwilgotnienia gleby (optymalnym, niskim i wysokim) wskazano, że mechanizm interakcji zanieczyszczeń chemicznych zależał od zastosowanego poziomu wilgotności gleby (rysunek 6).



Rysunek 6. Wpływ wilgotności gleby (30, 55, i 80 %PPW) na mechanizm interakcji Zn i fenantrenu (fen) względem bakterii nityfikacyjnych. Oceniany parametr – potencjał nityfikacji (PN) (kontrola = 0% - gleba bez dodatku zanieczyszczeń). Suma efektów: $E(\text{Fen}) + E(\text{Zn})$, łączny efekt: $E(\text{Fen}+\text{Zn})$
 Źródło: Suszek i in., 2012 (52).

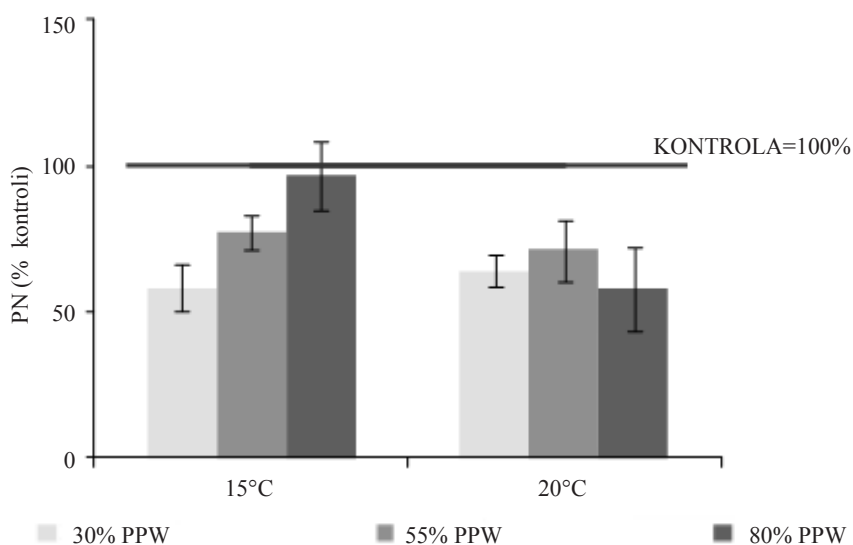
W badaniu tym (52) oceniano także jak zmienia się toksyczność fenantrenu w obecności i bez dodatku Zn, w warunkach różnej wilgotności gleby (rysunek 7). Wyniki wyrażono w % kontroli (kontrola = 100% - potencjał nityfikacji zaobserwowany w glebie bez dodatku fenantrenu). Obecność Zn zmieniała toksyczne oddziaływanie fenantrenu w zależności od warunków wilgotnościowych gleby. W warunkach optymalnej wilgotności gleby (55% PPW) obecność Zn zmniejszała toksyczne oddziaływanie fenantrenu, przy podwyższonej wilgotności (80 %PPW) Zn nie wpływał na efekt fenantrenu, natomiast w warunkach suszy (30 %PPW) w obecności Zn toksyczność fenantrenu była istotnie większa.

W badaniach trzyczynnikowych (51), oceniano łączny wpływ dwóch czynników środowiskowych: temperatury (optymalnej: 20° C i niskiej 15° C) i wilgotności gleby (warunki: optymalne, suszy i podwyższonej wilgotności, odpowiednio: 55, 30 i 80 %PPW) oraz zanieczyszczenia fenantrenem na aktywność bakterii nityfikacyjnych (ocena potencjału nityfikacji). Badanie to wskazuje (rysunek 8), że w warunkach optymalnej temperatury zmiany poziomu wilgotności nie wpływały na toksyczne oddziaływanie fenantrenu, natomiast w warunkach obniżonej temperatury efekt fenantrenu istotnie zależy od zastosowanej wilgotności i jest tym silniejszy im niższa wilgotność gleby.



Rysunek 7. Toksyczność fenantrenu bez i w obecności Zn w stosunku do bakterii nityfikacyjnych. Oceniany parametr – potencjał nityfikacji (PN). Słupki błędów – 95% przedziały ufności wg ANOVA, test HSD Tukey'a

Źródło: Suszek i in., 2012 (52).



Rysunek 8. Wpływ temperatury (optymalnej: 20 °C i niskiej 15 °C) i wilgotności gleby (30, 55 i 80 %PPW) na toksyczne oddziaływanie fenantrenu. Kontrola = 100 % - gleba bez dodatku fenantrenu. Słupki błędów – 95% przedziały ufności wg ANOVA, test HSD Tukey'a

Źródło: badania własne (51).

Badania (52, 51) wskazują, że oddziaływanie zanieczyszczeń chemicznych w glebie nie jest wynikiem ich bezpośredniego wpływu na organizmy, ale skomplikowanego układu czynników chemicznych lub środowiskowych.

Stresy łączone czynników środowiskowych i zanieczyszczeń chemicznych stanowią zatem dodatkowe poza ich indywidualnym oddziaływaniem realne zagrożenie dla organizmów glebowych. Oba rodzaje oddziaływań (indywidualne i łączne) są istotne dla obecnych w środowisku glebowym organizmów i powinny być w możliwie jak największym stopniu poznawane i uwzględniane w ocenie ryzyka ekotoksykologicznego.

Podsumowanie

Warunki panujące w środowisku glebowym są zróżnicowane, głównie ze względu na zmienne w czasie poziomy temperatury i wilgotności gleby oraz zróżnicowane właściwości fizykochemiczne gleb. W glebach zanieczyszczonych organizmy glebowe poza stresem chemicznym, pochodzącym najczęściej od mieszaniny zanieczyszczeń, często narażone są na stresowe warunki środowiskowe. Stresy środowiskowe mogą oddziaływać na organizmy indywidualnie lub (jeśli ulegają interakcji) łącznie. Współoddziaływanie zanieczyszczeń i czynników środowiskowych może zachodzić według trzech podstawowych mechanizmów: synergistycznego, antagonistycznego lub addytywnego. Nieuwzględnienie w badaniach ekotoksyczności oddziaływania stresów chemicznych i środowiskowych, może prowadzić do błędnej oceny ryzyka i trudności w ekstrapolacji danych na warunki polowe. Badania podejmujące zagadnienie stresu łączonego wskazują, że stresy środowiskowe, tj. wysoka i niska temperatura, warunki suszy i niedotlenienia oraz współwystępowanie zanieczyszczeń często nasilają efekt toksyczny badanej substancji toksycznej. W przypadku synergistycznego współoddziaływania, nie tylko stresy środowiskowe mogą zwiększać toksyczne efekty substancji chemicznych, ale także odwrotnie, niektóre zanieczyszczenia chemiczne spotykane w glebie mogą wpływać na mechanizmy ochronne organizmów, zwiększając tym samym ich wrażliwość na niekorzystne warunki środowiskowe. Szczególnie cenne i jednocześnie nieliczne są badania podejmujące zagadnienie stresu łączonego więcej niż dwóch czynników stresowych. Każdy kolejny czynnik może w istotny sposób wpływać na interakcje pozostałych stresorów, niosąc tym samym cenną informację o zagrożeniach związanych ze stresem łączonym na jaki są narażone organizmy w środowisku glebowym. Ocena ekotoksykologiczna środowiska glebowego, powinna możliwie w jak największym stopniu uwzględniać łączne oddziaływania stresów środowiskowych i chemicznych na jakie mogą być narażone organizmy glebowe.

Literatura

1. Abdel-Lateif H.M., Donker M.H., Van Straalen N. M.: Interaction between temperature and cadmium toxicity in the isopod *Porcellio scaber*. *Functional Ecology*, 1998 **12**: 521–527.
2. Ahmad S., Ahmad R., Ashraf M.D.Y.N, Ashraf M., Waraich E. A.: Sunflower (*Helianthus annuus* L.) Response to drought stress at germination and seedling growth stages. *Pak. J. Bot.*, 2009, **41(2)**: 647-654.
3. Allison S. D., Wallenstein M. D., Bradford M. A.: Soil-carbon response to warming dependent on microbial physiology. *Nature Geoscience*, 2010, **3**: www.nature.com/naturegeoscience.
4. Bednarska A.J., Portka I., Kramarz P.E., Laskowski R.: Combined effect of environmental pollutants (nickel, chlorpyrifos) and temperature on the ground beetle, *Pterostichus oblongopunctatus* (coleoptera: *carabidae*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2009, **28(4)**: 864-872.
5. Beltrano J., Ronco M.G.: Improved tolerance of wheat plants (*Triticum aestivum* L.) to drought stress and rewatering by the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus claroideum*: Effect on growth and cell membrane stability. *Braz. J. Plant Physiol.*, 2008, **20(1)**: 29-37.
6. Bindesbøl A.M., Holmstrup M., Damgaard Ch., Bayley M.: Stress synergy between environmentally realistic levels of copper and frost in the earthworm *dendrobaena octaedra*. *Environ. Toxicol. and Chem.*, 2005, **24**: 1462-1467.
7. Boone M.D., Bridges Ch.M.: The effect of temperature on the potency of carbaryl for survival of tadpoles of the green frog (*Rana clamitans*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1999, **18(7)**: 1482-1484.
8. Borken W., Savage K., Davidson E. A., Trumbore S. E.: Effects of experimental drought on soil respiration and radiocarbon efflux from a temperate forest soil. *Global Change Biology*, 2006, **12**: 177–193, doi: 10.1111/j.1365-2486.2005.01058.x.
9. Brisson N., Rebière B., Zimmer D., Renault P.: Response of the root system of a winter wheat crop to waterlogging. *Plant and Soil*, 2002, **243**: 43-55.
10. COM(2006)231 final. Communication from the Commission of the Council, The European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions. Thematic Strategy for Soil Protection. 22 September 2006, Brussels
11. Coulon F., Pelletier E., Gourhant L., Delille D.: Effects of nutrient and temperature on degradation of petroleum hydrocarbons in contaminated sub-Antarctic soil. *Chemosphere*, 2005, **58**: 1439-1448.
12. Das S., Bhattacharyya P., Adhya T. K.: Interaction effects of elevated CO₂ and temperature on microbial biomass and enzyme activities in tropical rice soils. *Environ Monit Assess*, 2011, **182**: 555-569.
13. Dijkstra P., Thomas S.C., Heinrich P.L., Koch G.W., Schwartz E., Hungate B.A.: Effect of temperature on metabolic activity of intact microbial communities: Evidence for altered metabolic pathway activity but not for increased maintenance respiration and reduced carbon use efficiency. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, **43**: 2023-2031.
14. Geisseler D., Horwath W. R., Scow K. M.: Soil moisture and plant residue addition interact in their effect on extracellular enzyme activity. *Pedobiologia*, 2011, **54**: 71-78.
15. Gilani S., Wahid A., Ashraf M., Arshad M., Din I.U.: Changes in Growth and Leaf Water Status of Sugarcane (*Saccharum officinarum*) During Heat Stress and Recovery. *International Journal Of Agriculture & Biology* ISSN Print: 1560–8530; ISSN Online: 1814–9596 07–400/SBC/2008/10–2–191–195 <http://www.fspublishers.org>.
16. Gogolev A., Wilke B.M.: Combination effects of heavy metals and fluoranthene on soil bacteria. *Biol Fertil Soil*, 1997, **25**: 274-278.
17. ul-Haq A., Vamil R. i Agnihotri R. K.: Effect of Osmotic Stress (PEG) on Germination and Seedling Survival of Lentil (*Lens culinaris* MEDIK.). *Research Journal of Agricultural Sciences*, 2010, **1(3)**: 201-204.

18. Heinonen J., Honkanen J., Kukkonen J. V. K., Holopainen I. J.: Bisphenol A Accumulation in the Freshwater Clam *Pisidium amnicum* at Low Temperatures. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 2002, **43**: 50-55.
19. Heugens E.H.W., Hendriks A.J., Dekker T., van Straalen N.M. i Admiraal W.: A review of the effects of multiple stressors on aquatic organisms factors for use in risk assessment. *Crit Rev Toxicol*, 2001, **31**: 247-284.
20. Højer R., Bayley M., Damgaard Ch., Holmstrup M.: Stress synergy between drought and a common environmental contaminant: studies with the collembolan *Folsomia candida*. *Global Change Biology*, 2001, **7**: 485-494.
21. Holmstrup M., Bindesbøl A-M., Oostingh G.J., Duschl A., Scheil V.: Interactions between effects of environmental chemicals and natural stressors: A review. *Sci Total Environ.*, 2010, **408**: 3746-3762.
22. Hossain Md. A., Uddin S.N.: Mechanisms of waterlogging tolerance in wheat: Morphological and metabolic adaptations under hypoxia or anoxia. *AJCS*, 2011, **5(9)**: 1094-1101.
23. Kabata-Pendias A.: Trace elements in soils and plants. 4th ed.: CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, London, New York.
24. Khan M.A.Q., Ahmed S. A., Salazar A., Gurumendi J., Khan A., Vargas M., von Catalin B.: Effect of Temperature on Heavy Metal Toxicity to Earthworm *Lumbricus terrestris* (Annelida: *Oligochaeta*) *Environmental Toxicology*, 2007, DOI 10.1002/tox.
25. Koch O., Tscherko D., Kandeler E.: Temperature sensitivity of microbial respiration, nitrogen mineralization, and potential soil enzyme activities in organic alpine soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 2007, **21**: GB4017, doi:10.1029/2007GB002983.
26. Kozdrój J.: Microbial reaction to soil contamination with Cd(II) at different temperatures. *Microbiol. Res.*, 2001, **155**: 285-290
27. Laskowski R., Bednarska A. J., Kramarz P. E., Loureiro S., Scheil V., Kudłek J., Holmstrup M.: Interactions between toxic chemicals and natural environmental factors – A meta-analysis and case studies. *Sci. Total Environ.*, 2010, **408**: 3763-3774.
28. Li D., Zhou D., Wang P., Li L.: Temperature affects cadmium-induced phytotoxicity in wheat roots involved in subcellular cadmium distribution and oxidative stress in wheat roots. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2011, **74**: 2029-2035.
29. Long S.M., Reichenberg F., Lister L.J., Hankard P.K., Townsend J., Mayer P., Wright J., Holmstrup M., Svendsen C., Spurgeon D.J.: Combined chemical (fluoranthene) and drought effects on *Lumbricus rubellus* demonstrate the applicability of the independent action model for multiple stressor assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2009, **28(3)**: 629-636.
30. Lydy M. J., Belden J. B. i Ternes M. A.: Effects of Temperature on the Toxicity of M-Parathion, Chlorpyrifos, and Pentachlorobenzene to *Chironomus tentans*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 1999, **37**: 542-547.
31. Maliszewska-Kordybach B.: Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination. *Applied Geochemistry*, 1996, **11**: 121-127.
32. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B.: Habitat function of agricultural soils as affected by heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons contamination. *Environment International*, 2003, **28**: 719-728.
33. Morison J.I.L., Lawlor D. W.: Interactions between increasing CO₂ concentration and temperature on plant growth. *Plant, Cell and Environment*, 1999, **22**: 659-682.
34. Newman M.C., Unger M.A.: Fundamentals of ecotoxicology. Second Edition. Boca Raton: Lewis Publishers; 2003, pp 458.

35. Nørhave N. J., Spurgeon D., Svendsen C., Cedergreen N.: How does growth temperature affect cadmium toxicity measured on different life history traits in the soil nematode *Caenorhabditis elegans*? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2012, 31 (4): 787-793, 2012 DOI: 10.1002/etc.1746.
36. Northcott G.L., Jones, K.C.: Experimental approaches and analytical techniques for determining organic compound bound residues in soil and sediment. *Environ. Pollut.*, 2000, **108**: 19-43.
37. Noyes P. D., McElwee M. K., Miller H. D., Clark B. W., Van Tiem L. A., Walcott K. C., Erwin K. N., Levin E. D.: The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming world. *Environment International*, 2009, 35: 971-986.
38. Oleszczuk P.: Phytotoxicity of municipal sewage sludge composts related to physico-chemical properties, PAHs and heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, 69: 496-505.
39. Oleszczuk P., Hollert H.: Comparison of sewage sludge toxicity to plants and invertebrates in three different soils. *Chemosphere*, 2011, **83**: 502-509.
40. Patra R. W., Chapman J.C., Lim R.P., Gehrke P.C.: The effects of three organic chemicals on the upper thermal tolerances of four freshwater fishes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2007, **26(7)**: 1454-1459.
41. Pettersson M., Bafiafith E.: Temperature-dependent changes in the soil bacterial community in limed and unlimed soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 2003, **45**: 13-21.
42. Promkhambut A., Younger A., Polthanee A., Akkasaeng C.: Morphological and Physiological Responses of Sorghum (*Sorghum bicolor* L. Moench) to Waterlogging. *Asian Journal of Plant Sciences*, 2010, **9(4)**: 183-193.
43. Rodrigo A., Recous S., Neel C., Mary B.: Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils: comparison of nine models. *Ecological Modelling*, 1997, **102**: 325-339.
44. Sanaullaha M., Blagodatskaya E., Chabbia A., Rumpela C., Kuzyakov Y.: Drought effects on microbial biomass and enzyme activities in the rhizosphere of grasses depend on plant community composition. *Applied Soil Ecology*, 2011, **48**: 38-44.
45. Sayar R., Khemira H., Kameli A., Mosbahi M.: Physiological tests as predictive appreciation for drought tolerance in durum wheat (*Triticum durum* Desf.). *Agronomy Research*, 2008, **6(1)**: 79-90.
46. Shen G, Lu Y., Zhou Q., Hong J.: Interaction of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals on soil enzyme. *Chemosphere*, 2005, **61**: 1175-1182.
47. Sjursen H., Holmstrup M.: Cold and drought stress in combination with pyrene exposure: studies with *Protaphorura armata* (Collembola: *Onychiuridae*) *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2004, **57**: 145-152.
48. Smit C. E., Van Gestel C. A. M.: Influence of Temperature on the Regulation and Toxicity of Zinc in *Folsomia candida* (Collembola). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1997, **37**: 213-222.
49. Sørensen T.S., Holmstrup M.: A comparative analysis of the toxicity of eight common soil contaminants and their effects on drought tolerance in the collembolan *Folsomia candida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2005, **60**: 132-139.
50. Starck Z.: Fizjologiczne podstawy produktywności roślin. W: *Fizjologia Roślin* pod red. Kopicewicza J. i Lewaka S., Wydawnictwo Naukowe PWN 2007, 679-706.
51. Suszek B., Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B.: Combined effect of soil temperature and moisture condition on phenanthrene toxicity towards nitrifying bacteria. Materiały konferencyjne, International Conference: Protection of agricultural soils against joint stress of natural and anthropogenic factors. 13-16 czerwiec 2011, IUNG-PIB, Puławy, 192-193.
52. Suszek B., Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B.: Łączny wpływ warunków środowiskowych i czynników chemicznych na ocenę ekotoksykologiczną zanieczyszczeń gleby. Materiały konferencyjne, Warsztaty Naukowe nt.: Ocena ryzyka zdrowotnego i ekologicznego na terenach rolniczych narażonych na oddziaływanie zanieczyszczeń chemicznych., 9-10 października 2012, IUNG-PIB, Puławy, 28-30.

53. Suszek B., Maliszewska-Kordybach B.: Znaczenie badań ekotoksykologicznych dotyczących stresu łączonego dla ochrony środowiska glebowego. 2012, artykuł umieszczony na stronie Urzędu Marszałkowskiego Województwa Lubelskiego w Lublinie, Departamentu Gospodarki i Innowacji: http://www.rsi2004.lubelskie.pl/doc/sty6/art/Suszek_art.pdf.
 54. Udom B.E., Mbagwu J.S.C., Adesodun J.K., Agbim N.N.: Distributions of zinc, copper, cadmium and lead in a tropical. *Environment Internationa*, 2004, **30**: 467-470.
 55. Wahid A. S. Gelani, Ashraf M., Foolad M.R.: Heat tolerance in plants: An overview. *Environmental and Experimental Botany*, 2007, **61**: 199-223.
 56. Yang Y., Zhang N., Xue M., Lu S.T., Tao S.: Effects of soil organic matter on the development of the microbial polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) degradation potentials. *Environmental Pollution*, 2011, **159**: 591-595.
 57. Zenga J., Wang W.-X.: Temperature and irradiance influences on cadmium and zinc uptake and toxicity in a freshwater cyanobacterium, *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **190**: 922-929.
 58. Zhang N., Xia J., Yu X., Ma K., Wan Sh.: Soil microbial community changes and their linkages with ecosystem carbon exchange under asymmetrically diurnal warming. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, **43**: 2053-2059.
 59. Zhu J., Lu Y., Chen W.: Single and joint toxic effects of cadmium and phenanthreneon enchytraeid *Fridericia bulbosa*. *Soil Biol.*, 2008, **44**: 260-265.
-

Adres do korespondencji

mgr Beata Suszek-Łopatka
Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 886 34 21 w. 316
e-mail: bsuszek@iung.pulawy.pl

Jacek Niedźwiecki, Guillaume Debaene

*Institut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

NOWOCZESNE CHEMOMETRYCZNE METODY OZNACZANIA
SUBSTANCJI ORGANICZNEJ W GLEBACH*

Słowa kluczowe: spektroskopia światła widzialnego i bliskiej podczerwieni VIS-NIRS, węgiel organiczny (SOC), analiza wielowymiarowa, modele cząstkowe najmniejszych kwadratów (PLS)

Wstęp

Spektroskopia w zakresie bliskiej podczerwieni i światła widzialnego (VIS-NIRS) jest szybką, łatwą i nie destrukcyjną techniką użyteczną do ilościowego określania wielu właściwości gleby. Pozyskanie informacji ilościowych nt. gleby jest niezbędne do efektywnego zarządzania rolniczą przestrzenią produkcyjną. Uzyskanie takich danych przy pomocy klasycznego pobierania próbek oraz konwencjonalnych badań i analiz laboratoryjnych jest czasochłonne i kosztowne. Dlatego do opracowań np. cyfrowych map gleb przydatne może być przyjęcie innych technik pozyskania danych i/lub zwiększenia ilości próbek i pomiarów. Metoda VIS-NIR jest techniką szybką, dokładną i bardziej ekonomiczną niż konwencjonalne metody analizy gleb, nie korzystającą z szkodliwych dla środowiska odczynników chemicznych, nie wymagającą dużych ilości materiału glebowego, ponadto jest niedestrukcyjna i w połączeniu z wielowymiarową kalibracją widma glebowego może być wykorzystana do szacowania zawartości węgla organicznego. Ze względu na swą wysoką czułość w stosunku do organicznych jak i nieorganicznych składników gleby, czyni z niej potencjalnie bardzo przydatne narzędzie do oceny i monitorowania właściwości gleb, oraz jej jakości i funkcjonalności (32, 35). Spektroskopia światła odbitego i rozproszonego została wykorzystana w badaniach gleboznawczych już w latach 50-tych i 60-tych XX w. Jednakże, dopiero wykorzystanie chemometrii i wielowymiarowych technik statystycznych w chemii

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.1 programu wieloletniego IUNG-PIB

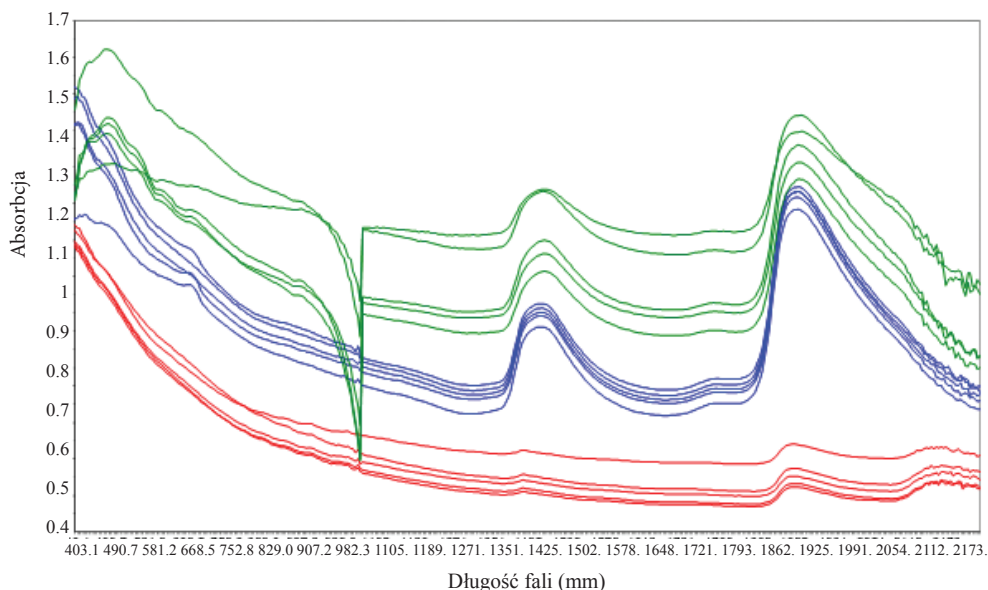
analitycznej, zwiększyło jej przydatność i znaczenie w naukach gleboznawczych. Wiele danych literaturowych wskazuje na przydatność stosowań VIS-NIRS jako techniki uzupełniającej analizy glebowe (31, 32, 35). Ponieważ znajomość zawartości węgla organicznego jest bardzo przydatna w zaleceniach agrotechnicznych dotyczących nawożenia, parametr ten jest jedną z najczęściej analizowanych (przewidywanych) właściwości gleb metodą VIS-NIRS. Węgiel organiczny w glebie jest kluczowym parametrem do oceny jakości gleby (3), zmiennym zarówno w czasie jak i przestrzeni (26, 38). Pomiar światła odbitego gleby, w zakresie światła widzialnego i bliskiej podczerwieni, są użytecznym narzędziem do charakteryzowania tej zmienności. Dane literaturowe wskazują, że światło odbite od gleby uzależnione jest od takich parametrów glebowych jak zawartość węgla organicznego, skład mineralny, wilgotność gleby, tekstura i chropowatość powierzchni (3, 33).

Celem niniejszej pracy jest omówienie potencjału techniki VIS-NIRS jako skutecznego narzędzia analitycznego do badania i cyfrowego mapowania gleb pod kątem zawartości węgla organicznego.

VIS-NIRS: zasady metody

Spektrometria bliskiej podczerwieni NIRS korzysta z długości fal w przedziale od 750 do 2500 nm, ale ten zakres jest często rozszerzony o światło widzialne VIS, tym samym zwiększając zakres pomiarowy od 350-2500 nm (VIS-NIRS). Możliwe jest wykonanie pomiarów w obydwu zakresach przy pomocy jednego urządzenia. Widma bliskiej podczerwieni są zdominowane przez słabe nadtony i kombinacje drgań podstawowych dla H-C, H-H, oraz H-O dla zakresu średniej podczerwieni. Absorpcji promieniowania podczerwonego towarzyszą zmiany energii oscylacyjnej cząsteczek. Ponieważ energia ta jest skwantowana, absorbowane jest tylko promieniowanie o pewnych określonych energiach, charakterystycznych dla grup funkcyjnych wykonujących drgania (tj. O-H, C-H, N-H, S-H, C=O). Ilość promieniowania NIR, która jest absorbowana, określona jest przez właściwości i ilość wiązań obecnych w badanym materiale. Stąd widma w zakresie bliskiej podczerwieni zawierają szczegółowe informacje na temat składu chemicznego badanych substancji. Oprócz składu chemicznego materiału na właściwości spektralne ma również wpływ fizyczna struktura materiału. Rozmiar i kształt cząstek, puste przestrzenie pomiędzy cząstkami wpływają na długość transmisji światła przechodzącego przez próbkę, wszystkie te czynniki wpływają na współczynnik odbicia (7). Widma NIR zależą również od wilgotności (silna absorpcja przy 1450 nm i 1930 nm), dlatego próbki powinny być starannie wysuszone (rys. 1). Widma NIR są bardzo złożone i niezwykle rzadko zdarza się, aby dwa różne związki chemiczne miały w całym zakresie identyczne widma, co praktycznie uniemożliwia jednoznaczną ich identyfikację. W tej sytuacji, konieczna jest wstępna obróbka matematyczna, która ułatwi identyfikację związku (29). Najczęściej wykorzystywane są w tym

celu wyspecjalizowane oprogramowania. Zastosowanie bazy danych z widmami obecnymi w danych związkach chemicznych oraz kalibracje wielowymiarowe, pozwalają na identyfikacje związków chemicznych w badanej próbce. Należy zauważyć, że istnieją również spektroskopia średniej podczerwieni (MIR) oparta na tych samych zasadach jak NIR, ale z innymi długościami fal. W niniejszej pracy to zagadnienie nie będzie poruszane.

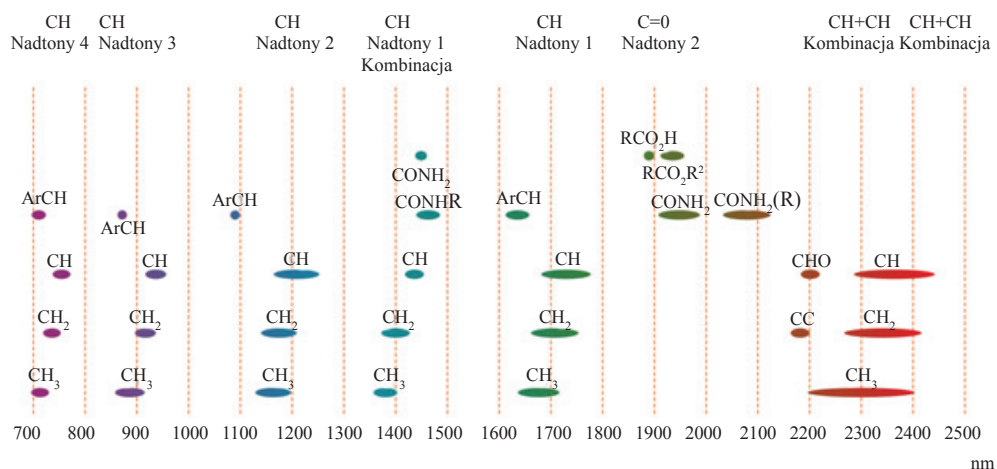


Rysunek 1. Typowe widma VIS-NIR gleby suchej (czerwony), wilgotnej gleby (niebieski) i z pomiarów bezpośrednich na polu "on-the-go" (zielony)

Właściwości spektralne węgla organicznego

Promieniowanie elektromagnetyczne z zakresu bliskiej podczerwieni (NIR) ma częstotliwość zbliżoną do częstotliwości drgań cząsteczek. Przechodząc przez próbkę badanej substancji promieniowanie to jest selektywnie pochłaniane, zwiększając amplitudę drgań w cząsteczkach (czy też kryształach) tej substancji. W analizie tych pasm dla układów wieloatomowych stosuje się pojęcie drgań normalnych, traktując każde pasmo jako wynik wzbudzenia jednego (tony podstawowe) lub kilku (tony kombinacyjne) drgania normalnego. Od symetrii cząsteczki zależy, które drgania normalne znajdą swoje odzwierciedlenie w widmie absorpcyjnym w zakresie podczerwieni. Absorpcji promieniowania podczerwonego towarzyszą zmiany energii oscylacyjnej cząsteczek. Ponieważ energia ta jest skwantowana, absorbowane jest tylko promieniowanie o pewnych określonych energiach, charakterystycznych dla grup funkcyjnych wykonujących drgania. Dzięki temu absorpcyjne widmo NIR

umożliwia ustalenie jakie grupy funkcyjne występują w analizowanej próbce. Funkcje absorpcyjne w glebie są wynikiem nakładania się zarówno składników mineralnych jak i materii organicznej (32). Tabela 1 przedstawia potencjał analizy spektralnej w glebie i wskazuje obszary widma, które mogą być najbardziej odpowiednie dla przewidywania węgla organicznego w glebie i substancji organicznej (SOM). W literaturze można znaleźć informacje, że średnia wartość R^2 wynosi 0,89 dla zakresu średniej podczerwieni (MIR), 0,79 dla bliskiej podczerwieni (NIR) i 0,74 w zakresie światła widzialnego (VIS). Najczęściej stosowana metoda w analizie statystycznej widm glebowych jest regresja cząstkowa najmniejszych kwadratów (PLSR), *Chang i Laird* (6) wykazali dzięki tej metodzie, że widmo odbicia gleby mieści się najczęściej w zakresie 1100-2500 nm, trzech odrębnych szczytach absorpcji około 1400, 1900 i 2200 nm oraz kilku małych pików absorpcji między 2200 i 2500 nm. Substancja organiczna wpływa na widma poprzez zmniejszenie całkowitego odbicia, a tym samym zmniejszenie kontrastu widmowego, co sprawia, że związek między właściwościami fizyko-chemicznymi i widmowych jest trudniejszy do wykrycia. Podstawowe funkcje związane z różnymi składnikami materii organicznej w glebie występują zwykle w połowie zakresu promieniowania termicznego i podczerwieni (2500-25,000 nm), grupy funkcyjne NH, OH i CH zdominowane są głównie w zakresie NIR (700-2500 nm) i VIS (400-700 nm) (30, 35). W zakresie światła widzialnego, do przewidywania zawartości są fale o dł. 410, 570, 660 nm (35) i 520, 540 and 550 nm (5). Materia organiczna zmniejsza odbicie światła w zakresie 550-700 nm (19). Istnieje także silna korelacja między OM i światłem odbitym w zakresie bliskiej podczerwieni. Światło odbite w zakresie około 960, 1100 nm (10), najłatwiej można określić w próbkach wysuszonych podobnie jak dla zakresu 1400 i 1900 nm (28). Więcej informacji na temat relacji między NIR a właściwościami spektralnymi SOC znaleźć w pracy *Ladoni i in.* (23). Materia organiczna w glebie ma złożoną strukturę chemiczną dlatego też jej widmo spektralne w zakresie NIR jest również skomplikowane. Węgiel organiczny wpływa silniej na odbicie światła niż pozostałe składniki materii organicznej (20). Jednak rozpatrywanie poszczególnych etapów rozkładu OM w glebie (i co za tym idzie składu OM) mogą dostarczyć bardziej dokładnych informacji (3). Kwasy huminowe z uwagi na czarny kolor mają silną absorbancję przy stosunkowo słabym odbiciu w zakresie 400 i 2500 nm. Posiadają duży i silny pik absorpcji w zakresie światła widzialnego (rys. 1). W zakresie NIR kwasy humusowe mają minimum absorpcji około 1850 nm, kwasy humusowe mają dwa różne piki absorpcji – około 2310 i 2350 nm i małe piki absorpcji – 1700 i 2150 nm. Przyporządkowanie pików absorpcji do poszczególnych organicznych grup funkcyjnych kwasów huminowych, nie jest możliwe ze względu na złożony skład chemiczny kwasów humusowych i charakter widm NIR (6). Na rysunku 2 pokazano złożoność widm absorpcyjnych w zakresie bliskiej podczerwieni dla węgla (zmodyfikowane na podstawie www.asdi.com, Near-IR absorption bands).



Rysunek 2. Widma absorpcyjne dla węgla w zakresie bliskiej podczerwieni (skala w nm).

Tabela 1

Przykłady wykorzystania różnych widm spektralnych do szacowania zawartości węgla organicznego w glebach (VIS, NIR, VIS-NIRS)

Rodzaj widma	Zakres spektralny (nm)	RMSE	r ²	Autorzy
VIS	400-950	0.36	0.91	Aïchi i in., 2009
VIS-NIR	350-2500	0.79	0.87	Brown et al., 2006
NIR	1100-2500	0.32	0.96	Fidêncio i in., 2002
NIR	700-2500	0.18	0.60	Viscarra Rossel i in., 2006
VIS-NIR	400-2200	0.11	0.68	Debaene i in., 2010
VIS-NIR	400-2200	0.12	0.71	Debaene i in., 2014
VIS-NIR*	430-2500	0.42	0.94	Wetterlind i in., 2010
NIR*	800-2600	1.1	0.71	Moros i in., 2009
MIR	2500-25000	0.84	0.97	Masserschmidt i in., 1999

VIS: światło widzialne; NIR: bliska podczerwień; MIR: średnia podczerwień VIS-NIR światło widzialne i bliska podczerwień;

RMSE: średni błąd predykcji

* materia organiczna (SOM)

Zalety/wady metody

Kwestie te zostały omówione szczegółowo przez M a r k ' a i C a m p b e l l ' a (24).

1. Zalety

- brak potrzeby wcześniejszego przygotowania próbki (nie są wymagane żadne groźne dla środowiska odczynniki chemiczne),

- zdolność do zapewnienia szybkiej analizy,
- analiza nieinwazyjna,
- zdolność do zapewnienia nieinwazyjnej analizy. Po analizie próbki mogą być nadal stosowane do innych celów,
- eliminuje potrzebę stosowania (często toksycznych, żrących i drogich) chemikaliów
- koszt badania jest często dużo niższy niż w przypadku innych metod analitycznych, szczególnie, gdy musi być analizowana duża liczba próbek,
- w jednej próbce można określić wiele właściwości na podstawie jednego pomiaru widma, co również obniża koszt analiz. Dla porównania, ażeby wykonać pomiary wielu właściwości glebowych metodami klasycznymi, potrzebne są różne aparaty, których koszt jednostkowy jest często bardzo wysoki (>300 000. zł),
- zastosowanie światłowodów pozwala na wykorzystanie NIRS w czujnikach “*on-the-go*”,
- można analizować bardzo wysokie stężenia badanych związków (do 100%).

2. Wady

- umiarkowanie duży koszt oprzyrządowania, około 250 000 zł,
- istnieje potrzeba kalibrowania badanych właściwości za pomocą klasycznych metod. W ostatnich latach problem ten został złagodzony przez zapewnienie przez producentów urządzeń, standardowych kalibracji dla niektórych wspólnych parametrów takich jak, skrobia, białka, tłuszcze, występujących w produktach rolno-spożywczych. Mimo to dla wielu substancji np. gleb wymagane jest przeprowadzanie indywidualnych kalibracji.
- granica wykrywalności 0,1%, a czasami wyższa.

Koszty i korzyści z VIS-NIRS

Dwa główne koszty związane z techniką NIRS obejmuje inwestycje początkowe takie jak zakup spektrofotometru i rozwój spektralnej biblioteki. Koszt laboratoryjnego spektrometru VIS-NIR może wynosić około 250 000 zł podobnie jak przenośne urządzenie VIS-NIR. Rozwój spektralnych bibliotek z dobrze scharakteryzowanymi próbkami referencyjnymi gleby może być kosztowny np. w przypadku około 500 dobrze scharakteryzowanych próbek gleby analizowanych w akredytowanym laboratorium pod kątem, pH, materii organicznej, węgla organicznego, azotu ogólnego, CEC i kationów wymiennych, fosforu, składu granulometrycznego, cena tych analiz może być zbliżona do kosztu zakupu spektrometru. Jednakże, liczbę próbek potrzebnych do kalibracji można zmniejszyć poprzez wybór reprezentatywnego podzbioru próbek do konwencjonalnych analiz laboratoryjnych. Należy podkreślić, że jakość kalibracji biblioteki może być tylko tak dobra, jak jest dobra jakość danych wykorzystywanych w celu ich uzyskania. Mimo, że koszt 100,000 \$ może wydawać się ogromną inwestycją, ważne jest, aby uświadomić sobie, że potencjalne oszczędności są ogromne. VIS-NIRS jest jednym

z najprostszymi, najbardziej wydajnymi technikami spektroskopowymi. Potencjalnie NIRS może poprawić analityczne możliwości i wydajność zarówno laboratoriów komercyjnych lub badawczych i jednocześnie zmniejszyć ich koszty. Jest to możliwe, ponieważ: (i) pomiary wymagają minimalnego przygotowania próbki, jak zaledwie kilka gramów powietrznie suchej gleby, przesianej przez sito poniżej 2 mm (możliwe jest też używanie próbek bez wcześniejszego przygotowania) i poniżej 200 μm dla MIR; (ii) możliwe jest szybkie skanowanie dużej ilości próbek glebowych. Oczywiście przy zautomatyzowaniu te liczby mogą być znacznie zwiększone.

Wielowymiarowa kalibracja gleby widmami światła odbitego i rozproszonego w zakresie bliskiej podczerwieni NIRS

Niespecyficzność widm światła odbitego i rozproszonego spowodowana jest w dużej mierze zakłóceniami i szumami wynikającymi z nakładania się widm zróżnicowanych składników glebowych, które są ze sobą powiązane oraz tła wytwarzanego przez pracujące urządzenie.

Wszystkie czynniki zakłócające muszą być odseparowane metodami matematycznymi od widma tak, żeby mogły być skorelowane z konkretną właściwością gleby. Zatem, analiza spektralna gleby w zakresie VIS-NIR wymaga stosowania technik chemometrycznych i kalibracji wielowymiarowych (17). Chemometria dotyczy stosowania technik matematycznych lub statystycznego w analizowaniu danych chemicznych. Metody chemometrii stosowane są m.in. do: klasyfikacji obiektów badań, interpretacji widm, określania zależności pomiędzy budową chemiczną a aktywnością biologiczną związków chemicznych, modelowania przemian chemicznych. Podczas kalibracji wielowymiarowej, wykorzystuje się dane empiryczne do przewidywania nieznannej właściwości glebowej – y na podstawie wielu pomiarowych danych spektralnych x_1, x_2, \dots, x_k . Zatem spektroskopowe kalibracje gleb są funkcjami pedotransferu z dużą ilością zmiennych spektroskopowych.

Wcześniejsze badania zastosowań NIRS do analiz glebowych wykorzystywały kalibracje w oparciu tylko o konkretne długości fal, które zostały wybrane w przy pomocy różnych metod statystycznych takich jak: regresja krokowa postępująca ang. *step-wise multiple linear regression* (SMLR) (np. 3, 9).

Głównym powodem stosowania w badaniach gleboznawczych SMLR były niewystarczające możliwości predykcyjne regresji liniowej wielokrotnej (MLR) oraz niedostateczna wiedza nt. istnienia technik kompresji danych, takich jak analiza regresji składowych głównych (PCR) oraz regresji cząstkowych najmniejszych kwadratów (PLSR). W przeciwieństwie do MLR, PCR i PLSR mogą poradzić sobie z danymi zawierającymi duże ilości zmiennych, które mają charakter nieliniowy. Predykcyjne możliwości technik PCR i PLSR są podobne.

Inne wielowymiarowe techniki analizowania danych spektralnych zostały również wykorzystane do kalibracji gleb np., F i d e n c i o i i n. (18) zastosował radialne sztuczne sieci neuronowe (RBFN) w odniesieniu do relacji zawartości materii organicznej w glebie z widmem gleby w zakresie bliskiej podczerwieni NIR.

S h e p h e r d i W a l s h (30) wykorzystali do oszacowania właściwości gleb Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS), co można przetłumaczyć jako Wieloraka Adaptacyjna Regresja Sklejana; natomiast D a n i e l i i n. (11) – sztuczne sieci neuronowe do szacowania ilości materii organicznej gleby, fosforu i potasu z ich widm spektralnych w zakresie NIR. B r o w n i i n., (5), zastosowali drzewa decyzyjne z widm w zakresie VIS-NIR. V i s c a r r a R o s s e l (36) połączył PLSR, z ang. *bootstrap aggregation*, w celu poprawy przewidzianych modeli.

Literatura pokazuje bardzo duży potencjał NIRS i wielowymiarowych kalibracji do przewidywania zawartości materii organicznej w glebach (tab. 1).

W tabeli 1 zestawiono wyniki badań próbek glebowych pochodzących z wierzchnich oraz podpowierzchniowych warstw gleb, wyniki reprezentujące niewielką zmienność gleb (z jednego pola, n.p. (25)) albo dużą zmienność gleb (do tego celu wykorzystano tysiące próbek glebowych – n.p. (5)). Przeważnie jednak badania obejmują dwa do czterech różnych rodzajów gleb i kalibracji 100-200 próbek.

Rozwój spektralnych bibliotek gleb

Aktualnie istnieje bardzo duże zapotrzebowanie na spektralne biblioteki glebowych. Jakkolwiek, do tej pory tylko kilka z nich, które są geograficznie zróżnicowane i zawierają specyficzne właściwości gleby zostały opisane w literaturze (5, 16, 30). Trzy podstawowe wymagania dotyczące rozwoju spektralnej biblioteki gleb to:

(i) powinna zawierać niezbędną ilość próbek, które są konieczne do właściwego opisu zróżnicowania gleb w regionie, dla którego biblioteka ma być wykorzystywana
(ii) próbki powinny być starannie przygotowywane, przechowywane i skanowane,
(iii) referencyjne dane glebowe wykorzystane w kalibracji należy pozyskiwać z wiarygodnych i akredytowanych procedur analitycznych.

Modelowanie zależy od danych wejściowych.

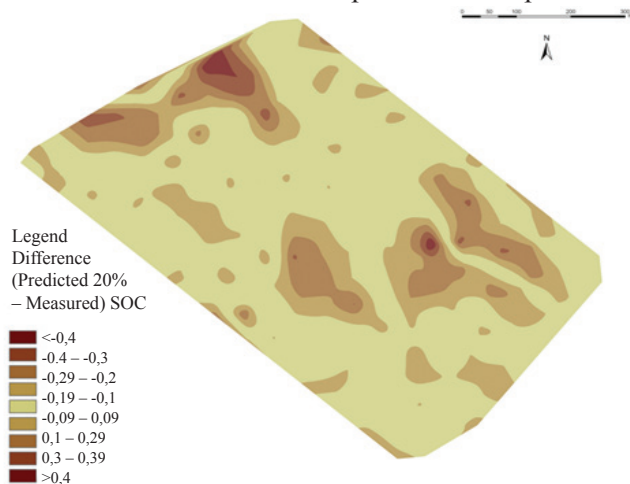
W odniesieniu do (i) – jeśli biblioteka jest rozwijana dla danego regionu od podstaw, kluczowym elementem będzie zastosowana strategia pobierania próbek glebowych (12). Jeśli biblioteka jest rozwijana z nowo pobranych próbek gleby, to zaleca się skanowanie wszystkich próbek, a następnie korelowanie widma z odpowiednimi właściwościami gleby, aby możliwe było ich użycie do oceny jakości historycznych danych glebowych. Procedura tworzenia i rozwoju spektralnych bibliotek gleb została opisana przez V i s c a r r a R o s s e l i i n. (34). Próbki gleby są przygotowane i skanowane. Widma są kompresowane przy użyciu PCA w celu ich grupowania. Analiza obserwacji odstających jest wykonywana dla danych wielowymiarowych, jeśli obserwacje odstające są obecne, próbki są ponownie skanowane w celu ich weryfikacji. Jeśli nie ma żadnych odstających obserwacji.

Widma są łączone z danymi historycznymi i korelowane. Jeśli błędy predykcji są w dopuszczalnych granicach, to spektralna biblioteka gleb może być wykorzystywana do przewidywania właściwości nowych próbek glebowych. I odwrotnie, jeżeli korelacje są nieoczekiwanie słabe, np. pomiędzy zawartością węgla organicznego w próbkach archiwalnych i ich widmem, to najprawdopodobniej jakość danych glebowych jest niewystarczająca. W takim przypadku, należy wybrać z biblioteki reprezentatywny podzbiór próbek, który dobrze opisuje różnorodność spektralną. Próbki te należy przed kalibracją poddać odpowiedniej analizie laboratoryjnej gleby. Jeśli dokładność wzorcowania będzie się mieścić w dopuszczalnych granicach, próbki takie będą mogły być zastosowane do przewidywania wartości właściwości gleby referencyjnej, oczywiście, takie kalibracje mogą być następnie stosowane do przewidywania właściwości gleb w nowych próbkach. Jeżeli próbki nie są reprezentowane przez spektralną bibliotekę gleb, mogą być usunięte i pobrane na nowo, aby uzupełnić bibliotekę próbkami o podobnej charakterystyce. Następnie podobna procedura może przeprowadzona na nowo. Z tego właśnie powodu, rozwój spektralnych bibliotek gleb powinien być procesem ciągłym.

Przykłady zastosowań

Mapowanie i określenie zawartości węgla organicznego (ang. SOC – *soil organic carbon*) w skali pola w Stacji Doświadczalnej IUNG Baborówko

Wykorzystując VIS-NIRS bardzo dokładnie oszacowano zawartość SOC oraz wykonano mapę jego zawartości w skali pola bardzo podobną do otrzymanej na podstawie klasycznych analiz bardzo dużej ilości próbek glebowych. Na rysunku 3 przedstawiono mapę różnic w zawartości SOC pomiędzy wartościami uzyskanymi na podstawie klasycznych analiz 400 próbek glebowych a interpolowanymi na podstawie 80 klasycznie oznaczanych próbek wzorcowych i danych spektralnych (wartości 320 próbek zostało oszacowane na podstawie 80 próbek wzorcowych).

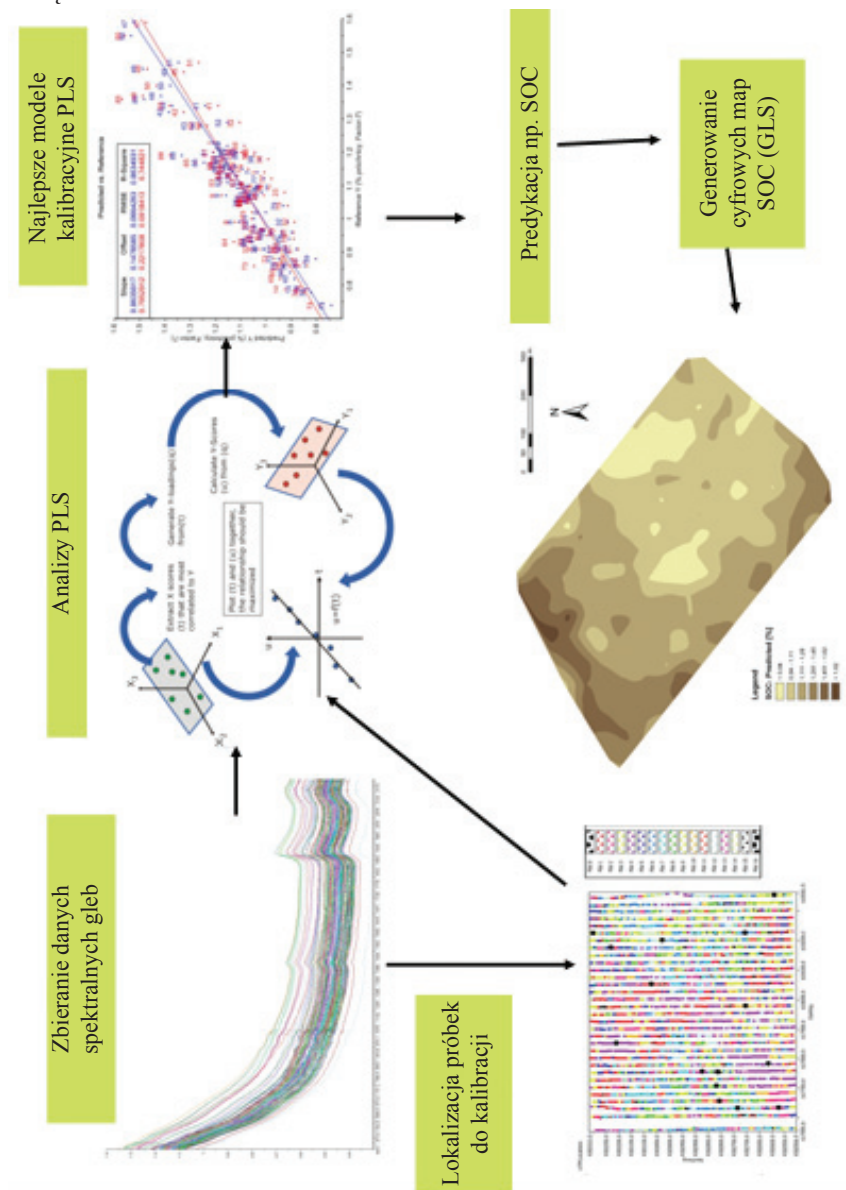


Rysunek 3. Mapa różnic zawartości SOC % między wartościami zmierzonymi a oszacowanymi na podstawie VIS-NIRS

Różnice były bardzo małe 65% mapy różni się o mniej niż 0,1% zawartości SOC oszacowanej na podstawie VIS- NIRS, a uzyskanej na podstawie klasycznych analiz i 88% różni się o mniej niż 0,2%.

Koszt wygenerowania mapy zawartości SOC uzyskanej na podstawie VIS-NIRS był pięciokrotnie niższy w porównaniu do takiej samej mapy uzyskanej na podstawie klasycznych analiz laboratoryjnych.

Poniżej (rys. 4) przedstawiono schemat postępowania podczas mapowania metodą VIS-NIRS.

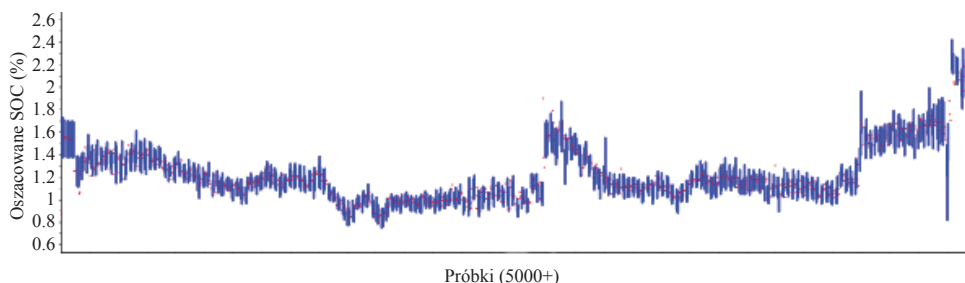


Rysunek 4. Schemat postępowania podczas mapowania metodą VIS-NIRS

Mapowanie „on-the-go”

Jedną z głównych zalet metody VIS-NIR jest to, że może być używana w pomiarach „on-the-go”. Jest to jedno z najnowszych zastosowań metody VIS-NIRS, które zostało opublikowane w niektórych pracach np. (8, 14, 22). Podsumowując metoda polega na pomiarze ciągłym w czasie rzeczywistym, przy wykorzystaniu czujnika, który podczas przejazdu po polu wykonuje pomiary spektralne gleby z ang. „on-the-go” (1).

Przy pomocy metody *on-the-go*, można pozyskać tysiące próbek (widm), które mogą być wykorzystane do oszacowania zawartości SOC. Rysunek 5 jest przykładem z pomiarów „on-the-go” wykonanych w SD IUNG w Baborówku. Uzyskano ponad 5000 widm gleby, na podstawie których oszacowano zawartość SOC w glebie. Są to wstępne wyniki badań, ale już na tym etapie wygenerowano mapę przestrzennego zróżnicowania zawartości SOC w skali pola. Wygenerowana mapa była bardzo zbliżona do otrzymanej na podstawie klasycznych analiz. Jednak na korzyść mapy otrzymanej na podstawie VIS-NIRS przemawia fakt, że do jej wygenerowania wystarczyło zaledwie 20 próbek wzorcowych (tradycyjną mapę wykonano na podstawie wyników 400 próbek).



Rysunek 5. Predykcja ponad 5000 próbek uzyskana na podstawie 20 wzorcowych próbek.

Wyniki pomiarów „on-the-go” uzyskano dzięki zastosowaniu mobilnego spektrofotometru VIS-NIRS (Veris Technologies, Salina, KS, USA). Spektrofotometr ten był ciągnięty przez ciągnik rolniczy, zbierając dane spektralne z wierzchniej warstwy gleby. Możliwe to było dzięki zastosowaniu specjalnego lemiesza, ze źródłem światła w środku, który to zagłębiał się w wierzchnią warstwę gleby na głębokość ok 10 cm, wykonując pomiar w czasie rzeczywistym podczas przejazdu ciągnika (fot. 1.)

Możliwości pomiarowe mobilnego spektrofotometru zostały opisane po raz pierwszy przez Ch r i s t y (8). Dane pozyskane z pomiarów „on-the-go” posłużyły do wygenerowania map zróżnicowania w skali pola, różnych właściwości glebowych w tym SOC (8, 14).



Fot. 1. Pomiar „on-the-go” właściwości spektralnych gleb mobilnym spektrofotometrem (VerisTech. USA)

Wnioski

Wykorzystanie techniki NIRS w cyfrowym mapowaniu glebowej materii organicznej może być bardzo przydatne. Zastosowanie NIRS może być wykorzystywane w różnego rodzaju klasyfikacjach właściwości glebowych, ocenie poprawy jakości glebowej materii organicznej, a także może być pomocne dla wspomagania decyzji w rolnictwie precyzyjnym. Ten ogromny potencjał metod chemometrycznych i wielowymiarowych technik statystycznych w NIRS może być wykorzystany w różnych dziedzinach nauki gleboznawczych m.in. w badaniach spektralnych węgla, które z kolei mogą być zastosowane bezpośrednio jako dane wejściowe do modeli prognostycznych obiegu węgla w środowisku glebowym.

W pracy wykazano, że przy pomocy technik NIRS możliwe jest bardzo dokładne przewidywanie zawartości węgla organicznego w glebach oraz przydatność w cyfrowym mapowaniu gleb, znacznie obniżając koszty wykonania takich map.

Literatura

1. Adamchuk V. I., Hummel J. W., Morgan M. T., Upadhyaya S. K.: On-the-go sensors for precision agriculture. *Comput. Electron. Agric.*, 2004, **44**: 71-91.
2. Aïcha H., Fouad Y., Walter C., Viscarra Rossel R. A., Chabaane Z. L., Sanaa M.: Regional prediction of soil organic carbon content from spectral reflectance measurements. *Biosystems Eng.*, 2009, **104**: 442-446.
3. Ben-Dor E., Banin A.: Near-infrared analysis as a rapid method to simultaneously evaluate several soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1995, **59**: 364-372.

4. Brown D. J., Brickley R. S., Miller P. R.: Validation requirements for diffuse reflectance soil characterization models with a case study of VNIR soil C prediction in Montana. *Geoderma*, 2005, **129**: 251-267.
5. Brown D. J., Shepherd K. D., Walsh M. G., Dewayne M., Reinsch T. G.: Global soil characterization with VNIR diffuse reflectance spectroscopy. *Geoderma*, 2006, **132**: 273-290.
6. Chang C - W., Laird D. A.: Near-infrared reflectance spectroscopic analysis of soil C and N. *Soil sci.*, 2002, **167**: 110-116.
7. Chang C - W., Laird D. A., Mausbach M. J., Hurburgh C. R.: Near-infrared reflectance spectroscopy-principal components regression analysis of soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2001, **65**: 480-490.
8. Christy C.D.: Real-time measurements of soil attributes using on-the-go near infrared reflectance spectroscopy. *Comput. Electron. Agric.*, 2008, **61**: 10-19.
9. Dalal R. C., Henry R. J.: Simultaneous determination of moisture, organic carbon and total nitrogen by near-infrared reflectance spectrophotometry. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1986, **50**: 120-123.
10. Daniel K. W., Tripathi N. K., Honda K., Apisit E.: Analysis of VNIR (400-1100 nm) spectral signatures for estimation of soil organic matter in tropical soil of Thailand. *Int. J. Remote Sens.*, 2004, **25**: 643-652.
11. Daniel K. W., Tripathi N. K., Honda K.: Artificial neural network analysis of laboratory and in situ spectra for the estimation of macronutrients in soils of Lop Buri (Thailand). *Aust. J. Soil Res.*, 2003, **41**: 47-59.
12. De Gruijter J., Brus D. J., Bierkens M. F. P., Knotters M.: Sampling from natural resource monitoring. Springer Verlag, Springer Verlag, 2006, 332ss.
13. Debaene G., Niedźwiecki J., Pecio A., Żurek A.: Effect of the number of calibration samples on the prediction of several soil properties at the farm-scale. *Geoderma*, 2014, 2014-2015: 114-125.
14. Debaene G., Niedźwiecki J., Pecio A.: On-the-go mapping of soil organic carbon content in Western Poland. *Proceedings of the 3rd Global Workshop on Proximal Soil Sensing, 26-29 May 2013, Potsdam, Germany, 2013*, 248-251.
15. Debaene G., Niedźwiecki J., Pecio A.: Visible and near-infrared spectrophotometer for soil analysis: preliminary results. *Polish J. Agr.*, 2010, **3**: 3-9.
16. Dunn B. W., Beecher H. G., Batten G. D., Ciavarella S.: The potential of near-infrared reflectance spectroscopy for soil analysis – a case study from the Riverine Plain of south-eastern Australia. *Aust. J. Soil Res.*, 2002, **42**: 607-614.
17. Esbensen K. H.: *Multivariate Data Analysis – in practice. 5th Edition. An Introduction to Multivariate Data Analysis and Experimental Design.* 2010, Camo, Oslo, Norway, ss 598.
18. Fidêncio P. H., Poppi R. J., De Andrade J. C.: Determination of organic matter in soils using radial basis function networks and near infrared spectroscopy. *Anal. Chim. Acta.*, 2002, **453**: 125-134.
19. Galvão L. S., Vitorello I.: Role of organic matter in obliterating the effects of iron on spectral reflectance and colour of Brazilian tropical soils. *Int. J. Remote Sens.*, 1998, **19**: 1969-1979.
20. Henderson T. L., Baumgardner M. F., Franzmeier D. P., Stott D. E., Coster D. C.: High dimensional reflectance analysis of soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1992, **56**: 865-872.
21. Ingleby H. R., Crowe T. G.: Neural network models for predicting organic matter content in Saskatchewan soils. *Can. Biosyst. Eng.*, 2001, **43**: 7.1-7.5.
22. Knadel M., Thomsen A., Greve M. H.: Multisensor on-the-go mapping of soil organic carbon content. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2011, **75**: 1799-1806.
23. Ladoni M., Bahrami H. A., Alavipanah S. K., Norouzi A. A.: Estimating soil organic carbon from soil reflectance: a review. *Precision Agric.*, 2010, **11**: 82-99.
24. Mark H., Campbell B.: *An introduction to near infrared spectroscopy and associated chemometrics.* Tutorial, Mark and Campbell eds., 2008, ss. 51.

25. Masserschmidt I., Cuelbas C. J., Poppi R. J., De Andrade J. C., De Abreu C. A., Davanzo C. U.: Determination of organic matter in soils by FTIR/diffuse reflectance and multivariate calibration. *J. Chemom.*, 1999, **13**: 265-273.
26. Mathieu R., Pouget M., Cervelle B., Escadafal.: Relationships between satellite-based radiometric indices simulated using laboratory reflectance data and typical soil color of an arid environment. *Remote Sens. Environ.*, 1998, **66**: 17-28.
27. Moros J., Martínez-Sánchez M. J., Pérez-Sirvent C., Garrigues S., de la Guardia M.: Testing of the Region of Murcia soils by near infrared diffuse reflectance spectroscopy and chemometrics. *Talanta*, 2009, **78**: 388-398.
28. Palacio-Orueta A., Ustin S. L.: Remote sensing of soil properties in the Santa Monica mountains I. Spectral analysis. *Remote Sens. Environ.*, 1998, **65**: 170-183.
29. Rinnan A., van den Berg F., Engelsen S. B.: Review of the most common pre-processing techniques for near-infrared spectra. *Trends Anal. Chem.*, 2009, **28**: 1201-1222.
30. Shepherd K. D., Walsh M. G.: Development of reflectance spectral libraries for characterization of soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2002, **66**: 988-998.
31. Siebielec G., McCarty G. W., Stuczynski T. I., Reeves III J. B.: Near- and Mid-Infrared Diffuse Reflectance Spectroscopy for Measuring Soil Metal Content. *J. Environ. Quality*, 2004, **33**: 2056-2069.
32. Stenberg B., Viscarra Rossel R., Mouazen A., Wetterlind J.: Visible and near-infrared spectroscopy in soil science. In Donald L. Sparks, (ed): *Advances in Agronomy*, 2010, **107**: 163-215.
33. Viscarra Rossel R., Fouad Y., Walter C.: Using a digital camera to measure soil organic carbon and iron contents. *Biosystems Eng.*, 2008, **100**: 149-159.
34. Viscarra Rossel R., Jeon Y. S., Odeh I. O. A., McBratney A. B.: Using a legacy soil sample to develop mid-IR spectral library. *Aust. J. Soil Res.*, 2008, **46**: 1-16.
35. Viscarra Rossel R., Walvoort D., McBratney A., Janik L., Skjemsta J.: Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma*, 2006, **131**: 59-75.
36. Viscarra Rossel R.: ParLes: Software for chemometric analysis of spectroscopic data. *Chemom. Intell. Lab. Syst.*, 2007, **90**: 72-83.
37. Viscarra Rossel R.: Robust modeling of soil diffuse reflectance spectra by "bagging-PLSR". *J. Near Infrared Spectrosc.*, 2007, **15**: 39-47.
38. Wang Z., Liu G. B., Xu M. X., Zhang J., Wang Y., Tang L.: Temporal and spatial variations in soil organic carbon sequestration following revegetation in the hilly Loess Plateau, China. *Catena*, 2012, **99**: 26-33.
39. Wetterlind J., Stenberg B., Söderström M.: Increased sample point density in farm soil mapping by local calibration of visible and near infrared prediction models. *Geoderma*, 2010, **156**: 152-160.

Adres do korespondencji

dr inż. Jacek Niedźwiecki
Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 886 34 21 w. 396
e-mail: jacekn@iung.pulawy.pl

W serii wydawniczej „RAPORTY PIB”, a od 2007 r. „STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB” ukazały się następujące pozycje:

1. *Wybrane aspekty agrochemicznych badań gleby*. Puławy, 2006.
2. *Zasady wprowadzania nawozów do obrotu*. Puławy, 2006.
3. *Regionalne zróżnicowanie produkcji rolniczej w Polsce*. Puławy, 2006.
4. *Monitoring skutków środowiskowych planu rozwoju obszarów wiejskich*. Puławy, 2007.
5. *Sprawdzenie przydatności wskaźników do oceny zrównoważonego gospodarowania zasobami środowiska rolniczego w wybranych gospodarstwach, gminach i województwach*. Puławy, 2007.
6. *Możliwości rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce*. Puławy, 2007.
7. *Współczesne uwarunkowania organizacji produkcji w gospodarstwach rolniczych*. Puławy, 2007.
8. *Efektywne i bezpieczne metody regulacji zachwaszczenia, nawożenia i uprawy roli*. Puławy, 2007.
9. *Wybrane elementy technologii produkcji roślinnej*. Puławy, 2007.
10. *Problem erozji gleb w procesie przemian strukturalnych na obszarach wiejskich*. Puławy, 2008.
11. *Uprawa roślin energetycznych a wykorzystanie rolniczej przestrzeni produkcyjnej w Polsce*. Puławy, 2008.
12. *Wybrane zagadnienia systemów informacji przestrzennej i obszarów problemowych rolnictwa w Polsce*. Puławy, 2008.
13. *Tworzenie postępu biologicznego w hodowli tytoniu i chmielu*. Puławy, 2008.
14. *Kierunki zmian w produkcji roślinnej w Polsce do roku 2020*. Puławy, 2009.
15. *Wybrane elementy regionalnego zróżnicowania rolnictwa w Polsce*. Puławy, 2009.
16. *Systemy wspomagania decyzji w zrównoważonej produkcji roślinnej*. Puławy, 2009.
17. *Stan i kierunki zmian w produkcji rolniczej (wybrane zagadnienia)*. Puławy, 2009.
18. *Produkcyjne i środowiskowe aspekty współczesnych metod nawożenia i regulacji zachwaszczenia*. Puławy, 2009.
19. *Oddziaływanie rolnictwa na środowisko przyrodnicze w warunkach zmian klimatu*. Puławy, 2010.
20. *Ocena zrównoważenia gospodarowania zasobami środowiska rolniczego w wybranych gospodarstwach, gminach, powiatach i województwach*. Puławy, 2010.
21. *Możliwości rozwoju obszarów problemowych rolnictwa (OPR) w świetle PROW 2007–2013*. Puławy, 2010.
22. *Możliwości rozwoju gospodarstw o różnych kierunkach produkcji rolniczej w Polsce*. Puławy, 2010.
23. *Związki fitogeniczne jako naturalna alternatywa antybiotykowych promotorów wzrostu*. Puławy, 2010.
24. *Wybrane aspekty przemian strukturalnych na obszarach wiejskich*. Puławy, 2010.
25. *Stan obecny i perspektywy nawożenia roślin w Polsce w aspekcie regulacji prawnych*. Puławy, 2010.
26. *Stan obecny i perspektywy rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce*. Puławy, 2010.
- 27(1). *Środowiskowe skutki działalności rolniczej i wdrażania PROW na obszarach problemowych rolnictwa*. Puławy, 2011.
- 28(2). *Techniki i technologie stosowane w produkcji roślinnej a środowisko przyrodnicze*. Puławy, 2012.
- 29(3). *Problemy zrównoważonego gospodarowania w produkcji rolniczej*. Puławy, 2012.
- 30(4). *Doskonalenie integrowanych technologii produkcji zbóż jarych i roślin pastewnych ze szczególnym uwzględnieniem początkowych elementów agrotechniki*. Puławy, 2012.
- 31(5). *Rola badań naukowych w kształtowaniu postępu w produkcji chmielu i tytoniu*. Puławy, 2012.
- 32(6). *Wybrane aspekty zrównoważonego rozwoju i specjalizacji gospodarstw rolniczych*. Puławy, 2013
- 33(7). *Działalność Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa-PIB w Puławach w zakresie wspierania doradztwa i praktyki rolniczej*. Puławy, 2013
- 34(8). *Problemy gospodarki nawozowej w Polsce*. Puławy, 2013

WSKAZÓWKI DLA AUTORÓW

W serii wydawniczej „STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB” publikowane są recenzowane prace z zakresu agronomii oraz ochrony i kształtowania środowiska rolniczego, wykonane w ramach zadań programów wieloletnich pn. „Kształtowanie środowiska rolniczego Polski oraz zrównoważony rozwój produkcji rolniczej” (2005-2010) oraz „Wspieranie działań w zakresie kształtowania środowiska rolniczego i zrównoważonego rozwoju produkcji rolniczej w Polsce” (2011-2015). W zeszytach problemowych o charakterze monografii, wydawanych w ramach tej serii, mogą być zamieszczane również prace autorów spoza IUNG-PIB, które merytorycznie mieszczą się w tematyce zadań programu wieloletniego. **Publikowane są prace problemowe, głównie mające charakter przeglądowy, z podkreśleniem znaczenia omawianych zagadnień dla rolnictwa polskiego.**

Wydruk tekstu do recenzji:

czcionka 12 p., z odstępem 1,5-wierszowym.

Przygotowanie do druku:

- tekst i tabele w programie Word, wersja 6.0 lub wyższa
- czcionka – Times New Roman
- układ pracy: słowa kluczowe, wstęp, wyniki i dyskusja bądź omówienie wyników, podsumowanie lub wnioski, literatura

tekst

- czcionka – 11 p. (spis pozycji literatury – 9 p.)
- wcięcie akapitowe – 0,5 cm

tabele

- podział na wiersze i kolumny (z funkcji tworzenia tabel)
- szerokość dokładnie 13 cm (tabele w pionie) lub 19 cm (tabele w poziomie)
- czcionka 9 p., pojedyncze odstępy międzywierszowe
- pod tabelą przypis ze wskazaniem źródła danych (autorstwa)

rysunki

- czarno-białe
- wykresy w programie Word lub Excel
- wymiary w zakresie 13 cm × 19 cm
- w podpisach czcionka 9 p.
- na płycie lub innym nośniku w oddzielnych plikach
- pod rysunkiem przypis ze wskazaniem źródła danych (autorstwa)

jednostki miary

- system SI
- jednostki zapisywać potęgowo (np. t · ha⁻¹)

literatura

- spis literatury na końcu pracy w układzie alfabetycznym wg nazwisk autorów, w kolejności: nazwisko (pismo rozstrzelone), pierwsza litera imienia, tytuł pracy, miejsce publikacji: tytuł wydawnictwa (wg ogólnie przyjętych skrótów tytułów czasopism), rok, numer (pismo pogrubione), strony,
- cytowanie w tekście – jako numer pozycji ze spisu literatury (w nawiasach okrągłych) lub dodatkowo z nazwiskiem autora (pismo rozstrzelone).

Pracę do recenzji należy złożyć w 1 egzemplarzu. Po recenzji oryginalny egzemplarz recenzowany złożyć/przesłać do Redakcji, a ostateczną wersję pracy, uwzględniającą uwagi recenzenta i redaktora, przesłać e-mailem.

Dane kontaktowe:

mgr Ewa Decka-Cywińska

Dział Upowszechniania i Wydawnictw IUNG-PIB

ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy

e-mail: edeka@iung.pulawy.pl