

ANNA KARCZEWSKA*, CEZARY KABAŁA

*Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Instytut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska,
ul. Grunwaldzka 53, 50-357 Wrocław*

Analiza ryzyka środowiskowego jako nowa podstawa oceny stanu zanieczyszczenia gleb w polskim prawie

Streszczenie: Omówiono nowe regulacje prawne dotyczące sposobu oceny zanieczyszczenia gleb i zasad remediacji terenów zanieczyszczonych, zawarte w ustawie Prawo ochrony środowiska, znowelizowanej w 2014 roku, oraz w odnośnych aktach wykonawczych z roku 2016. W miejsce standardów jakości gleby i ziemi oraz wymogu doprowadzenia gleb do stanu odpowiadającego standardom wprowadzone zostały nowe zasady oceny zanieczyszczenia i kryteria remediacji oparte na ocenie ryzyka środowiskowego. Podobne zasady stosowane są coraz częściej w wielu krajach. Artykuł przedstawia ogólne zasady oceny ryzyka środowiskowego związanego z zanieczyszczeniem gleb, z uwzględnieniem dwóch podstawowych aspektów: ryzyka zdrowotnego oraz ryzyka ekologicznego. Na tym tle omówiono zasady oceny stanu zanieczyszczenia gleb zawarte w Rozporządzeniu Ministra Środowiska 1395(2016) oraz zasady wyboru sposobu remediacji i projektowania działań remediacyjnych, których podstawowym celem powinno być wyeliminowanie zagrożenia dla zdrowia ludzi i środowiska przyrodniczego.

Słowa kluczowe: zanieczyszczenie gleb, ocena zanieczyszczenia, ryzyko zdrowotne, ryzyko ekologiczne, remediacja

WSTĘP

Problematyka zanieczyszczenia gleb i postępowania z glebami zanieczyszczonymi była w polityce ochrony środowiska w Europie, a także w Polsce, długo odsuwana na daleki plan, jednak w ostatniej dekadzie zajmuje coraz ważniejsze miejsce w regulacjach prawnych. Zanieczyszczenie gleb – rozproszone i lokalne – znalazło się na liście głównych czynników degradacji gleb w Strategii Tematycznej ochrony gleb UE (COM 2006a), jednak projekt dyrektywy glebowej (COM 2006b) bezpośrednio powiązany z tą strategią, nie został zaakceptowany przez Parlament Europejski.

W świadomości społecznej zagadnienie zanieczyszczenia gleb sprowadza się przede wszystkim do potencjalnego niekorzystnego oddziaływania toksycznych substancji na rośliny uprawne – w kontekście spadku plonów i możliwego negatywnego wpływu na jakość żywności. Uwagę zwraca też zagadnienie bezpiecznej uprawy roślin na cele konsumpcyjne na terenach przemysłowych i zurbanizowanych, np. w ogródkach działkowych w obrębie miast. Inne możliwe niekorzystne skutki zanieczyszczenia gleb, a zwłaszcza ich wpływ na funkcjonowanie ekosystemów lądowych i wodnych oraz oddziaływanie na wody podziemne, zwykle nie są przedmiotem większego zainteresowania bądź też obaw w świadomości społecznej.

Znacznie więcej uwagi zagadnieniom tym poświęcano w nauce. W badaniach gleboznawczych problematyka zanieczyszczenia gleb stanowiła w ostatnich dziesięcioleciach jeden z dominujących nurtów, choć w ostatnich 2 latach ledwie 15% prac zamieszczonych w *Soil Science Annual* poświęcono zagadnieniom związanym z zanieczyszczeniem gleb (Antonkiewicz i Pełka 2014, Dec 2014, Jeske 2014, Gibczyńska i in. 2014, Kalembkiewicz i in. 2014, Kuśmierz i Kisiel 2014, Sandor i Szabo 2014, Kuziemska i in. 2015). Może być to sygnał przejściowego wygaszania zainteresowania naukowców w tym zakresie i braku nowych problemów badawczych. Jednak zmiany jakie wprowadzone zostały w ostatnim czasie w polskim prawie, powinny ożywić zainteresowanie nauki nowymi aspektami wiedzy gleboznawczej, związanymi z problematyką zanieczyszczenia gleb i ich remediacji; powinny też wpłynąć na poprawę więzi między nauką o glebie a praktycznym jej wykorzystaniem.

W lipcu 2014 roku do ustawy Prawo ochrony środowiska (Ustawa 2001a) oraz ustawy o zapobieganiu szkód w środowisku i ich naprawie, zwanej potocznie ustawą „szkodową” (Ustawa 2007), wprowadzono nowe zapisy, zmieniające podejście do oceny stanu zanieczyszczenia gleb i zasad remediacji, uwzględniające ocenę ryzyka środowiskowego (Ustawa 2014), a we wrześniu 2016 roku opublikowano akty wykonawcze ze szczegółowymi regulacjami

* Prof. dr hab. A. Karczevska, anna.karczevska@upwr.edu.pl

w tym zakresie (Rozporządzenie MS 2016a, 2016b, 2016c). Niniejszy artykuł przedstawia najważniejsze zmiany w prawie dotyczące sposobu oceny zanieczyszczenia gleby i ziemi w Polsce, w nawiązaniu do ogólnych zasad oceny ryzyka środowiskowego.

STANDARDY JAKOŚCI GLEBY I ZIEMI JAKO PODSTAWA OCENY ZANIECZYSZCZENIA

Przez minionych 14 lat, od 2002 roku, w Polsce obowiązywały zasady oceny stanu zanieczyszczenia gleb oparte na tzw. standardach gleby i ziemi, określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku (Rozporządzenie MS 2002). Konstrukcja standardów nawiązywała do rozwiązań stosowanych w wielu krajach Unii Europejskiej, przygotowanych w oparciu o propozycję holenderską, tzw. *Dutch List* (Swartjes i in 2012), a zasada oceny zanieczyszczenia polegała na porównaniu stężeń zanieczyszczeń w glebie i ziemi ze stężeniami dopuszczalnymi, określonymi dla różnych sposobów użytkowania terenu (Rozporządzenie MS 2002, Stuczyński i in. 2004). W przypadku przekroczenia standardów, zapisy ustawowe do roku 2014 (Ustawa 2001a, Ustawa 2007) wymagały przeprowadzenia rekultywacji polegającej na usunięciu nadmiernej ilości zanieczyszczeń z gleb. W niektórych krajach obok zawartości dopuszczalnych, implikujących konieczność oczyszczania gleb (*intervention values*) określone były także wartości rekomendowane, docelowe (*target values*), jednak polskie standardy takich wartości nie uwzględniały. Standardy jakości gleby i ziemi, określające dopuszczalne stężenia zanieczyszczeń w gruncie do głębokości 15 m poniżej powierzchni terenu, a także powyżej tej głębokości, skonstruowane zostały w znacznej mierze z perspektywy hydrogeologii, z myślą o ochronie wód podziemnych, choć stężenia dopuszczalne zanieczyszczeń w wodach podziemnych określone były w innych przepisach. Z punktu widzenia gleboznawstwa standardy były wielokrotnie krytykowane, głównie dlatego, że nie uwzględniały właściwości gleb determinujących zachowanie zanieczyszczeń oraz ich rozpuszczalność i biologiczną przyswajalność. Nie nawiązywały choćby do Wytycznych IUNG (Kabata-Pendias i in. 1993), opracowanych wcześniej dla kilku metali ciężkich i rekomendowanych przez PIOŚ (Kabata-Pendias i in. 1995), które w dorobku polskiego gleboznawstwa z dziedziny zanieczyszczenia gleb stanowiły swoisty kamień milowy i do dziś mają kluczowe znaczenie dla oceny możliwości rolniczego wykorzystania gleb zanieczyszczonych. W wytycznych tych uwzględniono właściwości sorpcyjne zwią-

zane z uziarnieniem, odczynem oraz zawartością próchnicy.

W efekcie ogólnoeuropejskiej dyskusji dotyczącej ochrony gleb i remediacji gleb zanieczyszczonych (COM 2006a, 2006b) doszło do zmiany zasad oceny stanu zanieczyszczenia gleb w Polsce, podobnie jak i w wielu krajach UE. W 2014 roku wdrożono do polskich przepisów prawnych (Ustawa 2014) dyrektywę (Dyrektywa IED 2010), która nakłada na prowadzącego instalację przemysłową nowe obowiązki w zakresie ochrony gleb i wód, w tym opracowanie tzw. raportu bazowego dotyczącego stanu zanieczyszczenia gleby i ziemi na terenie instalacji. Jednocześnie wprowadzono definicję remediacji gleb, zgodną z projektem normy ISO (ISO/DIS 18504, 2015) oraz zmieniono tryb oceny zanieczyszczenia gleby, ziemi i wód gruntowych. Nowe zasady oceny opierają się nie tyle na badaniu zgodności ze standardami, przyjętymi jako ściśle określone wartości, ile stawiają wymóg zachowania przez glebę wszystkich pełnionych przez nią funkcji. Podstawowym kryterium oceny stanu zanieczyszczenia gleb, a także decyzji o konieczności i sposobie remediacji, staje się ocena „zagrożenia dla zdrowia ludzi i środowiska”. Takie, oczywiste – zdawać by się mogło – sformułowanie implikuje daleko idące zmiany metodologii oceny stanu zanieczyszczenia, w nawiązaniu do zasad oceny ryzyka środowiskowego, stosowanych od ponad 30 lat w USA (US EPA 1983, 1989, 1996) i wprowadzanych także do prawodawstwa innych krajów.

OCENA RYZYKA ŚRODOWISKOWEGO

Metody oceny ryzyka środowiskowego zostały opracowane i zastosowane po raz pierwszy w Stanach Zjednoczonych, głównie na potrzeby programu Superfund, utworzonego w celu usunięcia zagrożenia związanego z najbardziej niebezpiecznymi, porzuconymi obiektami przemysłowymi i składowiskami odpadów, na obszarze których środowisko zostało najsilniej zanieczyszczone substancjami toksycznymi (US EPA 1980). Pierwsze wytyczne dotyczące oceny ryzyka, opublikowane przez amerykańską US EPA, były następnie wielokrotnie nowelizowane i udoskonalane, a obecnie stanowią rozbudowany zbiór opracowań w formie książek i broszur, baz danych oraz wspomagających programów komputerowych, dostępnych na portalu US EPA (2016b). Ocena ryzyka środowiskowego (ang. *Environmental Risk Assessment – ERA*) ma na celu sporządzenie jakościowej oraz ilościowej charakterystyki prawdopodobieństwa wystąpienia negatywnych skutków, wynikających z zanieczyszczenia środowiska. Ocena ryzyka środowiskowego obejmuje dwie komplementar-

ne składowe: ocenę ryzyka dla zdrowia człowieka (ang: *Human Health Risk Assessment – HHRA*) oraz ocenę ryzyka ekologicznego, tj. ryzyka dla ekosystemów (ang: *Ecological Risk Assessment* oznaczanego niekiedy symbolem *ERA* lub – dla odróżnienia od ryzyka środowiskowego – symbolem *EcoRA*). Wytyczne dotyczące ryzyka zdrowotnego zostały w USA opracowane w formie spójnej dla wszystkich stanów (US EPA 1989, 2016b), podczas gdy wytyczne dotyczące ryzyka ekologicznego, choć oparte na wspólnych zasadach ogólnych, są w różnym stopniu uszczegółowione w poszczególnych stanach, co wynika m.in. ze zróżnicowania i specyfiki warunków przyrodniczych (US EPA 1996, 2016c). Metody oceny ryzyka w odniesieniu do zanieczyszczenia gleb zostały też uwzględnione w normach ISO (PN-ISO 2010a, 2010b). Ocena ryzyka stanowi podstawowy element w zarządzaniu ryzykiem środowiskowym (ang. *Environmental Risk Management*), którego celem jest określenie sposobów przeciwdziałania zagrożeniu i ograniczania możliwości wystąpienia niekorzystnych skutków zanieczyszczenia oraz podejmowanie odpowiednich decyzji w tym zakresie, z uwzględnieniem uwarunkowań technicznych, przyrodniczych, społecznych i ekonomicznych (Gworek i in. 2000, Benjamin i Belluck 2001, ITRC 2008, Calow 2009, Wong 2012). W przypadku zanieczyszczenia gleby zarządzanie ryzykiem dotyczy działań określanych terminem remediacja gleb.

Ryzyko zdrowotne

Ocena ryzyka zdrowotnego polega na analizie prawdopodobieństwa wystąpienia negatywnych skutków zdrowotnych u człowieka, wynikających z narażenia na zanieczyszczenie (US EPA 1989, 2016b, Wcisło 2009). W ocenie tej uwzględnia się możliwe drogi narażenia (*exposure pathways*), to jest możliwe drogi, którymi niebezpieczny czynnik (np. substancja toksyczna) trafia ze źródła do odbiorcy (PN-ISO 2010a). Drogi narażenia zależą od charakteru zanieczyszczonego obszaru, sposobu jego użytkowania, warunków hydrogeologicznych, a także właściwości danej substancji. Potencjalne drogi narażenia na substancje szkodliwe stanowią podstawowe elementy składowe, tzw. scenariuszy narażenia (*exposure scenarios*), które albo sporządza się każdorazowo dla konkretnego przypadku, uwzględniając na przykład układ warunków najbardziej niekorzystnych, albo wykorzystuje się scenariusze standardowe – na przykład mieszkańca, pracownika oraz kontaktu przypadkowego. Dla każdej z potencjalnych dróg narażenia w danym scenariuszu należy rozpatrzyć różne możliwe drogi wchłaniania substancji szkodliwych

do organizmu człowieka – drogę pokarmową, inhalacyjną oraz przezskórną (Biesiada i Bubak 2001, US EPA 2016b), a także zróżnicowaną biodostępność (*bioaccessibility*) substancji warunkującą ich przyswajalność, zależną od postaci, w której substancja ta dociera do odbiorcy. W przypadku zanieczyszczenia gleb, w ocenie ryzyka zdrowotnego uwzględnia się przede wszystkim możliwość bezpośredniego kontaktu człowieka z zanieczyszczoną glebą, przypadkowego spożycia cząstek gleby (co ma szczególne znaczenie w przypadku dzieci), możliwość wchłaniania cząstek substancji szkodliwych drogą inhalacyjną (w wyniku erozji wietrznej gleby lub parowania substancji lotnych z gleby), spożywanie zanieczyszczonej wody lub kontakt z taką wodą (kąpiel, rekreacja, mycie itp.), wreszcie – możliwość włączenia substancji szkodliwych do łańcucha pokarmowego i spożywania zanieczyszczonych produktów roślinnych bądź zwierzęcych.

Dla każdej z dróg narażenia oraz dróg wchłaniania oblicza się dawkę substancji szkodliwej, którą organizm przyjmuje w określonym czasie. W przypadku zanieczyszczenia gleb tylko w wyjątkowych przypadkach, człowiek narażony jest na skutki zdrowotne o charakterze ostrym, najczęściej niekorzystne oddziaływanie substancji zanieczyszczających ma charakter przewlekły, a w scenariuszach narażenia rozpatruje się efekty całożyciowe, co dotyczy zwłaszcza substancji podlegających bioakumulacji, o charakterze mutagennym lub kancerogennym (Anderson 1983, Biesiada i Bubak 2001, Wcisło 2009, 2012, IARC 2016). Przyjęte przez organizm wielkości dawek substancji niebezpiecznych ocenia się w odniesieniu do dawek uznawanych za bezpieczne, uwzględniając możliwość wystąpienia efektów synergizmu oraz innych dodatkowych uwarunkowań.

Do przeprowadzenia szczegółowych analiz niezbędna jest zaawansowana wiedza z zakresu toksykologii. Jednak nawet w ogólnych, uproszczonych opracowaniach należy wziąć pod uwagę różny charakter zależności „dawka – odpowiedź”. Narażenie organizmu człowieka na substancje niebezpieczne może mieć charakter progowy (w odniesieniu do substancji toksycznych) lub bezprogowy (co dotyczy głównie substancji mutagennych i kancerogennych).

Dla substancji działających progowo (toksycznych) można wyznaczyć dawkę, poniżej której mechanizmy obronne chronią organizm i nie stwierdza się wystąpienia efektów niekorzystnych (*No Observed Adverse Effect Level – NOAEL*). Dla substancji tych, w oparciu o różne badania, wyznaczono najniższe dawki lub stężenia substancji, przy których obserwuje się efekty niekorzystne (*Lowest Observed Adverse Effect Level – LOAEL*). W oparciu o nie, uwzględniając współczynniki bezpieczeństwa i nie-

pewności określone zostały tzw. dawki referencyjne (*Reference Dose – RfD*), to jest dawki substancji toksycznych, które można uznać za bezpieczne dla zdrowia człowieka. Wartości tych dawek, a także charakterystyka efektów toksyczności ostrej i przewlekłej dla poszczególnych substancji, dostępne są w licznych bazach danych toksykologicznych, między innymi *Integrated Risk Information Systems (IRIS 2016)*, *Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR 2016a,b)* oraz *Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST 1997)*. Problemy z ich wyznaczaniem i różnice w wartości dawek podawanych w różnych bazach wynikają między innymi z przyjętych różnych metod określania LOAEL oraz konieczności ekstrapolacji danych i trudności z przeniesieniem danych uzyskiwanych różnymi metodami (np. w oparciu o doświadczenia na zwierzętach) na organizm człowieka (Swartjes 2002). Prawdopodobieństwo wystąpienia niekorzystnych efektów zdrowotnych u człowieka w wyniku narażenia na substancje toksyczne wyznacza się w oparciu o iloraz zagrożenia (*HQ – hazard quotient*), to jest stosunek wielkości potencjalnej dawki pochłoniętej do dawki referencyjnej, obliczany dla każdej substancji oraz sumaryczny indeks zagrożenia (*HI – hazard index*) – dla wielu substancji. Wartości *HQ* i *HI* poniżej 1 są wartościami akceptowalnymi, natomiast *HQ* i *HI* >4 wymagają bezwzględnie podjęcia działań służących zmniejszeniu ryzyka (Biesiada i Bubak 2001, Wcisło 2009, 2012).

W przypadku substancji działających bezprogowo, w tym w szczególności substancji rakotwórczych, przyjmuje się, że nie ma bezpiecznego progu narażenia, to znaczy że przy niewielkim nawet narażeniu istnieje pewne prawdopodobieństwo wystąpienia nowotworu. Każda dawka substancji kancerogennej może przyczynić się do podwyższenia ryzyka zdrowotnego. Miarą rakotwórczego działania substancji są wartości współczynnika nachylenia kancerogenego (*slope factor – SF*), dostępne w wymienionych wyżej bazach danych, a także w bazach danych agend WHO, m.in. *International Agency for Research on Cancer (IARC 2016)*. Opierając się o wartości *SF* oraz indywidualne wielkości pochłoniętej dawki substancji wyznacza się prawdopodobieństwo wystąpienia dodatkowych przypadków nowotworu, spowodowanego narażeniem na daną substancję kancerogenną. Ryzyko na poziomie 10^{-6} (odpowiadające 1 dodatkowemu przypadkowi nowotworu na milion mieszkańców) powszechnie przyjmuje się jako poziom akceptowalny (IARC 2016, US EPA 2016a, 2016b, Wcisło 2009, 2012), natomiast ryzyko na poziomie 10^{-3} wymaga bezwzględnie podjęcia środków przeciwdziałających narażeniu populacji (Wcisło i in. 2003).

W przypadku gdy źródłem narażenia jest zanieczyszczenie gleby – oznacza to bezwzględną konieczność podjęcia działań remediacyjnych.

Należy tu zaznaczyć, że wszelkie procedury oceny ryzyka zdrowotnego oraz wyniki obliczeń obciążone są bardzo dużym marginesem niepewności, związanym między innymi z trudnością interpretacji wyników badań toksykologicznych oraz danych epidemiologicznych, uogólnieniami czynionymi przy definiowaniu scenariuszy narażenia, zależnością efektów zdrowotnych od wieku, płci i indywidualnych cech jednostek w populacji. W praktyce często stosuje się zatem tzw. konserwatywne podejście do szacowania ryzyka, w oparciu o jednoczesne występowanie czynników najbardziej niekorzystnych, co zwykle prowadzi do daleko idącego przeszacowania wielkości obliczonego ryzyka. W celu urealnienia wyników obliczeń można stosować symulacje i obliczenia statystyczne wspomagane komputerowo, np. analizę Monte Carlo, która wykorzystuje probabilistyczne podejście do analizy ryzyka, polegające na obliczeniach rozkładów wartości zamiast uwzględniania konkretnych wartości liczbowych (Anderson 1983, Burmaster i Anderson 1994, Biesiada 2001).

Ryzyko ekologiczne

Ocena ryzyka ekologicznego służy określeniu prawdopodobieństwa wystąpienia niekorzystnych efektów w ekosystemach. Choć konieczność uwzględnienia tego aspektu w ocenie skutków zanieczyszczenia środowiska, w tym środowiska gruntowo-wodnego, nie budzi wątpliwości, to nie jest łatwe wypracowanie jednej spójnej procedury, która służyłaby ocenie ryzyka ekologicznego. Trudności w tym zakresie wynikają m.in. ze – wspomnianego wyżej – zróżnicowania ekosystemów oraz złożoności powiązań występujących w ekosystemach między ich poszczególnymi składnikami. Problemy z wypracowaniem metodologii oceny ryzyka ekologicznego dotyczą między innymi konieczności oceny różnych aspektów funkcjonowania ekosystemów oraz znaczenia poszczególnych składników ekosystemów i zachodzących w nich procesów (Sutter i in. 2000, Swartjes i in. 2008, Rutgers i Jensen 2011).

Najprostsze metody oceny ekologicznych skutków zanieczyszczenia środowiska można opierać na porównaniu stanu ekosystemów w warunkach braku zanieczyszczenia (np. przed wystąpieniem zanieczyszczenia) oraz po zaistnieniu faktu zanieczyszczenia. Takie podejście jest jednak zazwyczaj nieprzydatne w praktyce, gdyż w odniesieniu do obszarów i obiektów zanieczyszczonych rzadko dostępne są dane wyjściowe, sprzed stanu zanieczyszczenia. Dla

tego wprowadza się specyficzne metody oceny ryzyka ekologicznego, oparte na stosowaniu wskaźników ekologicznych (Perrodin i in. 2011). Amerykańskie zasady oceny ryzyka ekologicznego związanego z zanieczyszczeniem gleb obiektów Superfund, przedstawione na wstępie dość ogólnie (US EPA 1998), są rozbudowywane zarówno na forum ogólnokrajowym, jak i w poszczególnych stanach, zależnie od lokalnych warunków przyrodniczych (US EPA 2016c). Analogiczne prace nad koncepcjami oceny ryzyka ekologicznego prowadzono także w ramach licznych projektów UE, zaprezentowanych pokrótce przez Klimkowicz-Pawlas i in. (2013), między innymi CLARINET (Bardos i in. 2003), HERACLES (Swartjes i in. 2009) i ERAMANIA (Semenzin i in. 2008, 2009).

Przydatnym narzędziem stosowanym do opisu zmian w ekosystemach, jakie następują w wyniku działania substancji szkodliwych, jest metoda PAF, oparta na określaniu udziału gatunków potencjalnie zagrożonych w biocenozie (*Potentially Affected Fraction of species*). Udział ten określa się o znajomość krzywych rozkładu wrażliwości gatunków SSD (*Species Sensitivity Distribution*), a za zagrożone gatunki uważa się takie, dla których wartości NOEC (*No Observed Effect Concentration*) są niższe niż stwierdzone lub prognozowane stężenia substancji toksycznych w środowisku (Aldenberg i in. 2002). Tu także, jak w przypadku danych toksykologicznych dotyczących dawek referencyjnych dla zdrowia człowieka, dostępne są bazy danych, zawierające wartości NOEC dla różnych grup i gatunków organizmów, pomocne do konstruowania krzywych SSD. Ważniejsze z tych baz to ECOTOX (2016), zawierająca dane dotyczące ekotoksyczności różnych substancji chemicznych oraz EXTNET (2016) i PAN (2016), w których zgromadzono parametry charakteryzujące ekotoksyczność pestycydów.

Dużą popularność w procedurach oceny ryzyka ekologicznego zyskała sobie także koncepcja SPU (*Service Providing Units*), opracowana przez Lucka i in. (2003), oparta na badaniu strukturalnych i funkcjonalnych zależności między populacjami w ekosystemie oraz pełnionymi przez nie funkcjami.

Metodologia stosowana najczęściej w klasycznej ekotoksykologii, choć krytykowana ze względu na zbyt uproszczenia, opiera się na stosowaniu indeksów ekologicznych – szczegółowych, ogólnych oraz zintegrowanych (Laskowski 1995, Laskowski i in. 1998, Laskowski i Miguła 2004, Backhaus i Faust 2012, Kreślak i Palczewska-Tulińska 2015). Indeksy szczegółowe – dotyczą efektów obserwowanych w przypadku pojedynczych gatunków, najczęściej – gatunków wytypowanych jako wskaźnikowe dla danego ekosystemu. Miarą wartości takich indeksów jest

często stosunek stężeń substancji w środowisku do stężeń NOAEL dla danego gatunku. Trudność często polega jednak na określeniu tych stężeń, gdyż często zależne są one od wielu dodatkowych czynników (Laskowski 1995, Thompson i in. 2005, van Gestel i in. 2016). Indeksy ogólne oblicza się dla zespołu organizmów jako sumę indeksów szczegółowych. Indeksy zintegrowane stanowią wskaźniki obliczane w różny sposób dla różnych ekosystemów, z uwzględnieniem występowania różnych poziomów troficznych. Obliczane są na podstawie prostych algorytmów, uwzględniających przewidywane stężenie w środowisku oraz efekty oddziaływania substancji toksycznych na różne grupy i zespoły organizmów, przy czym z reguły poszczególnym efektom przypisywane są różne wagi – na przykład ze względu na ich znaczenie dla funkcjonowania ekosystemu.

Wskaźniki takie łatwiej jest wyznaczyć dla ekosystemów wodnych niż lądowych. Przykład procedury uwzględniającej opisane założenia metodyczne stanowi metoda oceny tzw. ryzyka pestycydowego według Finizio i in. (2001), w której wyznacza się indeksy krótkotrwałego i długotrwałego ryzyka pestycydowego dla wód powierzchniowych oraz gleb w oparciu o wyniki badań nad wytypowanymi gatunkami wskaźnikowymi – odpowiednio: glonów, skorupiaków wodnych (preferowane są rozwielitki) i ryb oraz mikroorganizmów glebowych, dżdżownic, pożytecznych stawonogów glebowych oraz ssaków.

Ocena ryzyka ekologicznego w oparciu o zintegrowane indeksy ryzyka wydaje się podejściem optymalnym, jednak metody te mają wiele wad. Problemy wynikają między innymi z faktu, że wybór składowych elementów tych zintegrowanych indeksów ma zawsze charakter umowny i jest przez to dyskusyjny, a wagi poszczególnych składowych nadawane są arbitralnie. Trudność stanowi także brak danych toksykologicznych (np. stężeń środowiskowych EC50, EC90 lub NOEC, niezbędnych do obliczeń) dla bardzo wielu gatunków i grup organizmów. Dostępne dane w tym zakresie są często dalece rozbieżne, przez co trudno wyrokować o ich wiarygodności (van Gestel i in. 2016). Ponadto, przy obliczaniu indeksów ryzyka ekologicznego nie bierze się pod uwagę specyficznych reakcji tych samych grup organizmów w różnych ekosystemach, np. zależnie od rodzaju siedlisk. Wyniki obliczeń indeksów *de facto* niewiele mówią o reakcji całych biocenoz w różnych ekosystemach (Laskowski 1995).

Te trudności, których nie da się w pełni wyeliminować, nie mogą jednak stanowić przeszkody dla wykorzystania metod wskaźnikowych do oceny ryzyka ekologicznego. W ostatnim czasie największą popularność spośród różnych metod zyskuje metoda

TRIAD (Jensen i Mesman 2006), zaprezentowana w polskiej literaturze naukowej i przetestowana przez Klimowicz-Pawlas i in. (2013). Istota metody TRIAD polega na skompilowaniu 3 grup wskaźników, tzw. linii dowodowych (ang. *Lines of Evidence – LoE*), to jest wskaźników chemicznych, (eko)toksykologicznych oraz ekologicznych (Burton i in. 2002, Jensen i Mesman 2006, Klimowicz-Pawlas i in. 2013) z zastosowaniem podejścia wielostopniowego, realizowanego w kilku etapach (*tiered approach*). W celu integracji wyników pochodzących z trzech różnych dróg oceny zalecane jest stosowanie metody skalowania, w której występowanie negatywnych efektów wycenia się w skali od 0 (brak efektu) do 1 (efekt maksymalny). Następnie dla każdej z linii dowodowych wyznaczane są wskaźniki ryzyka, a ich suma stanowi zintegrowany wskaźnik ryzyka (Jensen i Mesman 2006, Semenzin i in. 2008, 2009; Klimowicz-Pawlas i in. 2013).

Metoda TRIAD została wprawdzie zaprojektowana do oceny jakości osadów dennych w wodach naturalnych (Chapman i in. 1990), ale uznano ją za przydatną do oceny stanu zanieczyszczenia gleb. Próbę zastosowania metody TRIAD w odniesieniu do gleb podjęto w ramach projektów unijnych LIBERATION oraz ERAMANIA, a w Polsce próbę ich adaptacji do warunków gleb użytkowanych rolniczo, zanieczyszczonych substancjami organicznymi, w tym z grupy WWA oraz zdegradowanych w wyniku powodzi, podjął zespół z IUNG w Puławach (Klimowicz-Pawlas i in. 2012, 2013). Procedura TRIAD stanowi przedmiot projektowanej normy ISO (ISO/DIS 19204 2015).

Analizy chemiczne, stanowiące jeden z trzech głównych komponentów metody TRIAD, obejmują oznaczenie całkowitych stężeń zanieczyszczeń w glebach, a także stężeń ich form uważanych za bioprzyzwajalne, określanych w oparciu o proste ekstrakcje chemiczne, ekstrakcje sekwencyjne, a dodatkowo także badanie bioakumulacji substancji, np. przez rośliny.

Bardzo ważny element w metodzie TRIAD, a także w innych metodach służących ocenie wpływu zanieczyszczenia środowiska na elementy ekosystemów stanowią testy ekotoksykologiczne. Testy opierają się na badaniu niekorzystnych, mierzalnych efektów w zakresie śmiertelności, wzrostu, reprodukcji oraz zaburzeń w procesach fizjologicznych różnych grup organizmów żywych, wytypowanych jako organizmy wskaźnikowe dla danego ekosystemu. Pierwsze testy przygotowane zostały na potrzeby analizy środowiska wodnego, wkrótce jednak opracowano także testy przydatne do analizy gleb, przy czym niektóre z tych testów stanowią adaptację testów dla wód i wykorzystują ekstrakty glebowe lub roztwory glebowe, inne – stosowane są bezpośrednio dla próbek

gleb (Niklińska i in. 2005, Maliszewska-Kordybach i in. 2008, Traczewska 2011). Różne grupy testów opierają się na badaniu reakcji organizmów reprezentujących różne poziomy troficzne w ekosystemach, dobieranych zależnie od rodzaju ekosystemu oraz dróg narażenia. Wykorzystuje się w tym celu między innymi mikroorganizmy glebowe oraz wodne, mierząc między innymi aktywność ich procesów fizjologicznych, rośliny naczyniowe (np. w testach inhibicji kiełkowania i wzrostu siewek), zwierzęta bezkręgowce (nicienie, skąposzczety w tym dżdżownice, skoczogonki), stawonogi i inne. Liczne testy zostały uznane za standardowe analizy biologiczne gleby i opisane na przykład jako normy ISO (PN-ISO 2007, 2010b) lub standardowe procedury US EPA oraz OECD. Przykładowo, jednym z często stosowanych testów, wykorzystywanych do oceny toksyczności ostrej w wodach naturalnych, ale też w glebach i roztworach glebowych, jest test oparty na pomiarze inhibicji bioluminescencji bakterii *Vibrio fischeri* (Johnson 2005, PN-EN ISO 11348, 2008). Panoramę i charakterystykę niektórych dostępnych testów ekotoksykologicznych przedstawiono w opracowaniach między innymi Niklińskiej i in. (2005), Traczewskiej (2011), Jakubus i Tatuśko (2015).

Prognozowanie losu zanieczyszczeń w środowisku glebowym i gruntowo-wodnym

Sporządzenie oceny ryzyka, zarówno zdrowotnego jak i środowiskowego, związanego z zanieczyszczeniem gleb, powinno uwzględniać zarówno wyniki analiz stanu środowiska glebowego, jak i prognozy dotyczące losu tych zanieczyszczeń w środowisku glebowym, z uwzględnieniem ich transformacji, w tym biotransformacji, migracji oraz bioakumulacji. Przebieg tych procesów zależy od właściwości gleby oraz lokalnych warunków środowiskowych. Przestrzenny rozkład przewidywanych stężeń zanieczyszczeń w środowisku (PEC – *predicted environmental concentrations*) w układzie dynamicznym, uwzględniającym różne okresy, stanowi jeden z ważnych elementów oceny ryzyka środowiskowego. Dla sporządzenia obrazów PEC niezbędne jest wykorzystanie modeli rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. Duże znaczenie ma przy tym odpowiedni dobór modelu oraz poprawne oszacowanie parametrów środowiska. Modelowanie procesów transportu zanieczyszczeń w środowisku względnie jednorodnym (np. w powietrzu lub w wodzie) jest znacznie łatwiejsze niż modelowanie dla środowisk zmieniających się w czasie oraz do układów niejednorodnych, do których należy gleba (i środowisko gruntowe). Przy modelowaniu stężeń zanieczyszczeń w glebie i obliczaniu

wartości PEC uwzględnia się parametry charakteryzujące szybkość przepływu wody w strefie aeracji i saturacji, procesy dyfuzji, dyspersji i adwekcji, procesy międzyfazowe: parowanie i sorpcję par, adsorpcję i desorpcję, rozpuszczanie i strącanie, a w przypadku substancji organicznych także procesy ich chemicznego i biochemicznego rozkładu w warunkach tlenowych i beztlenowych. Parametry te uzyskiwane są i weryfikowane eksperymentalnie, w oparciu o badania laboratoryjne, lizymetryczne i polowe. Opracowano wiele modeli i programów komputerowych służących do prognozowania stężeń substancji, a zwłaszcza pestycydów, w środowisku glebowym (Arias-Estevez i in. 2008, Šimůnek i in. 2008, Köhne i in. 2009). Dużą popularność zyskały między innymi programy RETC (van Genuchten i in. 1991), HYDRUS-3D (website 1) oraz SVCHEM™GE (website 2). Wiarygodność modelu może mieć kluczowe znaczenie w ocenie ryzyka środowiskowego, dlatego regulacje prawne poszczególnych krajów, a także regulacje UE, dotyczące prognozowania stężeń pestycydów, biocydów, niektórych farmaceutyków oraz innych substancji, często wskazują modele, które należy zastosować do obliczania wartości PEC. Przykładowo, modele stosowane do oceny losu i zachowania pestycydów w środowisku glebowym powinny mieć rekomendację unijnej agencji EFSA (*The European Food Safety Authority*), utworzonej między innymi w celu koordynacji zasad oceny ryzyka środowiskowego w odniesieniu do bezpieczeństwa żywności. Procedury dotyczące ryzyka pestycydowego, na mocy Rozporządzenia WE 1107/2009 Parlamentu i Rady Europy powinny odpowiadać wytycznym określanym przez FOCUS (*FORum for Co-ordination of pesticide fate models and their USE*).

Podobnie, rekomendacje SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) można uważać za swoistą gwarancję poprawności modeli służących prognozowaniu losu zanieczyszczeń w środowisku.

PROCEDURY OCENY RYZYKA ŚRODOWISKOWEGO W REGULACJACH PRAWNYCH

Niektóre regulacje międzynarodowe

Procedury oceny ryzyka zostały już wdrożone między innymi w USA, w Australii (NEPC 2013) i Kanadzie (CCME 1999), ale są także coraz bardziej powszechne w Europie. Carlon (2007) wskazuje, że w wielu krajach (np. w Niemczech, Wielkiej Brytanii, Szwecji, Finlandii, Hiszpanii oraz walońskiej części Belgii) już blisko 10 lat temu przygotowywa-

no regulacje dotyczące dopuszczalnych zawartości zanieczyszczeń w glebach (*Ecological Soil Screening Values – Eco-SSVs*) z uwzględnieniem receptorów ekologicznych, między innymi: procesów mikrobiologicznych, fauny glebowej, elementów nadziemnych w ekosystemach lądowych oraz ekosystemów wodnych. Zasady oceny ryzyka środowiskowego, w tym zdrowotnego i ekologicznego, są sukcesywnie wdrażane do procedur oceny stanu zanieczyszczenia gleb w wielu krajach, przy czym są one w różnym stopniu uszczegółowione. Przykładowo regulacje dotyczące ochrony gleb i obowiązku remediacji w Holandii opierają się na ocenie ryzyka zdrowotnego zgodnie z modelem CSOIL, etapowej ocenie ryzyka ekologicznego oraz ocenie zagrożenia rozprzestrzeniania się zanieczyszczenia wód gruntowych (Swartjes i in. 2012). W Wielkiej Brytanii opracowano szczegółowe zasady i procedury oceny ryzyka dla terenów zanieczyszczonych, które podlegają stałej modyfikacji (Nathanail i in. 2001, Merrington i in. 2008, DEFRA 2006, 2011), dostępne jest także oprogramowanie służące wykonaniu odnośnych obliczeń (Jeffries 2009).

Ogólne wytyczne do sporządzania oceny ryzyka środowiskowego związanego z zanieczyszczeniem gleby lub ziemi zostały wypracowane przez agencje Unii Europejskiej, między innymi European Environmental Agency (1998), ECETOC (2001) oraz European Chemical Bureau (2003) i wdrożone do ogólnoeuropejskich aktów prawnych o mocy dyrektyw lub rozporządzeń.

Zgodnie z zapisami Rozporządzenia REACH (Rozporządzenie WE 2006), obowiązującego wszystkie kraje UE, ocena bezpieczeństwa chemicznego, związanego między innymi z wprowadzeniem substancji stwarzających ryzyko do środowiska, powinna obejmować następujące etapy: 1) ocenę zagrożenia, z uwzględnieniem cech substancji PBT (substancje trwałe, podatne na bioakumulację i toksyczne) oraz vPvB (substancje bardzo trwałe i silnie podatne na bioakumulację); 2) ocenę narażenia obejmującą scenariusze narażenia – w odniesieniu do ludzi oraz ekosystemów i 3) charakterystykę ryzyka.

Podobne wymogi zapisano w Rozporządzeniu „pestycydowym”, dotyczącym wprowadzania do obrotu środków ochrony roślin (Rozporządzenie WE 2009). Rejestracja pestycydów na rynkach krajów UE wymaga przeprowadzenia szczegółowych badań, w tym oceny losu i zachowania pestycydów w środowisku, uwzględniającego standardowe scenariusze oraz zaakceptowane modele zachowania pestycydów w środowisku, a także zagrożenia dla zdrowia ludzi oraz zagrożenia wobec wskaźnikowych gatunków organizmów żywych w ekosystemach lądowych i wodnych.

Nowelizacja polskiego prawa z 2014 roku

W ogólnoświatową tendencję zastępowania oceną ryzyka środowiskowego przepisów opartych na arbitralnie przyjętych wartościach dopuszczalnych zanieczyszczeń w środowisku, wpisują się też zmiany w polskim prawie ochrony środowiska. Nowelizacja z 2014 roku (Ustawa 2014), dotycząca ustawy Prawo ochrony środowiska (Ustawa 2001a) i ustawy „szkodowej” (Ustawa 2007), zasadniczo zmienia dotychczasowe podejście do problematyki oceny stanu zanieczyszczenia gleb oraz decyzji dotyczących remediacji gleb zanieczyszczonych. Zmiany wprowadzone do polskiego prawa, zawarte w artykułach 101a–101q Prawa ochrony środowiska, dotyczą następujących aspektów:

1. Wprowadzone zostały nowe zasady prowadzenia oceny zanieczyszczenia gleby i ziemi. Rozporządzenie 1359 (2002) w sprawie standardów jakości gleby i standardów jakości ziemi utraciło moc z chwilą opublikowania Rozporządzenia 1395 (2016c) w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. Zapisy ustawy zakładają także możliwość określenia szczegółowych zasad oceny ryzyka w kolejnych przepisach wykonawczych;

2. Wyodrębnione zostały tzw. zanieczyszczenia historyczne, to jest zaistniałe przed 2007 rokiem. Powinny one zostać zidentyfikowane i zinwentaryzowane. W praktyce dotyczy to przede wszystkim obszarów górniczych, przemysłowych, dawnych składowisk odpadów i terenów zurbanizowanych (Karczevska i Kabala 2010, Karczevska 2014);

3. W nowy sposób uregulowano zasady postępowania z glebami zanieczyszczonymi, wprowadzając pojęcie „remediacji” w miejsce „rekultywacji” oraz bezpośrednio nawiązując do oceny ryzyka;

4. Dla instalacji, które mogą być źródłem emisji do środowiska substancji stwarzających ryzyko, wprowadzono obowiązek badania gleby i wody gruntowej przed uruchomieniem tych instalacji oraz po zakończeniu ich eksploatacji.

Przeprowadzanie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi

Wypełnieniem delegacji ustawowej zawartej w art. 101a ust. 5 ustawy Prawo ochrony środowiska jest Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi z dnia 5 września 2016 roku. Zgodnie z zapisami ustawy w rozporządzeniu określono:

1) zaktualizowaną listę substancji powodujących ryzyko, uznanych za szczególnie istotne dla ochrony powierzchni ziemi oraz ich dopuszczalne za-

wartości w glebie i w ziemi, zróżnicowane dla poszczególnych właściwości gleby oraz grup gruntów wydzielonych w oparciu o sposób ich użytkowania (Załącznik 1);

- 2) szczegółowe wymagania dotyczące ustalania dopuszczalnych zawartości w glebie lub w ziemi substancji powodujących ryzyko, które nie znalazły się w Załączniku 1, z uwzględnieniem analizy ich wpływu na zdrowie ludzi i stan środowiska;
- 3) etapy identyfikacji terenów zanieczyszczonych oraz sposób (aspekty techniczne) prowadzenia badań gleb zanieczyszczonych;
- 4) rodzaje działalności mogących z dużym prawdopodobieństwem powodować historyczne zanieczyszczenie powierzchni ziemi oraz przykładowych zanieczyszczeń dla tych działalności (Załącznik 2);
- 5) referencyjne metodyki wykonywania badań zanieczyszczenia gleby i ziemi (Załącznik 3).

Załącznik I zawiera dopuszczalne zawartości w glebie substancji powodujących ryzyko, oznaczone w częściach ziemistych gleby (<2 mm), określone dla głębokości 0–0,25 m ppt, z podziałem na 4 grupy gruntów, wydzielone w oparciu o sposób ich użytkowania, oraz – dla grupy II – dodatkowo na podgrupy wydzielone w oparciu o właściwości gleby. Rodzaje gruntów zdefiniowano na podstawie przepisów wydanych na podstawie Prawa geodezyjnego i kartograficznego (Ustawa 1989). Podstawą wydzielenia poszczególnych grup gruntów, w nawiązaniu do metodologii oceny ryzyka środowiskowego, są najważniejsze drogi narażenia człowieka na zanieczyszczenia obecne w glebie oraz rodzaje zagrożenia ekosystemów i wód gruntowych. Pamiętać należy, że na wyznaczonych obszarach, mimo w miarę jednolitego określenia kategorii użytkowania, występuje zróżnicowane natężenie ryzyka i nakładają się różne formy ryzyka.

- Grupę I stanowią – w uogólnieniu – tereny rekreacyjne i mieszkaniowe,
- Grupę II – użytki rolne oraz ogrody działkowe,
- Grupę III – lasy oraz grunty zalesione i zadrzewione,
- Grupę IV – tereny przemysłowe, użytki kopalne oraz tereny komunikacyjne.

Rozporządzenie dotyczy gleby i ziemi w rozumieniu ustawy Prawo ochrony środowiska, zatem nie dotyczy takich obiektów jak: czynne składowiska odpadów komunalnych i przemysłowych oraz obiektów unieszkodliwiania odpadów wydobywczych.

Konstrukcja Rozporządzenia wynika z założenia, że narażenie człowieka na substancje niebezpieczne obecne w glebie związane jest w największej mierze ze stężeniem tych substancji w powierzchniowej

warstwie gleby. Dotyczy to większości potencjalnych dróg narażenia, w tym – inhalacyjnego, związanego z unoszeniem cząstek gleby w powietrzu, bezpośredniego kontaktu, a także narażenia pokarmowego wynikającego ze spożywania roślin, których system korzeniowy osadzony jest głównie w warstwie powierzchniowej gleby. Również ryzyko dla środowiska, w tym dla roślin i zwierząt dziko żyjących, jest najczęściej związane z zanieczyszczeniem powierzchniowej warstwy gleby, przy czym w przypadku niektórych substancji, na przykład cynku lub miedzi, ich stężenia powodujące ryzyko ekologiczne mogą być nawet wyższe od stężeń stwarzających ryzyko zdrowotne dla człowieka. Wartości dopuszczalne dla warstwy powierzchniowej gleby (0–25 cm), określone w załączniku 1 (punkt 1), są bardziej rygorystyczne niż określone dla głębszych warstw, tzw. podglebia i ziemi (punkt 2), co odzwierciedla fakt, że ryzyko dla człowieka oraz dla większości organizmów żywych związane z zanieczyszczeniem warstwy powierzchniowej jest większe niż wynikające z zanieczyszczenia podglebia oraz ziemi. Substancje niebezpieczne obecne w głębszych warstwach gleby i w ziemi stwarzają głównie zagrożenie dla jakości wód gruntowych, a pośrednio dla wód powierzchniowych. Graniczna głębokość warstwy powierzchniowej – 25 cm, ustalona została jednolicie dla wszystkich grup gruntów. Przyjęcie takiej głębokości wiąże się z faktem, że zdecydowana większość gruntów rolnych w Polsce ma poziom orno-próchniczny o głębokości nie przekraczającej 26 cm, zatem pobieranie próbek z głębokości większej, na przykład 0–30 cm, czego wymagało Rozporządzenie w sprawie standardów jakości gleby i ziemi (2002), mogło na terenach zanieczyszczonych skutkować zaniżeniem stężeń substancji w warstwie powierzchniowej. Warto dodać, że dzięki zmianie umownej głębokości warstwy powierzchniowej, osiągnięto spójność z innymi regulacjami prawnymi, np. dotyczącymi wprowadzania do gleby komunalnych osadów ściekowych (Rozporządzenie 2015). Ustalenie jednolitej głębokości diagnostycznej warstwy powierzchniowej umożliwi porównywanie oceny zanieczyszczenia gleb oraz ryzyka dla człowieka i środowiska na wszystkich rodzajach użytków gruntowych, na terytorium całego kraju, również w sytuacji zmiany formy użytkowania terenu.

Ważnym aspektem w konstrukcji Rozporządzenia jest wydzielenie w grupie II (użytków rolnych) trzech podgrup gleb różniących się odpornością na degradację chemiczną, opartych na ich podstawowych właściwościach fizykochemicznych, to jest uziarnieniu, pH i zawartość materii organicznej – analogicznie do Wytycznych IUNG (Kabata-Pendias i in. 2013), a także na przykładzie wytycznych niemieckich (BBod-

SchV 1999). Podobnego podziału nie zastosowano w odniesieniu do gleb leśnych. Może to budzić pewne kontrowersje, gdyż w przypadku zalesionych gruntów przemysłowych, np. zanieczyszczonych metalami ciężkimi, ryzyko ekologiczne niewątpliwie uzależnione jest od uziarnienia i odczynu tych gleb. Przy stężeniach Zn lub Cu zbliżonych do wartości określonych w Rozporządzeniu (2016c) można spodziewać się wystąpienia niekorzystnych skutków ekologicznych na zalesionych glebach wytworzonych z ubogich piasków.

Jako czynnik różnicujący zawartości dopuszczalne substancji niebezpiecznych w glebie i ziemi poniżej głębokości 25 cm – przyjęto wskaźnik wodoprzepuszczalności gruntów, funkcjonujący już w Rozporządzeniu w sprawie standardów jakości gleby i ziemi (2002), gdyż jest on wykorzystywany w modelowaniu przemieszczania się substancji w gruncie, a więc w ocenie ryzyka dla wód podziemnych.

Analiza wartości stężeń dopuszczalnych substancji w glebach dla poszczególnych form użytkowania terenu (I, II, III i IV) wskazuje, że w znacznym stopniu nawiązują one do wartości określonych w Rozporządzeniu MS w sprawie standardów jakości gleby i ziemi (2002), a w wielu przypadkach są z nimi identyczne. Utrzymanie niezmiennych dopuszczalnych poziomów substancji stwarzających ryzyko w tych przypadkach, gdzie standardy jakości gleby i ziemi nie budziły kontrowersji i nie stały w sprzeczności z wartościami wynikającymi z obliczeń dokonanych według metodologii oceny ryzyka, ma ważny aspekt praktyczny, gdyż nie stwarza przesłanek do formułowania fałszywych wniosków dotyczących zmian stanu zanieczyszczenia gleb. Nawiązanie do wartości dotychczasowych standardów dla większości substancji zamieszczonych na liście Załącznika 1 nie stoi w sprzeczności z metodologią oceny ryzyka, a jedynie stanowi potwierdzenie zgodności oszacowań dokonywanych według tej metodologii z dotychczas obowiązującymi wartościami maksymalnych stężeń zanieczyszczeń w glebach. Porównanie wartości dopuszczalnych stężeń różnych substancji, przyjętych w różnych krajach, określonych na podstawie analizy ryzyka dla podobnych warunków i analogicznych dróg narażenia, wskazuje, że wartości te mogą różnić się nawet o kilka rzędów. Przykładowo, graniczne zawartości Cu w glebach dla terenów rekreacyjno-wypoczynkowych wyznaczono w Australii na poziomie 1000–5000 mg·kg⁻¹ (EnHealth 2001), a w Kanadzie (CCME 1999) – na poziomie 63–91 mg·kg⁻¹. Według obliczeń Wcisło (2012), wykonanych zgodnie z metodologią US EPA, dopuszczalne stężenie Cu dla terenów mieszkaniowych i rekreacyjnych wynosi 3000 mg·kg⁻¹, jest zatem zbliżone do wartości przy-

jętych w unormowaniach australijskich. Jednak w przypadku As, wykazującego m.in. działanie rakotwórcze, już takiej zgodności nie ma, a oszacowane wartości stężeń As stwarzających ryzyko zdrowotne na terenach rekreacyjnych, określono w Australii na poziomie 100–500 mg·kg⁻¹, w Kanadzie: 12 mg·kg⁻¹, a według obliczeń Wcisło (2012) nie powinny one przekraczać 0,39 mg·kg⁻¹. Podane tu przykłady stanowią jedynie ilustrację przypadków skrajnie różnych wyników oszacowań dokonanych z wykorzystaniem oceny ryzyka. Bazy danych dostępne na portalu US EPA (2016b) zawierają wartości dopuszczalnych stężeń substancji rakotwórczych i mutagennych w glebie, zależnie od sposobu użytkowania terenu, obliczone w 2 wariantach – przy założeniu ryzyka na poziomie 10⁻⁵ i 10⁻⁶. Zestawienie dopuszczalnych zawartości ważniejszych metali ciężkich oraz substancji organicznych w glebach obowiązujących w roku 2007 w krajach UE, wraz z podaniem sposobów ich wyznaczenia, można znaleźć w opracowaniu kończącym projekt HERACLES (Carlson 2007).

Dopuszczalne zawartości zanieczyszczeń w powierzchniowej warstwie gleby, określone w Załączniku 1 do Rozporządzenia (2016c), w kilku przypadkach znacząco odbiegają od wcześniej obowiązujących standardów jakości gleby i ziemi (Rozporządzenie 2002). Dotyczy to między innymi benzopirenu, a także niektórych pestycydów z grupy chloroorganicznych w glebach użytków rolnych, dla których analiza ryzyka zdrowotnego i ekologicznego wskazuje na zbyt dużą restrykcyjność wcześniejszych unormowań.

Ocena ryzyka a remediacja gleb zanieczyszczonych

Za szczególnie ważne zmiany w unormowaniach prawnych, bezpośrednio powiązane ze sposobem oceny stanu zanieczyszczenia gleb, uznać należy przepisy Prawa ochrony środowiska definiujące pojęcie remediacji terenów zanieczyszczonych, określone w Art. 3 pkt 31b. Przez pojęcie remediacji gleby, rozumie się poddanie gleby, ziemi i wód gruntowych działaniom mającym na celu usunięcie lub zmniejszenie ilości substancji powodujących ryzyko, ich kontrolowanie oraz ograniczenie rozprzestrzeniania się, tak aby teren zanieczyszczony przestał stwarzać zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, z uwzględnieniem obecnego i, o ile jest to możliwe, planowanego w przyszłości sposobu użytkowania terenu. Remediacja może polegać na samooczyszczaniu, jeżeli przynosi największe korzyści dla środowiska. Tak rozumiane działania remediacyjne dotyczą zarówno zanieczyszczeń historycznych, jak i szkód w powierzchni ziemi, polegających na zanieczyszcze-

niu chemicznym, zgodnie ze znowelizowaną ustawą „szkodową” (Ustawa 2007). W szczegółowych przepisach zawartych w Art. 101q i 101r ustawy Prawo ochrony środowiska jest mowa o tym, że przy planowaniu lub określaniu sposobu przeprowadzenia remediacji w pierwszej kolejności należy rozważyć usunięcie zanieczyszczenia, jednak odstąpienie od usunięcia zanieczyszczenia dopuszcza się zwłaszcza w sytuacjach, gdy nie są znane technologie pozwalające na usunięcie zanieczyszczenia, albo wówczas, gdy negatywne skutki usuwania zanieczyszczenia byłyby niewspółmiernie wysokie do korzyści osiągniętych w środowisku. O odstąpieniu od usunięcia zanieczyszczeń mogą także zdecydować koszty oczyszczania nieproporcjonalnie wysokie w stosunku do korzyści osiągniętych w środowisku oraz udokumentowanie faktu, że zanieczyszczenie nastąpiło przed dniem 1 września 1980 roku. Tak zdefiniowane warunki remediacji dopuszczają zatem rozwiązania, które w praktyce powszechnie stosowano na terenach zanieczyszczonych metalami ciężkimi, polegające na immobilizacji zanieczyszczeń oraz zabiegach fitostabilizacji (Karczevska i Kabala 2010, Karczevska i in. 2015).

W każdym ze wskazanych przypadków zasadniczym kryterium decydującym o wyborze sposobu remediacji jest doprowadzenie stanu gleby, ziemi i wód gruntowych do stanu, w którym teren zanieczyszczony nie będzie stwarzał zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, a zatem – stanu, w którym ryzyko zdrowotne i ekologiczne zostanie zminimalizowane i doprowadzone do poziomu akceptowalnego.

Definicja i cele remediacji określone w polskim prawie zostały przygotowane w oparciu o – niezaakceptowaną – propozycję Dyrektywy Glebowej (COM 2006) i są zgodne z koncepcją remediacji powszechnie przyjętą w Europie i w świecie (Russel 2011, Wong 2012).

WNIOSKI

Nowe zasady oceny stanu zanieczyszczenia gleb oparte na ocenie ryzyka środowiskowego, w tym zdrowotnego oraz ekologicznego, zyskują coraz większe znaczenie w prawodawstwie. Takie podejście, choć skomplikowane, czasochłonne i kosztowne, wydaje się znacznie bardziej uzasadnione niż ocena oparta wyłącznie na arbitralnie wyznaczonych wartościach standardów. Zmiany wprowadzone w tym aspekcie do polskiego prawa, zarówno w odniesieniu do sposobu oceny zanieczyszczenia gleb, jak i celów oraz sposobów remediacji, należy potraktować jako krok w dobrym kierunku. Dotychczas kontekst oceny ryzyka

jedynie z rzadka uwzględniany był – na różnym poziomie szczegółowości – w ocenie stanu zanieczyszczenia gleb niektórych terenów przemysłowych na obszarze kraju, na przykład w pionierskich pracach zespołu IETU dotyczących rafinerii w Czechowicach (Worsztynowicz i in. 1998) oraz zakładów hutniczych i metalurgicznych (Wcisło 1998, Wcisło i in. 2002), terenów górniczych w rejonie Bukowna (Gruszecka 2010, Gruszecka i Helios-Rybicka 2009) lub silnie zanieczyszczonych gleb ogrodów działkowych w sąsiedztwie zakładów Hutmen we Wrocławiu (Kubicz 2014). Metody oceny ryzyka ekologicznego zastosowano do badań zanieczyszczenia gleb użytków rolnych (Klimkowicz-Pawlas i in. 2012, 2013). Należy oczekiwać, że nowa metodologia oceny stanu zanieczyszczenia będzie podstawą do podjęcia kolejnych, bardziej kompleksowych i interdyscyplinarnych, prac naukowych, między innymi na obszarach występowania historycznych zanieczyszczeń w rejonach poprzemysłowych oraz zurbanizowanych. Niewątpliwie wprowadzone zmiany przepisów polskiego prawa otwierają perspektywę dla podjęcia, a także finansowania, badań służących rzeczywistemu ograniczeniu ryzyka środowiskowego na tego typu obszarach.

LITERATURA

- Aldenberg T., Jaworska J.S., Traas T.P., 2002. Normal species sensitivity distributions and probabilistic ecological risk assessment. [In:] Species sensitivity distributions in ecotoxicology (Posthuma L., Suter G.W. II, Traas T.P., Editors). Lewis, Boca Raton, FL, USA: 49–102.
- Anderson E.L., 1983. Carcinogen assessment group of US Environmental Agency. The use of quantitative approaches to assess cancer risk. *Risk Analysis* 3: 277–295.
- Antonkiewicz J., Pełka R., 2014. Fractions of heavy metals in soil after the application of municipal sewage sludge, peat, and furnace ash. *Soil Science Annual* 65(3): 118–125.
- Arias-Estévez M., López-Periago E., Martínez-Carballo E., Simal-Gándara J., Mejuto, J.C., García-Río L., 2008. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123(4): 247–260.
- ATSDR 2016a. Agency for Toxic Substance and Disease Registry. Minimal Risk Levels (MRLs) List. March 2016. <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/mrllist.asp>
- ATSDR 2016b. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxic Substances Portal. Toxicological profiles. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>
- Backhaus T., Faust M., 2012. Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: a conceptual framework. *Environmental Science & Technology* 46(5): 2564–2573.
- Bardos P., Lewis A., Nortcliff S., Mantiotti C., Marot F., Sullivan T., 2003. CLARINET report "Review of Decision Support Tools for Contaminated Land and their Use in Europe". Austrian Federal Environment Agency, on behalf of CLARINET, Vienna, Austria.
- BBodSchV, 1999. Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999. *Bundesgesetzblatt I*, 1554, Germany.
- Benjamin S.L., Belluck D.A., 2001. A practical guide to understanding, managing, and reviewing environmental risk assessment reports. CRC Press.
- Biesiada M., Bubak A., 2001. Podstawy oceny środowiskowego ryzyka zdrowotnego. Instytut Medycyny Pracy i Zdrowia Środowiskowego, Sosnowiec: 29–38.
- Biesiada M., 2001. Symulacje numeryczne w ocenie ryzyka. Instytut Medycyny Pracy i Zdrowia Środowiskowego, Sosnowiec: 115–120.
- Burmaster D.E., Anderson P.D., 1994. Principles of good practice for the use of Monte Carlo techniques in human health and ecological risk assessments. *Risk Analysis* 14(4): 477–481.
- Burton Jr. G.A., Chapman P.M., Smith E.P., 2002. Weight-of-Evidence approaches for assessing ecosystem impairment. *Human and Ecological Risk Assessment* 8: 1657–1673.
- Calow P.P., 2009. Handbook of environmental risk assessment and management. John Wiley & Sons.
- Carlou C., 2007. Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. European Commission, Joint Research Centre, ISPRA.
- CCME 1999. A framework for ecological risk assessment: General Guidance. The National Contaminated Sites Remediation Program. Canadian Council of Ministers of the Environment, Canada.
- 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., 1997. General Guideline for using the Sediment Quality Triad. *Marine Pollution Bulletin* 34: 368–372.
- COM 2006a. Thematic Strategy for Soil Protection. 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. 22 September 2006. Brussels.
- COM 2006b. 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. COM(2006) 232 final – COD 2006/0086 Brussels, Belgium.
- Dec D., 2014. Assessment of the microbiological activity in agricultural and urban soils. Ocena aktywności mikrobiologicznej w glebach rolniczych i miejskich. *Soil Science Annual* 65(4): 156–160.
- DEFRA 2011. Department for Environment, Food and Rural Affairs, UK. Guidelines for Environmental Risk Assessment and Management. Green Leaves III. Revised Departmental Guidance Prepared by Defra and the Collaborative Centre of Excellence in Understanding and Managing Natural and Environmental Risks, Cranfield University.
- DEFRA 2006. Assessing Risks from Land Contamination – A Proportionate Approach. Soil Guideline Values: the Way Forward. Report CLAN 6/06. Defra: London.
- DYREKTYWA IED 2010. Dyrektywa 2010/75/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 24 listopada 2010 r., zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola – Dz.U. UE L 334 z 17.12.2010.
- ECB, 2003. European Chemical Bureau. 2003. European Commission Technical Guidance. Document on Risk Assessment. European Commission Joint Research Centre. EUR 20418.

- ECETOC, 2001. Exposure Factors Sourcebook for European Populations, with focus on UK Data. Technical Report No.79.
- ECOTOX. 2016. Ecotox Knowledge Base. U.S. Environmental Protection Agency, Washington. <http://www.epa.gov/ecotox>
- EEA 1998. Environmental Risk Assessment – Approaches, Experiences and Information Sources. Environmental issue report No 4. Copenhagen.
- EnHealth 2001. Health-based soil investigation levels. EnHealth Council, Australia
- EXTOXNET 2016. The EXtension TOXicology NETwork. InfoBase. <http://extoxnet.orst.edu>
- Finizio A., Calliera M., Vighi M., 2001. Rating systems for pesticide risk classification on different ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 49(3): 262–274.
- Gibczyńska M., Stankowski S., Hury G., Kuglarz K., 2014. Effects of limestone, ash from biomass and compost use on chemical properties of soil. Wpływ stosowania wapna, popiołu z biomasy i kompostu na właściwości chemiczne gleby. *Soil Science Annual* 65(2): 59–64.
- Gruszecka A., 2010. Praktyczne zastosowanie oceny ryzyka środowiskowego i zdrowotnego na przykładzie obszarów składowania odpadów przemysłowych w Bukownie k. Olkusza i w Mansfeld. [W:] Rajchel J. (red.) Jubileusz Katedry Geologii Ogólnej, Ochrony Środowiska i Geoturystyki AGH 1920–2010, Wydawnictwa AGH, Kraków: 61–72.
- Gruszecka A., Helios-Rybicka E., 2009. Pb, Tl i As w wodach, osadach i glebach w otoczeniu składowisk odpadów popłytacyjnych w rejonie Bukowna – ocena ryzyka ekologicznego. *Geologia. AGH w Krakowie* 35(2/1): 233–242.
- Gworek B., Barański A., Czarnowski K., Sienkiewicz J., Porębska G., 2000. Procedura oceny ryzyka w zarządzaniu gruntami zanieczyszczonymi metalami ciężkimi. Wydawnictwo IOŚ, Warszawa.
- HEAST 1997. Health Effects Assessment Summary Tables. U.S. Environmental Protection Agency, Washington.
- IARC 2016. International Agency for Research on Cancer (WHO). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk to Humans. <http://monographs.iarc.fr/>
- IRIS 2016. US EPA Integrated Risk Information System. A–Z List of Substances. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList>
- ISO/DIS 19204, 2015. Soil quality – Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (TRIAD approach). Projekt dostępny w języku angielskim. Opublikowano: 2015-07-27.
- ISO/DIS 18504, 2015. Soil quality – Guidance on sustainable remediation. Projekt dostępny w języku angielskim. Opublikowano: 2015-11-12.
- ITRC 2008. US EPA Interstate Technology & Regulatory Council. Use of Risk Assessment in Management of Contaminated Sites. RISK-2. Risk Assessment Resources Team, Washington, DC, USA.
- Jakubus M.B., Tatuśko N., 2015. Przegląd wybranych biologicznych metod oceny stanu środowiska naturalnego. *Inżynieria Ekologiczna* 42: 78–86.
- Jeffries J., 2009. DEFRA (UK) Science Report – CLEA Software (Version 1.05) Handbook. Environment Agency, Bristol. https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/455747/LIT_10167.pdf
- Jensen J., Mesman M., 2006. Ecological risk assessment of contaminated land-decision support system for site specific investigation. RIVM report No 711701047.
- Jeske A., 2014. Use of innovative and advanced computer simulations of chemical speciation of heavy metals in soils and other environmental samples. Wykorzystanie zaawansowanych programów komputerowych do specjacji metali ciężkich w glebach i innych próbkach środowiskowych. *Soil Science Annual* 65(2): 65–71.
- Johnson B.T., 2005. Microtox® acute toxicity test. In Small-scale freshwater toxicity investigations. Springer Netherlands: 69–105.
- Kabata-Pendias A., Motowicka-Terelak T., Piotrowska M., Terelak H., Witek T., 1993. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. *IUNG, Puławy* 35: 5–15.
- Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Motowicka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Filipiak K., Krakowiak A., Pietruch C., 1995. Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metafile ciężkie, siarka i WWA. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Kalembkiewicz J., Sitarz-Palczak E., Socho E., Nowak D., Trojan I., 2014. Mobile fractions in dustfall and possible migration of metals to soil. Badania mobilnych frakcji metali w opadzie pyłowym i możliwość migracji metali do gleby. *Soil Science Annual* 65(3): 126–129.
- Karczeńska A., 2014. Historically contaminated sites and their remediation in the light of act on environmental protection amended in 2014 – selected cases from south-western Poland. *Zeszyty Naukowe UP we Wrocławiu, Rolnictwo* 607: 51–62.
- Karczeńska A., Kabala C., 2010. Gleby zanieczyszczone metalami ciężkimi i arsenem na Dolnym Śląsku – potrzeby i metody rekultywacji. *Zeszyty Naukowe UP we Wrocławiu, Rolnictwo* 576: 59–80.
- Karczeńska A., Mocek A., Goliński P., Mleczek M., 2015. Phytoremediation of copper-contaminated soils. [In:] *Phytoremediation. Management of Environmental Contaminants* (Ansari A.A., Editor). Springer International Publishing AG: 143–170.
- Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., 2012. 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* 10(1): 675–680.
- Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., 2013. Metody oceny ryzyka ekologicznego terenów narażonych na oddziaływanie zanieczyszczeń organicznych. *Studia i Raporty IUNG-PiB* 35(9): 97–118.
- Köhne J.M., Köhne S., Šimůnek J., 2009. A review of model applications for structured soils: b) Pesticide transport. *Journal of Contaminant Hydrology* 104(1): 36–60.
- Krześlak A., Palczewska-Tulińska M., 2015. Ocena bezpieczeństwa chemicznego w rozporządzeniu REACH jako element identyfikacji i kontroli ryzyka stwarzanego przez substancje chemiczne. *Chemik* 69(4): 182–191.
- Kubicz J., 2014. Ocena ryzyka zdrowotnego ogrodów działkowych Wrocławia. *Ekonomia i Środowisko*, 1: 154–163.
- Kuśmierz A., Kisiel M., 2014. Analiza stanu gleb w raportach o oddziaływaniu na środowisko wybranych obiektów gospodarki odpadami. *Soil Science Annual* 65(4): 161–169.
- Kuziemska B., Wieremiej W., Jaremko D., Bik B., Trębicka J., Klej P., 2015. Effect of liming and addition of organic materials to the nickel content in biomass of cocksfoot and his fractions in soil contaminated with this element. *Soil Science Annual* 66 (1): 10–16
- Laskowski R., 1995. Some good reasons to ban the use of NOEC, LOEC and related concepts in ecotoxicology. *Oikos* 73: 140–144.
- Laskowski R., Kramarz P., Jepson P. 1998. Selection of species

- for soil ecotoxicity testing. [In:] H. Lükke & C.A.M. van Gestel (eds), Handbook of soil invertebrate toxicity tests. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester: 21–32.
- Laskowski R., Migula P., 2004. Ekotoksykologia: od komórki do ekosystemu. PWRiL, Warszawa.
- Luck G.W., Daily G.C., Ehrlich P.R., 2003. Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution* 18(7): 331–336.
- Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B., 2008. Soil reference materials in ecotoxicity testing – Application of the concept of EURO-Soils to soils from Poland. *Polish Journal of Environmental Studies* 17(2): 257–266.
- Merrington G., Crane M., Ashton D., Benstead R., 2008. Guidance on the use of soil screening values in ecological risk assessment. Science report SC070009/SR2b. Environment Agency, United Kingdom.
- Nathanail C.P., Earl N., 2001. Human Health Risk Assessment: Guideline Values and Magic Numbers Issues in Environmental Science and Technology No. 16. Assessment and Reclamation of Contaminated Land. The Royal Society of Chemistry: 85–101.
- NEPC 2013. Assessment of Site Contamination. Measure, Schedule B(5a), Guideline on Ecological Risk Assessment, National Environment Protection Council, F2013L00768, Adelaide, Australia.
- Niklińska M., Chodak M., Laskowski R., 2005. Ekologiczne metody oceny skutków zanieczyszczenia gleb. Uniwersytet Jagielloński, Kraków.
- PAN 2016. The Pesticide Action Network (PAN) Pesticide Database. <http://www.pesticideinfo.org/>
- Perrodin Y., Boillot C., Angerville R., Donguy G., Emmanuel E., 2011. Ecological risk assessment of urban and industrial systems: A review. *Science of the Total Environment* 409: 5162–5176.
- PN-EN ISO 11348-2:2008 – wersja angielska. Jakość wody – Oznaczanie inhibicyjnego działania próbek wody na emisję światła przez *Vibrio fischeri* (badanie na bakteriach luminescencyjnych).
- PN-ISO 2010a. PN-ISO 15800:2010P. Jakość gleby. Charakteryzowanie gleby pod kątem narażenia człowieka.
- PN-ISO 2010b. PN-ISO 17616:2010P. Jakość gleby. Zasady wyboru i oceny biotestów do ekotoksykologicznej charakterystyki gleby i materiałów glebowych.
- PN-ISO 2007. PN-ISO 15799:2007P. Jakość gleby. Zasady dotyczące ekotoksykologicznej charakterystyki gleb i materiałów glebowych.
- Rozporządzenie MS, 2002. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. Dz.U. 2002, 165, 1359.
- Rozporządzenie MS, 2015. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych. Dz. U. 2015, 257.
- Rozporządzenie MS 2016a. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie działań naprawczych. Dz.U. 2016, 1396.
- Rozporządzenie MS, 2016b. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie kryteriów oceny wystąpienia szkody w środowisku. Dz.U. 2016, 1399.
- Rozporządzenie MS, 2016c. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. Dz.U. 2016, 1395.
- Rozporządzenie WE, 2006. REACH. Rozporządzenie (WE) nr 1907/2006 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 18 grudnia 2006 r. w sprawie rejestracji, oceny, udzielania zezwoleń i stosowanych ograniczeń w zakresie chemikaliów (REACH).
- Rozporządzenie WE, 2009. Rozporządzenie WE 1107/2009 Parlamentu i Rady Europy dotyczące wprowadzania do obrotu środków ochrony roślin i uchylające dyrektywy 79/117/EWG i 91/414/EWG.
- Russel D.L., 2011. Remediation manual for contaminated sites. CRC Press.
- Rutgers M., Jensen J., 2011. Site-specific ecological risk assessment. [In:] Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application (Swartjes F.A., Editor). Springer: 693–720.
- Sándor G., Szabó G., 2014. Influence of human activities on the soils of Debrecen, Hungary. Wpływ działalności ludzkiej na gleby Debreczyna, Węgry. *Soil Science Annual* 65(1): 2–9.
- Semenzin E., Critto A., Rutgers M., Marcomini A., 2008. Integration of bioavailability, ecology and ecotoxicology by three lines of evidence into ecological risk indexes for contaminated soil assessment. *Science of the Total Environment* 389: 71–86.
- Semenzin E., Critto A., Rutgers M., Marcomini, A., 2009. DSS-ERAMANIA: decision support system for site-specific ecological risk assessment of contaminated sites. In Decision Support Systems for Risk-Based Management of Contaminated Sites. Springer: 1–33.
- Šimůnek J., van Genuchten M.T., Šejna M., 2008. Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages and related codes. *Vadose Zone Journal* 7(2): 587–600.
- Stuczyński T., Siebielec G., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Gawrysiak L., 2004. Wyznaczanie obszarów, na których przekroczone są standardy jakości gleb. Poradnik metodyczny dla administracji. Biblioteka Monitoringu Środowiska. IOŚ, Warszawa.
- Sutter G.W II., Efrogmson R.A., Sample B.E., Jones D.S., 2000. Ecological risk assessment for contaminated sites. CRC Press.
- Swartjes F.A., Carlon C., De Wit N.H., 2008. The possibilities for the EU-wide use of similar ecological risk-based soil contamination assessment tools. *Science of the Total Environment* 406: 523–529.
- Swartjes F.A., d'Allesandro M., Cornelis Ch., Wcisło E., Muller D., Hazebrouck B., 2009. Towards consistency in risk assessment tools for contaminated site management in the EU. The HERACLES strategy from the end of 2009 onwards. RIVM Letter Report 711701091 /2009. National Institute for Public Health and the Environment, The Netherlands.
- Swartjes F.A., Rutgers M., Lijzen J.P.A., Janssen P.J., Otte P.F., Wintersen A., Brand E., Posthuma L., 2012. State of the art of contaminated site management in The Netherlands: Policy framework and risk assessment tools. *Science of the Total Environment* 427/428: 1–10.
- Swartjes F.A., 2002. Variation in calculated human exposure: Comparison of calculations with seven European human exposure models. RIVM report 711701030, March 2001. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- Thompson K.C., Wadhia K., Loibner A.P., 2005. Environmental toxicity testing. Blackwell, CRC Press.
- Traczevska T.M., 2011. Biologiczne metody oceny skażenia środowiska. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej.
- US EPA, 1980. Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act of 1980, USA.
- US EPA, 1983. Risk assessment in the Federal Government: Managing the process. National Research Council. National Academy Press. Washington DC, USA.
- US EPA, 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund. Vol. I. Human Health Evaluation Manual. Part A. Interim Final. EPA/540/1-89/002. Office of Emergency and Remedial Response. US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

- US EPA, 1996. United States Environmental Protection Agency. Soil Screening Guidance: User's Guide Office of Emergency and Remedial Response EPA/540/R-96/018 Washington, DC 20460.
- US EPA, 1998. Guidelines for Ecological Risk Assessment. EPA/630/R-95/002F. Risk Assessment Forum, Washington: 124 pp.
- US EPA 2016a. IRIS. Basic Information about the Integrated Risk Information System. <https://www.epa.gov/iris/basic-information-about-integrated-risk-information-system>
- US EPA, 2016b. Risk Assessment. <https://www.epa.gov/risk>
- US EPA 2016c. Generic Ecological Assessment Endpoints (GEAEs) For Ecological Risk Assessment: Second Edition With Generic Ecosystem Services Endpoints Added. EPA/100/F15/005. July 2016 <https://www.epa.gov/osa>
- Ustawa 1989. Ustawa z dnia 17 maja 1989 r. – Prawo geodezyjne i kartograficzne (Dz.U. 2015.520, z późn. zm.).
- Ustawa 2001a. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. Tekst jednolity z 2013 r. Dz.U. 2013.1232.
- Ustawa 2001b. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. Tekst jednolity: Dz.U. 2016.672, z późn. zm.
- Ustawa 2007. Ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie. Tekst jednolity: Dz.U. 2014.1789, z późn. zm.
- Ustawa, 2014. Ustawa z dnia 11 lipca 2014 r. o zmianie ustawy Prawo ochrony środowiska oraz niektórych innych ustaw. Dz.U. 2014.1101.
- van Genuchten M.Th, Leij F.J., Yates S.R., 1991. The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturation Soils. U.S. Environmental Protection Agency, R. S. Kerr Environmental Research Laboratory Office of Research and Development, Ada, Oklahoma.
- van Gestel C.A., Jonker M., Kammenga J.E., Laskowski R., Svendsen C., 2016. Mixture toxicity: linking approaches from ecological and human toxicology. CRC Press.
- Wcisło E., 1998. Ocena ryzyka jako metoda wspomagająca proces decyzyjny w zakresie oczyszczania terenów poprzemysłowych. Materiały II Międzynarodowego Seminarium Ekologicznego: Odzyskiwanie terenów poprzemysłowych. Problemy Sozologiczne Aglomeracji Miejsko-Przemysłowych. Komitet Inżynierii Środowiska PAN. Biuletyn (1b): 111–123.
- Wcisło E., 2009. Ocena ryzyka zdrowotnego w procesie remediacji terenów zdegradowanych chemicznie – procedury i znaczenie. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok, Poland.
- Wcisło E., 2012. Polish soil quality standards versus risk-based soil screening levels for metals and arsenic. Human and Ecological Health Risk Assessment 18(3): 569–587.
- Wcisło E., Gzyl J., Krupanek J., 2003. NORISC (Network Oriented Risk-assessment by In-situ Screening of Contaminated sites). Report on critical view on human health risk assessment procedures used in Europe and the US. Deliverable 19. Institute for Ecology of Industrial Areas, Katowice, Poland.
- Wcisło E., Ioven D., Kucharski R., Szdziej J., 2002. Human health risk assessment case study: an abandoned metal smelter site in Poland. Chemosphere 47: 507–515.
- Website 1: <https://www.hydrus3D.com>.
- Website 2: <https://www.soilvision.com/products/svoffice5/svchem/ge>.
- Wong M.H., 2012. Environmental contamination: Health risks and ecological restoration. CRC Press.
- Worsztynowicz A., Tien A., Rzychoń D., Ulfig K., 1998. Bioremediacja gruntów zanieczyszczonych ropopochodnymi w Rafinerii Czechowice. Materiały II Międzynarodowego Seminarium Ekologicznego: Odzyskiwanie terenów poprzemysłowych. Problemy Sozologiczne Aglomeracji Miejsko-Przemysłowych. Komitet Inżynierii Środowiska PAN. Biuletyn (1b): 140–143.

Received: October 20, 2016

Accepted: April 11, 2017

Associated editor: J. Chojnicki

Environmental risk assessment as a new basis for evaluation of soil contamination in Polish law

Abstract: This paper discusses new regulations on the assessment of soil contamination and the principle rules for remediation of contaminated sites included in the Environmental Protection Act, amended in 2014., as well as in related implementing legislation of 2016. In place of soil quality standards and the requirement to bring soil to the state that meets the standards, the new rules of contamination assessment and new remediation criteria have been introduced, based on environmental risk assessment. Similar rules are becoming increasingly common in many countries. This article provides general knowledge on the principles for the assessment of environmental risks associated with soil contamination, taking into account its two fundamental aspects: human health risk and environmental risk. On this background, the paper presents the principles of the assessment on soil contamination contained in the Regulation 1395 (2016) of the Minister of the Environment, as well as the rules for the choice of remediation method and design of remedial actions that should be basically aimed to eliminate the risk to human health and the environment.

Keywords: soil contamination, contamination assessment, human health risk, ecological risk, remediation