

Beata Jurga

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

INDEKS FOSFOROWY JAKO NARZĘDZIE DO SZACOWANIA RYZYKA STRAT FOSFORU DO WÓD¹

Słowa kluczowe: fosfor w glebie, nawozy fosforowe, indeks fosforowy

Wstęp

Właściwe zarządzanie składnikami mineralnymi jest kwestią kluczową dla opłacalności produkcji rolniczej i dla zrównoważonego wykorzystania i gospodarowania zasobami środowiska. Azot (N) i fosfor (P) są tymi składnikami nawozowymi, którym poświęca się najwięcej uwagi zarówno wśród badaczy, jak i praktyków, dlatego że to one stanowią podstawę opłacalnej produkcji rolnej, jak również w największym stopniu oddziałują na ekosystemy. Dyrektywa azotanowa² uchwalona na początku lat 90., jest wyrazem dążeń społeczeństw europejskich do ochrony zbiorników wodnych przed zanieczyszczeniami wód związkami azotu poprzez stosowanie najlepszych praktyk rolniczych. Jednym z działań podjętych na skutek przyjętej dyrektywy było wyznaczenie Obszarów Szczególnie Narażonych na odpływ azotu ze zlewni rolniczych (OSN-ów). Obszary takie wyznaczono na podstawie stopnia zanieczyszczenia wód oraz zakresu wpływu działalności rolniczej i analizy warunków środowiskowych zlewni. W 2012 r., po podsumowaniu wcześniej przyjętych rozwiązań oraz ocenie ich efektywności, liczba OSN-ów została poddana weryfikacji. W jej wyniku w Polsce ustanowiono 48 OSN-ów o łącznym obszarze 13935,06 km², co stanowi 4,46% powierzchni i odpowiada 7,36% użytków rolnych kraju.

Właściwemu zarządzaniu fosforem jak dotąd nie poświęcano tyle uwagi, jednakże wyczerpujące się i ograniczone zasoby tego składnika zmuszają do kompleksowego rozpoznania mechanizmów pobierania P przez rośliny, jego przemian w glebie i co

¹ Opracowanie wykonano w ramach zadania 3.1 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

² Dyrektywa Rady 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniem powodowanym przez azotany pochodzące ze źródeł rolniczych.

równie ważne – procesów determinujących straty P z produkcji rolniczej. Zidentyfikowaniu obszarów szczególnie narażonych na straty fosforu służy narzędzie, jakim jest indeks fosforowy (P-Indeks). Bazuje on na koncepcji źródła i dróg transportu fosforu. Pod pojęciem „źródło” należy rozumieć wszelkie czynniki wpływające na ilość P, która może być wyemitowana do wód, a więc: zawartość różnych form P w glebie oraz ilość P wniesionego na pole z nawozami naturalnymi i mineralnymi. Wobec powszechnej wiedzy o wpływie stosowanej techniki i terminu aplikacji na ilość rozproszonego P, czynniki te również uznaje się za parametry źródła. Pod pojęciem „transportu fosforu” kryją się czynniki, które w sposób bezpośredni i pośredni oddziałują na wielkość i sposób rozpraszania P z rolnictwa. Zaliczymy do nich m.in.: rodzaj i uziarnienie gleby, spadek terenu, ale również rodzaj upraw czy wielkość opadu. Celem pracy jest przedstawienie rozwiązań stosowanych w różnych krajach do oceny strat fosforu do wód z wykorzystaniem indeksu fosforowego.

Przemiany fosforu i drogi strat

Fosfor jako pierwiastek biogeny jest niezbędny do prawidłowego wzrostu i plonowania roślin. Funkcje fizjologiczne fosforu są dobrze rozpoznane i dokładnie opisane w literaturze. Pierwiastek ten nie tylko buduje nić DNA i stanowi niezbędny składnik szeregu związków organicznych i wielu enzymów, ale za pośrednictwem wysokoenergetycznych związków fosforanowych typu ADP lub ATP staje się głównym przenośnikiem i akumulatorem energii w procesach biochemicznych. Jako czynnik warunkujący wielkość i jakość plonów stanowi obok azotu główny składnik wnoszony do gleby z nawozami mineralnymi i naturalnymi. W Polsce ok. 41% gleb charakteryzuje się wysoką i bardzo wysoką zawartością fosforu, a 33% gleb zawartością niską i bardzo niską (18). Według danych GUS w sezonie rolniczym 2011/2012 zużyto łącznie 371 tys. ton nawozów fosforowych w przeliczeniu na czysty składnik, co odpowiada 24,6 kg P·ha⁻¹ użytków rolnych (9).

W glebach istnieje duże zróżnicowanie form fosforu. Do najczęściej występujących w roztworze glebowym należą mineralne i organiczne związki P, trudno rozpuszczalne związki z żelazem, glinem czy wapniem, słabo związane z fazą stałą gleby, związane przez minerały ilaste i związki próchnicze oraz nierozpuszczalne związki organiczne, jak próchnica glebowa czy biomasa glebowa (23, 30). W związku z dużym zróżnicowaniem występujących form P istnieje również szereg wskaźników opisujących zawartość fosforu w glebie. Do najczęściej wykorzystywanych należy ocena zawartości przyswajalnych form P według Eigera i Riehma bądź Mehlicha-3, czy ocena stopnia wysycenia gleby fosforem DPS (degree of P saturation).

Igras i Fotyma (15) wskazali trzy główne drogi strat P z gleb do wód w warunkach Polski. Są to: spływ powierzchniowy, pobranie przez rośliny i wymywanie z gleb. Jak wynika z badań w lizymetrach, straty fosforu na drodze wymywania są w warunkach Polski mało istotne (22, 33). Niektóre badania modelowe sugerują

jednak, że pionowy ruch związków fosforu i przedostawanie się ich w głąb profilu glebowego (w wyniku spływu kapilarnego i makroporami – ang. preferential flow) do wód podziemnych może być odpowiedzialne za 6–11% całkowitych strat fosforu w dorzeczu odpowiednio Wisły i Odry (15). Zlewnia Odry charakteryzuje się większym stopniem intensyfikacji rolnictwa w porównaniu ze zlewnią Wisły, co sugeruje, że wieloletnie stosowanie dużych dawek nawozów fosforowych może powodować przekroczenie pojemności buforowej gleby względem P i straty składnika również na drodze wymywania.

Powszechnie wykorzystywanym narzędziem do zarządzania fosforem w rolnictwie jest bilansowanie tego składnika w skali pola lub gospodarstwa. Niewątpliwą zaletą takiego podejścia jest możliwość zoptymalizowania dawek nawozów fosforowych i dostosowania ich do potrzeb konkretnej uprawy. Nie daje ono jednak odpowiedzi na pytanie o istnieniu sprzyjających warunków do transportu P rozpuszczonego lub osadzonego na cząstkach gleby do wód. Wykorzystywane w praktyce testy glebowe (np. Egnera-Riehma czy Mehlich-3) informują o zawartości dostępnego dla roślin P w glebie, natomiast nie informują o ilości P, którą gleba może przyjąć bez obawy o zwiększenie wymywania.

Saldo fosforu liczone dla terytorium Polski według schematu „u wrót gospodarstwa” (20) za okres 2004–2006 wykazało straty fosforu z rolnictwa łącznie w ilości 92 tys. ton (15). Nadmiar ten można podzielić na ilość rozproszonego P do środowiska oraz ilość P akumulującego się w glebie. Z tego szacuje się, że ok. 5,5 tys. ton P to straty w wyniku wymywania z gleby, 18 tys. ton to straty na skutek spływów powierzchniowych (czyli straty bezpośrednie do wód to sumarycznie 23,5 tys. ton P!), zaś pozostałe 68,8 tys. ton to ilość fosforu rocznie gromadzona w glebie (25). Dane o ilości rozproszonego P z rolnictwa przedstawione przez Igrasa i Fotymę (15) są porównywalne z danymi Sapka (25), według którego nadmiar fosforu w Polskim rolnictwie łącznie wynosi 106 tys. ton. Szacuje się, że ok. 38 tys. ton, tj. ok. 55% zakumulowanej puli fosforu w glebie występuje w formie łatwo przyswajalnej przez rośliny, zaś pozostała część, po przekroczeniu pojemności buforowej gleby, również w pewnych warunkach może zostać rozproszona do wód. Za wiarygodnością przedstawionych wartości przemawia fakt, że niemal identyczne wyniki strat fosforu uzyskano metodą bilansu „u wrót gospodarstwa” (15).

Większość głównych upraw pobiera azot (N) i fosfor w stosunku ok. N:P = 8 (6). Tymczasem w naturalnych nawozach ten stosunek jest znacznie węższy i wynosi średnio N:P = 4 (28), ale dla pomiotu kurzego stosunek ten wynosi już tylko N:P = 2,5. Dawki nawozów naturalnych są z reguły dostosowane do potrzeb pokarmowych roślin względem azotu. Pojawia się wówczas problem, dotyczący zwłaszcza terenów o skoncentrowanej produkcji zwierzęcej, nagromadzenia w glebie nadmiaru P, co stwarza ryzyko emisji tego pierwiastka do wód glebowych. Stosowanie zaś nawozów mineralnych jest ograniczone poniesionymi nakładami materialnymi, stąd

częściej rolnicy usiłują dostosować ilość zastosowanych nawozów do rzeczywistych potrzeb roślin i ryzyko przedawkowania P ze źródeł mineralnych jest mniejsze (28).

Emisja fosforu do wód stanowi poważne zagrożenie środowiskowe w postaci eutrofizacji wód. Fosfor w wodach stymuluje wzrost alg i sinic do krytycznego punktu, kiedy z powodu braku tlenu następuje rozkład ich biomasy. Podczas rozkładu ma miejsce dalsze zużycie tlenu, co powoduje redukcję bioróżnorodności, degradację ekosystemów i szkody dla gospodarki rybackiej. Dodatkowo, podczas rozkładu materii organicznej powstają odory zmniejszające także wartość estetyczną, rekreacyjną i ekonomiczną środowiska wodnego. Niektóre szczepy sinic wydzielają szkodliwe toksyny mogące wyeliminować wykorzystywanie zbiornika do celów rekreacyjnych i zaopatrzenia w wodę pitną (30).

Pomimo tego, że zgodnie z wynikami Państwowego Systemu Monitoringu za lata 1992–2010 ilość fosforu odprowadzanego wodami do Bałtyku systematycznie się zmniejsza, to jednak wciąż straty z terytorium Polski są znaczące. W 2007 r. odpływ fosforu ze zlewni Polski do Bałtyku (pomniejszony o procesy retencji, samooczyszczania się rzek) wyniósł 9,7 tys. ton, z czego szacowany udział rolnictwa to 5,4 tys. ton (15), zaś w roku 2008 odprowadzono z terytorium Polski 8,1 tys. ton P, co stanowiło 28% całkowitej emisji fosforu dostarczonej do Bałtyku (12).

Istnieje w związku z tym potrzeba opracowania narzędzi umożliwiających zidentyfikowanie obszarów wrażliwych na straty fosforu i pozwalających zarządzać rozpoznanymi stratami. Dotychczas w Polsce do oceny ryzyka zanieczyszczenia wód wykorzystywano głównie wskaźniki agrochemiczne. Klasyfikacja zasobności gleby w ten pierwiastek jest jednak ukierunkowana na oczekiwaną reakcję plonową roślin i nie informuje o wielkości ryzyka strat P z gleby i stopniu zanieczyszczenia środowiska wodnego (29). Wiele wyników badań pokazuje, że ilość fosforu oznaczonego w próbie glebowej nie jest wiarygodną informacją o ryzyku zanieczyszczenia wód. Dotychczasowe podejście bazujące na testach glebowych nie odzwierciedla bowiem ryzyka spływu powierzchniowego do rzek, trudniej daje się też przełożyć na mierniki ilościowe. Badania prowadzone pod auspicjami National Phosphorus Research Project (USA) pokazują, że ilość P w odpływających wodach jest skorelowana z wynikiem testów glebowych Mehlich 3 ($R^2 = 0,86$) wyłącznie na polach, które w ciągu ostatnich 6 miesięcy nie otrzymały żadnego nawożenia (26). Jeżeli natomiast nawożenie było stosowane, to niektóre badania wskazują nawet na brak związku między zawartością fosforu w glebie a faktycznym zanieczyszczeniem środowiska wodnego (26).

Koncepcja indeksu fosforowego

Indeks fosforowy został opracowany w USA jako narzędzie dla rolników, doradców rolnych oraz specjalistów zarządzających wodami. Indeks został wdrożony w 47 stanach USA i jest w powszechnym użyciu w wersjach dostosowanych do warunków klimatyczno-glebowych danego stanu. Jest on wykorzystywany do wyznaczania

obszarów szczególnie narażonych na straty fosforu oraz do zidentyfikowania praktyk sprzyjających takim stratom (29). Ocena szczegółowa obszaru pod kątem strat fosforu bazuje na wiedzy na temat przemian fosforu w glebie, mechanizmów jego przemieszczania w środowisku w określonych warunkach klimatycznych i przyrodniczo-topograficznych. W związku z tym, że ocenie podlegają obszary w zlewniach rolniczych, parametrami, które musiały znaleźć się w opracowaniu są też czynniki związane z rolnictwem, takie jak: ilość i rodzaj zastosowanych nawozów, sposób i czas ich aplikacji czy rodzaj upraw.

P-Indeks to stosunkowo proste narzędzie stworzone w latach 90. (19) do wyznaczenia podatności na rozpraszanie P do wód. Bazuje on na rozpoznaniu punktów krytycznych, to znaczy obszarów o wysokiej zawartości P w glebie lub na których stosowane są duże dawki P w nawozach przy jednoczesnym występowaniu warunków sprzyjających przemieszczaniu się fosforu do wód. Indeks w pierwotnej formie zawierał 9 parametrów charakteryzujących warunki strat P. Są to: zawartość P w wierzchniej warstwie gleby, dawki stosowanych nawozów naturalnych i mineralnych, sposoby aplikacji nawozów naturalnych i mineralnych, wielkość erozji glebowej, wielkość erozji wodnej i spływu powierzchniowego oraz dystans do najbliższego zbiornika wodnego lub cieku (19). Każdy parametr mógł przyjmować wartość od 0 do 8, a następnie był korygowany o współczynniki wagowe. Stosowano tu jeden z trzech możliwych schematów: addytywny, multiplikatywny i mieszany. W schemacie addytywnym czynniki źródła i transportu (skorygowane o współczynniki wagowe) są sumowane, dając wartość finalną Indeksu P (wciąż używane w wielu stanach USA) (29). W schemacie multiplikatywnym czynniki źródła mnożone się przez wartości czynników transportu i w ten sposób otrzymuje się wartość Indeksu P (Pensylwania Indeks). Trzecim stosowanym rozwiązaniem jest podejście łączone. Schemat addytywny powoduje, że obszary z małą zawartością P w glebie, ale wyjątkowo korzystnymi warunkami transportu mogą mieć wysoką wartość indeksu P. Takie podejście jest odejściem od koncepcji krytycznych obszarów ryzyka (6). Na przestrzeni lat oryginalny sposób wyznaczania P-Indeksu był wielokrotnie zmieniany i modyfikowany zarówno w USA, jak i w krajach europejskich (tab. 1).

Tabela 1

Zestawienie stosowanych w Europie narzędzi do szacowania strat fosforu opartych na indeksie fosforowym

Kraj	Uwagi	Źródło
Dania	modyfikacja Pensylwania P-Indeks	Andersen i Kronvang, 2006 (1)
Finlandia	narzędzie oryginalne	Tuhkanen i in., 2001 (24)
Norwegia	modyfikacja Pensylwania P-Indeks	Bechmann i in., 2005a (3)
Szwecja	warunkowy P-Indeks	Djordjic i Bergström, 2005 (7)
Wielka Brytania	narzędzie wskaźników fosforu PIT (od: Phosphorus Indicators Tool)	Heathwaite i in., 2003 (10)
Irlandia		Hughes i in., 2003 (14)

Źródło: Buczko i Kuchenbuch, 2007 (6), zmodyfikowane

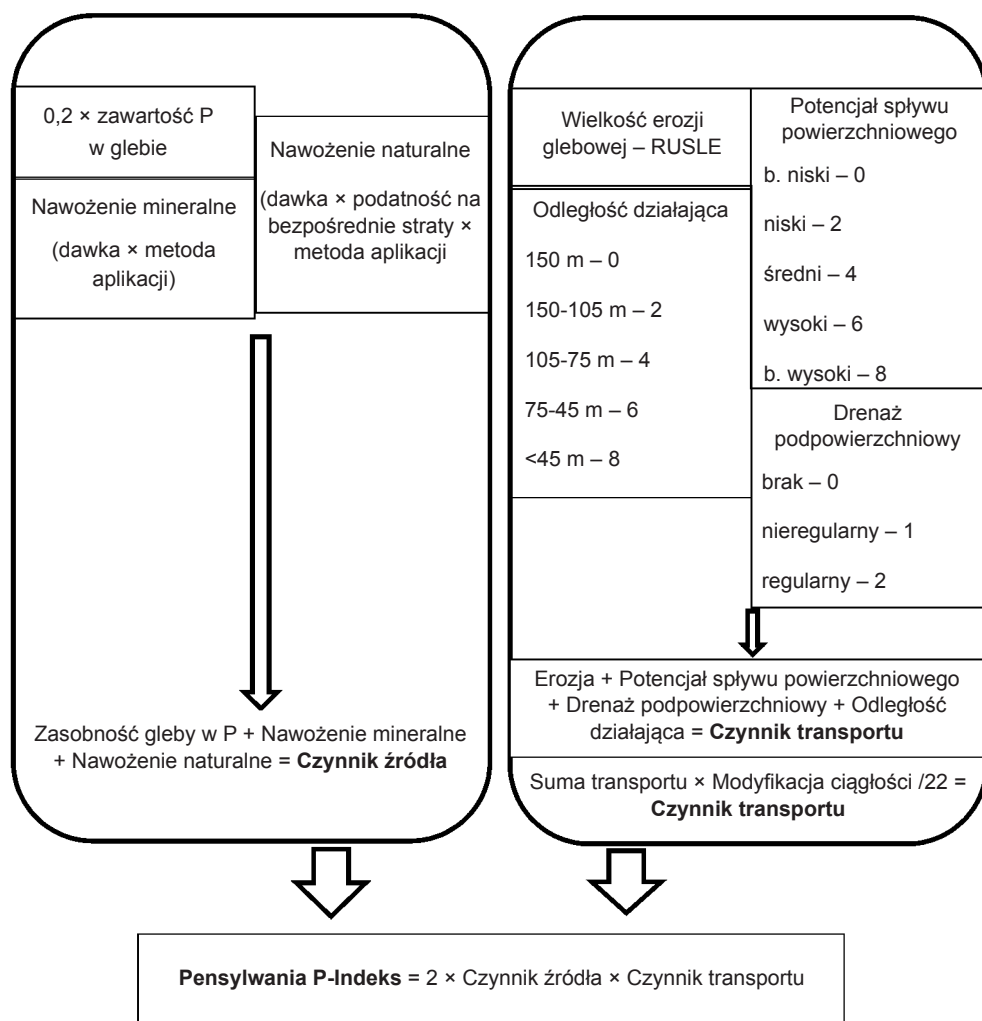
Nadal jedną z najpopularniejszych modyfikacji indeksu fosforowego jest jego wersja dla stanu Pensylwania w USA (Penn. P-Indeks).

Pensylwania P-Index

Podstawową zmianą dokonaną przez twórców tej wersji jest sposób uzyskiwania finalnej wartości indeksu: wielkość parametrów czynnika źródła jest mnożona przez wielkość parametrów transportu (5), zgodnie z poniższym równaniem:

$$\text{Pensylwania P-ndeks} = 2 \times \text{Czynnik źródła} \times \text{Czynnik transportu}$$

W tej wersji P-Indeksu istnieją dwa etapy oceny: wstępna i szczegółowa. Wstępna ocena obszaru pod kątem ryzyka strat fosforu ma za zadanie zidentyfikowanie terenów szczególnie narażonych na straty fosforu (wyznaczenie obszarów ryzyka) i wskazanie obszarów, gdzie odpowiednio podjęte działania zaradcze będą najbardziej efektywne w redukcji strat fosforu. Wstępna ocena umożliwi również ograniczenie kosztów dalszych analiz. W części wstępnej ocenia się, czy zawartość P w glebie (wg metody Mehlich 3) jest większa niż 200 mg P·kg⁻¹ gleby oraz czy odległość od krawędzi pola do najbliższego cieku wodnego bądź jeziora pozostaje w granicach 150 stóp (ok. 46 m). Jeśli obszar spełnia choć jeden z warunków, wówczas wykonywana jest ocena szczegółowa (Schemat 1), a obszar uznaje się za podatny na straty fosforu. Analiza zawartości P w glebie w Pensylwania P-Indeks jest wykonywana metodą Mehlich-3 (M3). Jest to metoda opracowana w Północnej Karolinie do rutynowych oznaczeń P, K, Ca, Mg, Na i mikrośladników. Niewątpliwą zaletą tej metody jest to, że daje ona możliwość jednoczesnych oznaczeń P i innych składników w glebach kwaśnych, obojętnych i zasadowych. Wyniki analiz glebowych w Pensylwania P-Indeks mają wagę 0,20. Wartość ta została zaproponowana przez autorów (29) jako współczynnik służący do konwersji wyników badań gleby do wartości, która bezpośrednio odnosi się do dawki P w nawozach naturalnych i mineralnych. Parametr ten wyznaczono na podstawie wyników badań polowych. W badaniach porównawczych uzyskano 5-krotnie większy wzrost stężenia fosforu w odpływie powierzchniowym w wyniku zastosowania określonej dawki P w nawozach w porównaniu z jego wzrostem pod wpływem zwiększenia o tę samą wartość testu glebowego Mehlich-3 (27).



Schemat 1. Struktura i komponenty indeksu fosforowego w modyfikacji Stanu Pensylwania USA
 Źródło: Buczko i Kochenbuch, 2007 (6)

W celu obliczenia czynnika źródła w Pensylwania P-Indeks należy zsumować zawartość P w glebie z ilością P wniesionego na pole z nawozami mineralnymi i naturalnymi. Ilość P wniesionego z nawozami jest korygowana współczynnikami aplikacji nawozów, które odzwierciedlają fakt, iż przy jednakowych dawkach i uwarunkowaniach topograficznych więcej P jest tracone przy stosowaniu powierzchniowym

niż doglebowym. Ponadto, im wcześniej nawóz zostanie wymieszany z glebą, tym straty są mniejsze (4). Dawka fosforu w nawozach naturalnych jest także korygowana współczynnikiem podatności na bezpośrednie straty P. W tabeli 2 przedstawiono współczynniki aplikacji nawozów wykorzystywane do wyznaczenia czynnika źródła w Pensylwania P-Indeks. Pensylwania P-Indeks nie uwzględnia strat P na drodze pobierania przez rośliny.

Tabela 2

Współczynniki aplikacji nawozów wg Pensylwania P-Indeks

Metoda aplikacji	Umieszczone lub wstrzyknięte 5 cm lub głębiej, np. nawóz startowy	Wymieszane z glebą w przeciągu 1 tygodnia	Wymieszane z glebą później niż w przeciągu 1 tygodnia od aplikacji lub niewymieszane, zastosowane w okresie od kwietnia do października	Wymieszane z glebą później niż w przeciągu 1 tygodnia od aplikacji lub niewymieszane, zastosowane w okresie od listopada do marca	Powierzchniowa aplikacja na zamrażnięte lub pokryte śniegiem gleby
Współczynnik aplikacji	0,2	0,4	0,6	0,8	1

Źródło: Beele i in., 2006 (5)

Na czynnik transportu składa się jego suma oraz parametr modyfikacji ciągłości, zgodnie z równaniem:

$$\text{transport} = \text{modyfikacja ciągłości} \times (\text{suma transportu} \div 22)$$

gdzie:

suma transportu = erozja + potencjał spływu powierzchniowego + drenaż podpowierzchniowy + odległość działająca

W celu oszacowania strat gleby i fosforu w wyniku erozji wykorzystywane jest empiryczne równanie Universal Soil Loss Equation USLE (36). Równanie USLE zostało wyznaczone na podstawie badań przeprowadzonych w warunkach naturalnych, a także z zastosowaniem symulatorów deszczu na poletkach wzorcowych. Poletka były wytyczone na stoku o długości 22,1 m i szerokości 1,87 m, spadek wynosił 9%. Na poletkach stosowano zabiegi agrotechniczne prowadzone wzdłuż spadku, co naj-

mniej dwa lata bez roślinności przed pomiarem. Straty w wyniku erozji wyznaczano ze wzoru:

$$E = R \times K \times L \times S \times C \times P$$

gdzie:

E – roczna masa gleby wyerodowanej z jednostki powierzchni zlewni [$t/(ha \cdot rok^{-1})$];

R – średnia roczna erozyjność opadów deszczu i spływów ($Je \cdot rok^{-1}$);

K – podatność gleb na erozję (w funkcji: % frakcji, % subst. organicz., struktura, przepuszczalność) ($t \cdot ha^{-1} \cdot Je^{-1}$);

L – współczynnik długości zbocza;

S – współczynnik spadku zbocza;

C – współczynnik rodzaju upraw i sposobu użytkowania;

P – współczynnik zabiegów przeciwdziałających erozji.

Parametr R i częściowo C są parametrami regionalnymi, zależnymi od występowania deszczów wywołujących erozję.

Długotrwałe stosowanie nawozów fosforowych w ilości przewyższającej potrzeby pokarmowe roślin skutkuje przekroczeniem polowej pojemności gleby względem tego pierwiastka i wymywaniem do wód rozpuszczalnych związków fosforu i fosforu zawieszonego (15). Jeśli dany obszar charakteryzuje się dodatkowo dużą intensywnością opadów, wówczas głównym źródłem strat fosforu są powierzchniowe spływy z gleby. Potencjał spływu powierzchniowego jest uzależniony m.in. od typu gleby (przewodności hydraulicznej), spadku i stopnia zdrenowania terenu (tereny zdrenowane sprawniej odprowadzają wodę, a przez to cechują się mniejszymi stratami P na drodze spływu powierzchniowego). Pensylwania P-Indeks obliczany jest na podstawie tablic dostępnych online na stronach stanowej agencji ds. środowiska. Spływ (drenaż) podpowierzchniowy, tj. straty na drodze przenikania P w głąb profilu glebowego oraz sączkami drenarskimi bezpośrednio do zbiorników wodnych mogą znacząco zwiększać ilość P dostającą się do wód gruntowych i powierzchniowych. Parametr ten jest uzależniony od stopnia zdrenowania terenu i może być korygowany przez stopień przepuszczalności gleby (5), a wyrażany jest przez jedną z trzech wartości: brak, nieregularny (losowy), regularny. Odległość działająca to odległość od krawędzi pola do najbliższego zbiornika wody powierzchniowej. Parametr ten wyraża ryzyko przedostania się transportowanego P do wód, lub analogicznie, możliwość sorpcji (biologicznej, chemicznej, fizycznej) przez środowisko, w którym jest transportowany. Modyfikacje ciągłości to parametr ujmujący w Pensylwania P-Indeks możliwość redukcji odpływającego P przez roślinność porastającą strefy buforowe.

Zgodnie z algorytmem zaprezentowanym w Schemacie 1 wyliczana jest finalna wartość indeksu dla pola lub jednorodnej jednostki pól. Wielkość Pensylwania P-Indeks przyjmuje wartości od 0 do 100 i w zależności od uzyskanej wartości obszar jest klasyfikowany pod względem ryzyka strat P zgodnie z tabelą 3. W zależności od

uzyskanej oceny stosuje się rekomendacje dla ograniczania ryzyka strat P i np. jeśli na analizowanym obszarze stwierdzono bardzo duże ryzyko strat P (wartości indeksu >100), nie zaleca się stosowania żadnych nawozów zawierających P.

Tabela 3

Interpretacja Penn. P-Indeks

Wartość indeksu fosforu	Ocena
0	brak ryzyka strat fosforu
0–60	niskie ryzyko strat fosforu
60–80	średnie ryzyko strat fosforu
80–100	duże ryzyko strat fosforu
>100	bardzo duże ryzyko strat fosforu

Źródło: Sharpley i in., 2003 (29)

Indeks fosforu w wybranych krajach europejskich

Dania

Duński Indeks fosforowy (Dania P-Indeks) został opracowany przez Andersena i Kronvanga w 2006 r. (1) jako narzędzie do zarządzania wodami po wdrożeniu unijnej Ramowej Dyrektywy Wodnej. Stanowi on modyfikację Penn. P-Indeksu (29) i o ile nie zaznaczono inaczej, komponenty i czynniki indeksu oblicza się tak jak opisano powyżej. Warto odnotowania jest to, że w badaniach służących opracowaniu Dania P-Indeksu posługiwano się w mniejszym stopniu rzeczywistymi wynikami analiz glebowych, zaś w większym – przybliżonymi wartościami oszacowanymi na podstawie danych statystycznych.

Już wstępna ocena Dania P-Indeksu zawiera istotną modyfikację, którą jest włączenie czynnika zdrenowania terenu zlokalizowanego również w odległości większej niż 45 m do najbliższego cieku wodnego czy jeziora. W oryginalnej wersji Indeksu Pensylwanii (Penn. P-Indeks) zdrenowanie terenu nie było parametrem w ocenie wstępnej. Jest to modyfikacja wynikająca z faktu, że znaczna część obszarów rolniczych występująca w Danii ma płaską rzeźbę i jest zdrenowana, a woda ze strefy korzeniowej (z potencjalnie dużą zawartością fosforu) dostająca się do sączków drenarskich jest bezpośrednio transportowana do wód z pominięciem naturalnych procesów filtracji i wychwytywania fosforu. Uwzględniając ten fakt, "komponent drenarski", jako istotna i powszechna w Danii modyfikacja naturalnych procesów przemian P w glebie, został przez twórców Dania P-Indeksu włączony do analizy wstępnej. Czynniki źródła są wyznaczone według algorytmu zaprezentowanego w Penn. P-Indeks (tab. 4).

Tabela 4

Komponenty składowe i przypisane im wagi używane do wyznaczania czynników źródła w Dania P-Indeks

Test glebowy	Zawartość fosforanów w glebie oznaczona metodą Mehlich 3 ($\text{mg P}\cdot\text{kg}^{-1}$)				
Parametr zawartości fosforu w glebie = zawartość fosforanów w glebie $\times 0,2$					
Poziom nawożenia mineralnego	dawki nawożenia P ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)				
Poziom nawożenia naturalnego	dawki nawożenia P ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)				
Sposób aplikacji nawozów	0,2 zaaplikowane na głębokość 5 cm lub głębiej	0,4 wymieszane z glebą do 7 dni	0,6 wymieszane z glebą po upływie 7 dni lub niewymieszane; aplikacja w okresie od kwietnia do października	0,8 wymieszane z glebą po upływie 7 dni lub niewymieszane; aplikacja w okresie od listopada do marca	1,0 powierzchniowa aplikacja na glebę zamrażaną lub pokrytą śniegiem
Parametr nawożenia mineralnego = dawki nawożenia ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) \times wsp. metody aplikacji nawozów					
Dostępność P z nawozów naturalnych	0,5 przekompostowany obornik/nawozy naturalne i osady ściekowe			0,8 bydlęcy obornik	1,0 kurzy i świński obornik
Parametr nawożenia naturalnego = dawki nawożenia ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) \times wsp. metody aplikacji nawozów \times dostępność fosforu z nawozów naturalnych					
Komponent źródła = zawartość fosforanów w glebie + parametr nawożenia mineralnego + parametr nawożenia naturalnego					

Źródło: Andersen i Krovnang, 2006 (1)

Nowym parametrem w Dania P-Indeks charakteryzującym transport P jest potencjał wymywania (tab. 5). Wyraża on ryzyko dostania się P ze strefy korzeniowej do drenów lub do płytko położonego zwierciadła wody gruntowej. Gleby gliniaste mają przypisaną w Dania P-Indeks większą wagę niż gleby piaszczyste, z powodu ryzyka przepływu wód makroporami w gliniastej, strukturalnej glebie. Pomimo tego, że podpowierzchniowa warstwa gleb gliniastych może mieć dużą niewykorzystaną pojemność sorpcyjną, to jednak przez istniejące makropory (również wolne przestrzenie powstałe dzięki dżdżownicom, puste przestrzenie po korzeniach itp.) fosfor, rozpuszczony i zawieszony, z wierzchnich warstw gleby może być transportowany bezpośrednio do drenów lub zwierciadła wód (przepływ uprzywilejowany). Gleby organiczne mają w Dania P-Indeks przypisaną największą wagę. Autorzy uzasadnili swój wybór tym, że pojemność sorpcyjna gleb jest w większości związana z frakcją

mineralną i w związku z tym gleby organiczne cechują się niską pojemnością sorpcyjną (32). Dodatkowo, inne duńskie badania pokazały, że straty P ze zdrenowanych organicznych gleb były znaczące (24).

Tabela 5

Komponent transportu wg Dania P-Indeks

Erozja	Strata gleby ($t \cdot ha^{-1}$) wg równania USLE (Wischmeyer i Schmidt 1978) (33)				
	0 bardzo niski	2 niski	4 średni	6 wysoki	8 b. wysoki
Potencjał splywu powierzchniowego	2 gleby piaszczyste		4 gleby gliniaste		6 gleby organiczne
Potencjał wymywania (wyflukiwania)	2 gleby piaszczyste		4 gleby gliniaste		6 gleby organiczne
Drenaż podpowierzchniowy	0 brak		1 kilka rowów/kanałów w szerokiej rozstawie		2 regularna sieć drenarska
Odległość działająca	0 >45 m			8 <45 m	
Modyfikacja ciągłości	0,03 nadbrzeżny bufor o szer. 2 m; znikoma erozja		0,24 nadbrzeżny bufor o szer. 2 m; erozja średnia		0,65 nadbrzeżny bufor o szer. 2 m; erozja wysoka
	0,02 nadbrzeżny bufor o szer. > 2 m; znikoma erozja		0,20 nadbrzeżny bufor o szer. > 2 m; erozja średnia		0,59 nadbrzeżny bufor o szer. >2 m; erozja wysoka
Suma transportu = erozja + potencjał splywu + drenaż podpowierzchniowy + odległość działająca					
Komponent transportu = [(erozja + potencjał splywu + odległość działająca) × modyfikacja ciągłości + (drenaż podpowierzchniowy + potencjał wymywania)]/22					

Źródło: Andersen i Kronvang, 2006 (1)

Odmienny od zaprezentowanego w Penn. P-Indeks jest też sposób wyznaczania modyfikacji ciągłości, definiowanej jako prawdopodobieństwo przejścia wyerodowanej materii przez strefę buforową. Połowe badania prowadzone w duńskich warunkach przez Andersena i in. (2) pokazały, że ryzyko przenikania osadów przez pasy buforowe jest funkcją szerokości strefy buforowej i natężenia erozji zboczowej. W proces wyznaczania indeksu włączono więc podział natężenia erozji na 3 klasy: znikomą ($<0,084 t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$), średnią ($0,084-1,008 t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$) i wysoką ($>1,008 t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$) i w oparciu o ten podział oraz szerokość pasa buforowego wyznaczana jest modyfikacja ciągłości. W wersji duńskiej komponent transportu wyznaczany jest w nieco odmienny sposób (tab. 5). Wartość finalną Dania P-Indeks oblicza się tak jak w oryginalnej wersji Penn. P-Indeks, tj.

$$\text{Dania P-Indeks} = 2 \times \text{Czynnik źródła} \times \text{Czynnik transportu}$$

Norwegia

Norweska wersja indeksu fosforowego (NO P-Indeks) również bazuje na Penn. P-Indeks, a dzięki modyfikacjom uwzględnia szereg lokalnych warunków klimatycznych typowych dla tego kraju (4). Podstawowe zmiany wprowadzone do NO P-Indeksu to m.in. uwzględnienie wpływu ujemnych temperatur oraz procesów zamarzania i odmarzania na uwalnianie P z pozostawionych resztek roślinnych, a także włączenie do modelu parametru normalizującego zróżnicowanie opadów w kraju. Czynniki źródła i transportu są mnożone (podejście multiplikatywne), by lepiej odzwierciedlić zachodzące interakcje. Finalna wartość NO P-Indeksu jest obliczana zgodnie z poniższymi równaniami:

Czynnik źródła = $(0,3 \times \text{zawartość P w glebie} + \text{dawka P w nawozach mineralnych} + \text{dawka P w nawozach organicznych} + \text{P w resztkach roślinnych}) \times \text{saldo bilansu P}$

Czynnik transportu = $(4 \times \text{erozja} + \text{spływ powierzchniowy} + \text{częstotliwość zalewania}) \times \text{odległość działająca} \times \text{modyfikacja ciągłości} \times (\text{parametr profilu glebowego} \times \text{spływ podpowierzchniowy})$

W norweskiej wersji P-Indeksu postanowiono uwzględnić istotny wpływ wielkości opadu na ilość wyerodowanego P. Aby wyrównać blisko 10-krotne różnice w wysokości opadu między różnymi regionami kraju, stworzono czynnik opadu, którym jest iloraz średniej wysokości opadu dla danego regionu i średniej wysokości opadu dla całej Norwegii (700 mm). Ostatecznie norweski indeks fosforowy obliczany jest ze wzoru:

$\text{NO P-indeks} = \text{Czynnik źródła} \times \text{Czynnik transportu} \times \text{Roczny opad} \div 4$

Czynniki źródła

Zawartość fosforu w glebie oznacza się metodą Egnera-Riehma i w NO P-Indeks ma ona wagę 0,3. Ten współczynnik przeliczeniowy przyjęli autorzy jako czynnik korygujący zawartości P w glebie uzyskane metodą Egnera-Riehma do wielkości uzyskanych w metodzie Mehlich-3 (4). Poza komponentami zawartymi i wyznaczanymi w identyczny sposób, jak omówiono wcześniej w Penn. P-Indeks (komponent nawożenia naturalnego i nawożenia mineralnego), w NO P-Indeks uwzględniano również wpływ obowiązujących uwarunkowań prawnych oraz wpływ klimatu (niskich temperatur) na pozostawianie na polach do późnej jesieni resztki roślinne.

Następujące po sobie na przestrzeni jednego roku temperatury ujemne i dodatnie powodują zamarzanie i rozmarzanie materii roślinnej, co skutkuje przyspieszonym rozpadem komórek roślinnych i szybszym uwalnianiem z nich P (3). Dla traw jednorocznych zaobserwowano, że następujące po sobie 8 cykli zamarzania i rozmarzania są wystarczające do uwolnienia całkowitej puli P (100%) pozostawionej na zimę z resztkami roślinnymi (3). Wyniki badań na trawach wieloletnich wskazują, że te same

warunki powodują straty ok. 50% P pozostawionego na polu z resztkami roślinnymi (4). Wyniki tych badań ujęto w NO P-Indeks, co pokazuje tabela 6.

Tabela 6

Czynniki źródła w norweskiej modyfikacji indeksu fosforowego

Zawartość P w glebie		0,30 × P-AL. (mg·kg ⁻¹)		
Dawka nawożenia mineralnego		(kg·ha ⁻¹)		
Dawka nawożenia naturalnego		(kg·ha ⁻¹)		
Metoda aplikacji nawozów	0,2 zaaplikowane na głębokość 5 cm lub głębiej	0,4 wymieszane z glebą w przeciągu 18 godz.	0,6 wymieszane z glebą po 18 godz. lub niewymieszane, aplikowane w okresie od kwietnia do sierpnia	0,8 wymieszane z glebą po 18 godz. lub niewymieszane, aplikowane w okresie od września do marca
Nawożenie mineralne = dawka nawożenia mineralnego × metoda aplikacji				
Dostępność P z nawozów naturalnych	0,5 przekompostowany obornik/nawozy naturalne i osady ściekowe	0,8 bydlęcy obornik	1,0 kurzy i świński obornik	
Nawożenie naturalne = dawka nawożenia mineralnego × metoda aplikacji × dostępność P z nawozów naturalnych				
Resztki roślinne	resztki pozostawione na polu późną jesienią (kg·ha ⁻¹) dla stref H4-H8: 100% dla upraw jednorocznych i 50% dla upraw wieloletnich dla stref H2-H3 – parametru strat z resztek roślinnych nie uwzględnia się			
Saldo bilansu P	0,8 P wyniesiony > P wniesiony	1,0 P wyniesiony = P wniesiony	1,2 P wyniesiony < P wniesiony	

Źródło: Bechmann i in., 2005b (4) zmodyfikowane

Parametr uwzględniający P uwalniany z resztek roślinnych nie jest stosowany dla wszystkich obszarów Norwegii, a tylko na obszarach o zimniejszym klimacie wyznaczanym na podstawie stref mrozoodporności, tj. obszarów wydzielonych geograficznie w oparciu o kryterium średniej rocznej temperatury minimalnej. Autorzy NO P-Indeksu przyjęli, że parametr ten będzie uwzględniany dla upraw znajdujących się w strefach mrozoodporności od H4 do H8 (najzimniejsze).

Zgodnie z obowiązującym prawem norwescy rolnicy są zobligowani do wymieszania z glebą zastosowanych nawozów naturalnych w czasie do 18 godzin. Odstępstwo od dozwolonego w Penn. P-Indeks okresu 1 tygodnia jest więc podyktowane potrzebą dostosowania NO P-Indeks do lokalnie stosowanych praktyk i wymogów prawnych. Kolejnym elementem wynikającym z obowiązującego prawa, a znajdującym się w modelu, jest ustalenie granicy 1 września jako daty rozgraniczającej okres, w którym prawdopodobieństwo strat P do wód znacząco się zwiększa. Na podstawie badań (8, 21) ustalono, że straty P po zastosowaniu nawozów jesienią są wyższe od strat w wyniku zastosowania nawozów wiosną, nawet pomimo natychmiastowego ich przyorania. Umownie wyznaczona data 1 września jako początek jesieni obowiązuje w norweskich regulacjach prawnych i została zaimportowana do NO P-Indeks.

Ilość P narażonego na straty z gleby jest w NO P-Indeks korygowana również przez uwzględnienie salda bilansu P. W Norwegii istnieje obowiązek prawny sporządzania planów nawożenia opartych o testy glebowe uaktualniane co 4–8 lat. Autorzy NO P-Indeks wykorzystują więc wartość testu glebowego jako parametr opisujący ryzyko strat P z gleb w dłuższej perspektywie czasowej (maksymalnie 8 lat), zaś saldo bilansu sporządzanego corocznie jako informację o ryzyku strat P wynikającą z konkretnych działań (dawka i sposób nawożenia, rodzaj uprawy itp.) w krótszej perspektywie czasowej (4). Jeśli saldo jest dodatnie (zawartość P w glebie jest wyższa niż ilość, którą mogą pobrać rośliny), co zwiększa ryzyko strat, stosowany jest współczynnik 1,2; jeśli zaś ilość P wyniesionego jest większa od ilości P zastosowanego na pole, wówczas stosowany jest współczynnik 0,8. Jeśli pobranie P przez rośliny jest równoważone przez dopływ P, wówczas wielkość czynnika źródła nie ulega zmianom (współczynnik = 1).

Czynnik transportu

Czynnik transportu NO P-Indeks podobnie jak w innych wersjach P-Indeksu wyznaczany jest na podstawie powszechnie znanych mechanizmów transportu P do wód. Uwzględnia on elementy zawarte w Penn. P-Indeks: ilość wyerodowanej gleby wyznaczonej przy użyciu modelu USLE, potencjał spływu powierzchniowego, informacje o dominującym typie gleby, stopień zdrenowania terenu, odległość do zbiornika wód powierzchniowych czy obecność stref buforowych.

Modyfikacją NO P-Indeks jest wyraźny podział na powierzchniowe straty P (które uwzględniają ilość wyerodowanej gleby, spływ powierzchniowy oraz występowanie powodzi) oraz straty podpowierzchniowe, tj. straty na drodze przenikania P w głąb profilu glebowego oraz sączkami drenarskimi bezpośrednio do zbiorników wodnych. Powierzchniowe straty P są modyfikowane przez parametry odległości działającej oraz występowanie i rodzaj stref buforowych. Parametr profilu glebowego wyraża ryzyko dostania się P ze strefy korzeniowej do drenów lub do płytko położonego zwierciadła wody gruntowej (odpowiada czynnikowi „potencjał wymywania” w Dania P-Indeks). Czynniki transportu według NO P-Indeks przedstawiono w tabeli 7.

Tabela 7

Czynniki transportu wg norweskiej modyfikacji indeksu fosforowego

Erozja	Strata gleby (USLE) (t·ha ⁻¹)				
Częstotliwość zalewania	0 sporadycznie, nigdy >100 lat		2 rzadko 10–100 lat		4 często <10 lat
Spływ powierzchniowy	0 bardzo niski	2 niski	4 średni	6 wysoki	8 b. wysoki
Odległość działająca	0,2 dla odległości >50 m			1,0 dla odległości <50 m	
Modyfikacja ciągłości	0,7 nadrzeźny bufor o szer. >5 m;		1,0 pokryta trawą droga wodna	1,1 bezpośrednie połączenie ze zbiornikiem wodnym	
Drenaż podpowierzchniowy	0 brak		0,5 pojedyncze rowy i kanały	1 regularna sieć drenarska	
Parametr profilu glebowego	2 gleby piaszczyste		4 gleby gliniaste		6 gleby organiczne
Roczny opad	opad/700				

Źródło: Bechmann i in., 2005b (4)

Szwecja

Szwedzki indeks fosforowy (SZ P-Indeks) (7) powstał na bazie amerykańskich wersji indeksu (głównie stworzonych dla stanów Pensylwania i Maryland), jednak szeroko zakrojone zmiany spowodowały, że spośród omawianych indeksów uległ on największej modyfikacji. Główną różnicą jest wyznaczanie ryzyka start fosforu z podziałem na formy fosforu występujące w glebie, które determinują główny mechanizm strat do wód. Wartość finalna indeksu jest sumą ryzyka spowodowanego stratami reaktywnych i niereaktywnych form fosforu. Fosfor reaktywny (RP) jest to pula P, która reaguje z błękitem molibdenowym, występująca głównie w formie fosforanów. Fosfor niereaktywny (UP) wyznaczany jest jako różnica między fosforem całkowitym a reaktywnym (16).

Odmienne warunki klimatyczno-glebowe typowe dla Szwecji, które uwzględniono w Sz P-Indeks to m.in. występowanie pokrywy śniegowej i jej topnienie, zamarzanie i rozmarzanie gleby, względnie niska intensywność opadów przy wysokiej przepuszczalności gleby, nizinna rzeźba terenu oraz znaczny udział w terenach rolniczych obszarów zdrenowanych (44%) (6). Zestawienie czynników uwzględnionych w SZ P-Indeks przedstawiono w tabeli 8.

Tabela 8

Czynniki uwzględnione w szwedzkiej modyfikacji indeksu fosforowego

	Czynnik	Uwagi
Czynniki źródła	erozja	wyliczona w oparciu o równanie RUSLE
	PER	określa ilość UP w wyerodowanej glebie, jest funkcją składu granulometrycznego gleby i oznaczonej zawartości P wg metody Egnera-Riehma
	dawka zastosowanego P	oparta o rekomendacje po obliczeniu bilansu P
	czas aplikacji P	miesiąc aplikacji nawozów
	sposób aplikacji	czas, jaki upłynął od wymieszania z glebą
	zaw. P w glebie	oznaczona wg metody Egnera-Riehma w wierzchniej warstwie gleby (dotyczy spływu powierzchniowego i uprzywilejowanego) i w podglebiu (wpływa na przepływ kapilarny)
	sorpcja gleby względem P	jedn punktowy indeks sorpcji fosforu (PSI)
	stopień wysycenia gleby P DPS	$DPS = P - AL/PSI$, obliczane dla wierzchniej warstwy gleby i podglebia
Czynniki transportu	spływ powierzchniowy	funkcja przepuszczalności gleby, nachylenia terenu; dotyczy transportu RP i UP
	przepływ uprzywilejowany	funkcja przewodności hydraulicznej i struktury gleby; dotyczy transportu RP i UP
	przepływ kapilarny	funkcja przewodności hydraulicznej i struktury gleby; dotyczy transportu RP
Formy P	P reaktywny	glebowy P oznaczony jako funkcja DPS zwiększony o P wyznaczony z PSI
	P niereagujący	straty P wyznaczone w oparciu o równanie RUSLE i PER zwiększone o P wyznaczony z PSI
Połączenia	odległość działająca	liczona od krawędzi pola do zbiornika wód powierzchniowych
	sieci drenarskiej	wpływa na przepływ uprzywilejowany oraz na połączenie pola ze zbiornikami wód powierzchniowych
	strefy buforowe	modyfikują straty UP w odpływie powierzchniowym
	występowanie oczek wodnych	zwiększają przepływ uprzywilejowany i straty RP

Źródło: Djodic i Bergström, 2005 (7); Heckrath i in., 2008 (11) zmodyfikowane

Wykorzystywane w wielu wersjach P-Indeksu podejście multiplikatywne sugeruje, że każdy czynnik transportu w równym stopniu wpływa na każdy z czynników źródła (zawartość P w glebie, nawożenie mineralne i nawożenie naturalne). Sposób wyliczania finalnej wartości indeksu stosowany w SZ P-Indeks jest natomiast determinowany przez wpływ hydraulicznych i geomorfologicznych właściwości danego pola na poszczególne formy P (stanowi to poniekąd odpowiednik współczynników wagowych w innych wersjach P-Indeksu). Takie oryginalne podejście, zdaniem autorów SZ P-Indeks, pozwala uwzględniać rzeczywisty wpływ hydraulicznych i morfologicznych właściwości terenu na poszczególne źródła P (7) i stanowi unikalną modyfikację niewystępującą w innych wersjach P-Indeksu. Ponadto, podejście multiplikatywne bazuje na założeniu, że każda z występujących form P w glebie podlega

stratom wskutek różnych mechanizmów (tj. erozji glebowej, spływu powierzchniowego, podpowierzchniowego i innych) w takim samym stopniu (7).

Takie podejście nie opisuje prawidłowo naturalnych procesów strat fosforu, gdyż np. wprowadzenie do systemu strefy buforowej zmniejsza straty UP i ma tylko niewielki wpływ na zmniejszenie strat RP (35), z kolei spływ powierzchniowy przyczynia się głównie do wynoszenia UP. Dlatego też w Sz P-Indeks straty P liczone są oddzielnie dla UP i RP. Warto w tym miejscu nadmienić, że z powodu nizinnej rzeźby terenu, względnie niskiej intensywności opadów przy wysokiej przepuszczalności gleb, w warunkach szwedzkich straty na drodze spływu powierzchniowego stanowią mniej istotne źródło strat P w porównaniu ze stratami podpowierzchniowymi (w przeciwieństwie np. do Polski).

Szwedzką modyfikacją jest również wykorzystywanie przy wyznaczaniu czynników źródła wskaźników niespotykanych w innych skandynawskich modyfikacjach, takich jak pojemność sorpcyjna gleby względem P (wyrażana tu jako jednopunktowy indeks sorpcji fosforu PSI) oraz stopień wysycenia gleby fosforem DPS. Wskaźnik DPS zaproponowano jako wskaźnik ryzyka utraty RP, gdyż często jest on lepiej skorelowany ze stężeniem P w spływie powierzchniowym lub podpowierzchniowym niż wyniki innych testów glebowych (13, 17). DPS jest wyznaczany na podstawie indeksu sorpcji fosforu (PSI) zgodnie z równaniem:

$$\text{DPS} = \text{P} - \text{AL}/\text{PSI}$$

Rzeczywiste dane potrzebne do wyznaczania PSI nie są powszechnie dostępne w Szwecji, więc autorzy SZ P-Indeksu zaproponowali alternatywny sposób jego wyznaczania: w oparciu o pH gleby, zawartość materii organicznej i frakcji gliniastej oraz zawartość P w glebie oznaczoną metodą Egnera-Riehma.

Stopień wysycenia gleby fosforem DPS jest w SZ P-Indeksie wyznaczany zarówno dla wierzchniej warstwy gleby, jak i dla podglebia. Wartość DPS oznaczona w podglebiu służy do wyznaczania ryzyka strat RP na drodze przepływu kapilarnego, zaś wartość DPS wierzchniej warstwy gleby do wyznaczania ryzyka strat P na drodze spływu powierzchniowego i przepływu uprzywilejowanego. Przyjęto założenie, że centra sorpcji fosforu w podglebiu są w przypadku spływu preferencyjnego omijane, toteż stopień wysycenia podglebia w przypadku tego mechanizmu strat nie jest istotny.

Ilość wniesionego P do gleby z nawozami, zgodnie z zaproponowanym schematem, również ulega podziałowi na RP i UP. Podział ten dokonywany jest na podstawie pojemności sorpcyjnej gleby (wyrażonej przez PSI), w oparciu o wyznaczone doświadczalnie równanie przytaczane przez Djodjica i Bergströma (7), zgodnie z którym im wyższa wartość PSI gleby, tym mniejsza ilość P wniesionego z nawozami występuje w formie reaktywnej i tym samym zwiększa się ilość UP (wynik różnicy między ilością P wniesionego na pole a ilością oznaczoną jako RP).

Równanie RUSLE w SZ P-Indeksie służy raczej do wyznaczania ilości straconego UP niż wielkości erozji. Uzyskana na podstawie wielu badań polowych (w zależno-

ści od procentowego udziału frakcji pylistej, piasku, pH oraz zawartości P w glebie oznaczonej metodą Egnera-Riehma) średnia zawartość UP w wyerodowanym materiale przypisana do wielkości od 1 do 16 jest mnożona przez wielkość erozji uzyskanej z równania RUSLE i w ten sposób wyznaczana jest wielkość czynnika źródła UP. Ponadto w celu wyznaczenia całkowitej ilości UP w SZ P-Indeks uwzględnia się również stopień wzbogacenia fosforem wyerodowanego materiału PER, który jest oznaczany zgodnie z poniższym równaniem:

$$\text{PER} = \text{zawartość P w glebie wyerodowanej} / \text{zawartość P w glebie macierzystej}$$

Zastosowanie wskaźnika PER jest zasadne, gdyż w toku wielu badań zaobserwowano (31), że erozja gleby i związków fosforu w niej zawartych zachodzi wybiórczo. Niektóre frakcje są podatniejsze na erozję, co skutkuje większą koncentracją P w materiale wyerodowanym niż w materiale źródłowym. W świetle przytoczonych powyżej wyników badań bardziej zasadne wydaje się więc szacowanie ilości wyniesionego P na podstawie wskaźnika PER, gdyż wykorzystanie do tego celu masy wyerodowanej gleby może, w pewnych warunkach, zaniżać estymowaną ilość utraconego P.

SZ P-Indeks to narzędzie działające pod systemem operacyjnym Windows. Dla użytkowników przygotowano prezentacje wprowadzające moduł obliczeniowy oraz interpretacje wyniku i zalecenia dotyczące pojedynczych analizowanych pól lub obszarów ze wskazaniem możliwych do zastosowania rozwiązań. Plik wynikowy, obok wyliczonej wartości P-Indeksu, zawiera również porównanie stosowanych przez rolnika praktyk z zaleceniami jednostek rządowych wraz z ich teoretycznym uzasadnieniem. Pomimo wielokrotnego sprawdzenia SZ P-Indeksu jego wdrożenie w praktyce jak dotąd okazało się mało skuteczne, a głównymi tego powodami jest brak dostępu do pewnych danych (np. niekompletne mapy glebowe) oraz brak wymiernych korzyści dla rolników wyznaczających P-Indeks dla swojego gospodarstwa. Praktyka wykazała, że indeks jest częściej wykorzystywany przez przedstawicieli różnych szczebli władz niż przez samych rolników.

Podsumowanie

Istnieje powszechna zgoda środowiska naukowego, że do Morza Bałtyckiego trafia ładunek P, który zaburza funkcjonowanie tego ekosystemu. Co najmniej 95% całkowitego ładunku jest transportowane z rzekami, z czego ok 50% pochodzi ze źródeł rozproszonych, głównie z rolnictwa. Niezbędne jest podjęcie działań mających ograniczyć straty P do wód. Zidentyfikowanie obszarów, gdzie ryzyko strat jest największe może w znaczący sposób przyczynić się do redukcji całkowitych strat P, gdyż zastosowane tam środki mitygujące będą miały największą skuteczność. Służy temu narzędzie, jakim jest indeks fosforowy. Aby jednak trafnie identyfikować straty P, niezbędne jest spośród szeregu czynników, które warunkują ich wielkość, włączyć

nie do modelu tych naprawdę istotnych w danych warunkach oraz odpowiednie ich skwantyfikowanie.

W toku badań i licznych opracowań Dania, Szwecja i Norwegia przystosowały powszechnie wykorzystywaną wersję P-Indeksu do unikalnych warunków występujących na terenie każdego z państw. Najbardziej złożona i kompleksowa jest szwedzka modyfikacja, ale wpłynęło to na trudniejszą obsługę modelu, co skutkuje ograniczonym wykorzystaniem w praktyce. Narzędzie z założenia stworzone dla rolników w Szwecji znajduje zastosowanie głównie przez specjalistów zarządzających wodami. Szwedzki model wykorzystuje do wyznaczenia czynnika źródła parametr wysycenia gleby fosforem. Z punktu poprawności szacowania ryzyka strat P z gleb do wód podejście to wydaje się słuszne, jednakże powszechnie dostępnymi wskaźnikami opisującymi stan fosforu w glebie jest zawartość P przyswajalnego oznaczona według metody Mehlich-3 czy Egnera z późniejszymi modyfikacjami.

Konstrukcja indeksu szacującego straty fosforu do wód musi stanowić kompromis między stosunkowo prostą obsługą (co wpłynie dodatnio na łatwość użytkowania) i małą ilością danych wejściowych (powszechnie dostępnych!) a próbą maksymalnie pełnego uchwycenia złożoności procesów strat fosforu do wód. Obecnie w wielu krajach Europy trwają prace nad kalibracją P-Indeksu, tak by uwzględnił lokalne zmienne i by mógł być wykorzystywany w praktyce przez doradców rolnych, rolników i specjalistów zarządzających wodami. Są podejmowane też próby stworzenia indeksu odpowiedniego dla całego obszaru Europy, co jednak nie wydaje się być najlepszym rozwiązaniem, ze względu na zróżnicowanie klimatyczno-przyrodnicze kontynentu. Bardziej zasadne zdają się być próby dostosowywania P-Indeksu w mniejszej skali przestrzennej, do lokalnych warunków w obrębie państwa czy regionu. W Instytucie Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa również podjęto prace w celu stworzenia indeksu przystosowanego do polskich warunków klimatyczno-glebowych.

Literatura

1. Andersen H.E., Kronvang B.: Modifying and evaluating a P index for Denmark. *Water Air Soil Poll.*, 2006, **174**: 341-353.
2. Andersen H.E., Kronvang B., Larsen S.E.: Development, validation and application of Danish empirical phosphorus models. *J. Hydrol.*, 2005, **304**: 355-365.
3. Bechmann M., Kleinman P.J.A., Sharpley A.N., Saporito L.: Effect of freezing and thawing on fate of phosphorus in bare, manured and catch cropped soils. *J. Environ. Qual.*, 2005a, **34**(6): 2301-2309.
4. Bechmann M., Krogstad T., Sharpley A.N.: A phosphorus index for Norway. *Acta Agr. Scand., Section Soil Plant Sci.*, 2005b, **55**(3): 205-213.
5. Beegle D.B., Weld J.L., Gburek W.J., Kleinman P.J.A., Sharpley A.N., Kogelmann C.: The Pennsylvania Phosphorus Index: Version 1. User Documentation Draft, May 2006. Penn State College of Agricultural Sciences, Agricultural Research and Cooperative Extension Publication CAT UC180, University Park, Pennsylvania.

6. Buczek U., Kuchenbuch R.O.: Phosphorus indices as risk-assessment tools in the USA and Europe – a review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 2007, **170(4)**: 445-460.
7. Djodjic F., Bergström L.: Conditional phosphorus index as an educational tool for risk assessment and phosphorus management. *Ambio.*, 2005, **34**: 296-300.
8. Eltun R., Fugleberg O., Nordheim O.: The Apelsvoll cropping system experiment VII. Runoff losses of soil particles, phosphorus, potassium, magnesium, calcium and sulphur. *Nor. J. Agr. Sci.*, 1996, **10**: 371-384.
9. Główny Urząd Statystyczny: Mały rocznik statystyczny Polski 2013. Wyd. GUS, Warszawa 2013
10. Heathwaite A.L., Fraser A.I., Johnes P.J., Hutchins M., Lord E., Butterfield D.: The phosphorus indicators tool: A simple model of diffuse P loss from agricultural land to water. *Soil Use Manage.*, 2003, **19**: 1-11.
11. Heckrath G., Bechmann M., Ekholm P., Ulen B., Djodjic F., Andersen H.E.: Review of indexing tools for identifying high risk areas of phosphorus loss in Nordic catchments. *J. Hydrol.*, 2008, **349**: 68-87.
12. HELCOM: Minutes of the fifth meeting of coresets expert workshop for biodiversity indicators (HELCOM Coresets bd), Helsinki, Finland, 27–28 March 2012.
13. Hughes S., Reynolds B., Bell S.A., Gardner C.: Simple phosphorus saturation index to estimate risk of dissolved P in runoff from arable soils. *Soil Use Manage.*, 2000, **16**: 206-210.
14. Hughes K., Magette W., Kurz I.: Calibration of the Magette phosphorus ranking scheme: A risk assessment tool for Ireland. *Diffuse Pollution Conference Proceedings*, 2003, International Water Association, Dublin.
15. Igras J., Fotyła M.: Phosphorus utilization and diffuse losses in agricultural crop production. In: Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea, J. Igras and M. Pastuszek (eds). Gdynia – IUNG-PIB Puławy, 2012.
16. Igras J., Pastuszek M. (red): Udział polskiego rolnictwa w emisji związków azotu i fosforu do Bałtyku. IUNG-PIB, Puławy 2009, ss. 416.
17. Kleinman P.J.A., Sharpley A.N.: Estimating soil phosphorus sorption saturation from Mehlich-3 data. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 2002, **33**: 1825-1839.
18. Kopiński J., Ochala P., Jadczyż T.: Produkcyjne i środowiskowe aspekty gospodarowania fosforem. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2013, **34(8)**: 57-74
19. Lemunyon J., Gilbert R.G.: The concept and need for a phosphorus assessment tool. *J. Prod. Agric.*, 1993, **6**: 483-486.
20. OECD: Environmental indicators for agriculture. Publication service. Vol.4, chapter 3, Paris 2006.
21. Oskarsen H., Haraldsen T.K., Aastveit A.H., Myhr K.: The Kvithamar field lysimeter II. Pipe drainage, surface runoff and nutrient leaching. *Nor. J. Agr. Sci.*, 1998, **10**: 211-228.
22. Pondeł H., Ruszkowska M., Sykut S., Terela H.: Wymywanie składników nawozowych z gleb w świetle badań prowadzonych przez Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa. *Rocz. Gleb.* 1991, t. XLII, **3(4)**: 97-106.
23. Potarzycki J.: Fosfor w glebie. *J. Elementol.*, 2003, **8**: 19-32.
24. Rubæk G.H., Kronvang B., Dalgaard T., Hansen J.F.: Vandmiljøplan III. Fosfor i dansk landbrug, omsætning, tab og virkemidler. Danmarks Jordbrugsforskning 2003 (po duńsku).
25. Sapek A.: Emisja gazów cieplarnianych z rolnictwa. Zeszyty edukacyjne, IMUZ, Falenty 1998, **5**: 17-26.
26. Sharpley A.N., McDowell R.W., Weld J.L., Kleinman P.J.A.: Assessing Site Vulnerability to Phosphorus Loss in an Agricultural Watershed. *J. Environ. Qual.*, 2001, **30(6)**: 2026-2036.

27. Sharpley A.N., Tunney H.: Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. *J. Environ. Qual.*, 2000, **29**: 176-181.
 28. Sharpley A.N., Chapra S.C., Wedepohl R., Sims J.T., Daniel T.C., Reddy K.R.: Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. *J. Environ. Qual.*, 1994, **23**: 437-451.
 29. Sharpley A.N., Weld J.L., Beegle D.B., Kleinman P.J.A., Gburek W.J., Moore Jr.P.A., Mullins G.: Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. *J. Soil Water Cons.*, 2003, **58**: 137-152.
 30. Sharpley A.N.: Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impact. *Ecol. Eng.*, 1995, **5**: 261-279.
 31. Sharpley A.N.: The enrichment of soil phosphorus in runoff sediments. *J. Environ. Qual.*, 1980, **9**: 521-526.
 32. Svendsen L.M., Kronvang B. (eds): Phosphorus in the Nordic countries. In: *Methods, bio-availability, effects and measures*. *NORD*, 1991, **47**: 201.
 33. Sykut S.: Wymywanie makroelementów z gleb w lizymetrach. *Nawozy i Nawożenie – Fertilizers and Fertilization*, 2000, **4(5)**: 18-26.
 34. Tuukkanen H.R., Uusitalo R., Yli-Halla M.J.: Modification of P index for Finland. *International Phosphorus Transfer Workshop (IPTW) 2001: Connecting Phosphorus Transfer from Agriculture to Impacts in Surface Waters*. 28.08–1.09.2001, Plymouth, Devon, Anglia.
 35. Uusi-Kamppa J., Brakserud B., Jansson H., Syversen N., Uusitalo R.: Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *J. Environ. Qual.*, 2000, **29**: 151-158.
 36. Wischmeier W.H., Smith D.D.: Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation. *Planning Agricultural Handbook 537*, USDA, 1978, Washington D.C.
-

Adres do korespondencji.

mgr inż. Beata Jurga
Zakład Żywnienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. (81) 8863432 w. 229
e-mail: bjurga@iung.pulawy.pl