



Instytut Uprawy
Nawożenia i Gleboznawstwa
Państwowy Instytut Badawczy

Środowiskowe aspekty zakwaszenia gleb w Polsce

Podstawa opracowania:

Zlecenie: Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi

Opracował zespół autorów:

dr inż. Piotr Ochal, dr inż. Tamara Jadczyzyn,
mgr inż. Beata Jurga, dr hab. Jerzy Kopiński,
dr hab. Mariusz Matyka prof. nadzwyczajny,
dr Andrzej Madej, dr Agnieszka Rutkowska,
dr Bożena Smreczak, mgr Magdalena Łysiak

recenzja: Prof. dr hab. Wojciech Lipiński

Opracowanie wykonano w ramach zadania 2.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB

Puławy, czerwiec 2017 r.

Wstęp

Polska jest krajem o znacznym potencjale produkcyjnym rolnictwa wynikającym z relatywnie dużej, w stosunku do 27 krajów UE, powierzchni użytków rolnych (55). Areal gruntów ornych w kraju systematycznie zmniejsza się. Jak podaje Główny Urząd Statystyczny, powierzchnia użytków rolnych zmniejszyła się z 15 906 tys. ha w roku 2005 do 14 545 tys. ha w 2016 r. (32). Oprócz ilości użytków rolnych ważna jest również ich jakość. Syntetyczny wskaźnik jakości polskich gleb oceniany jest na 60 – 70 punktów w stosunku do 100 punktów u naszych zachodnich i południowych sąsiadów. W połączeniu z niesprzyjającymi warunkami klimatycznymi nie powinno zatem dziwić, że produktywność większości gleb Polski nie osiąga nawet połowy produktywności gleb innych krajów europejskich. Kolejnym bardzo istotnym aspektem wpływającym na jakość gleb użytkowanych rolniczo w Polsce jest ich pochodzenie polodowcowe. Ponad 90% obszaru Polski zajmują gleby wytworzone ze skał osadowych, głównie okruchowych luźnych przyniesionych przez lodowce ze Skandynawii (16, 67). W związku z tym, większość naszych gleb z natury jest silnie lub umiarkowanie zakwaszona, o małej zdolności zatrzymywania wody i składników pokarmowych oraz niskiej zawartości substancji organicznej.

Zakwaszenie gleb ma charakter przede wszystkim naturalny i wynika ze specyfiki procesu glebotwórczego i rodzaju skał macierzystych (4, 14, 17, 19). Nakładają się na to procesy antropogenicznego zakwaszania, najważniejszym z nich jest działalność przemysłu i emisja SO_2 , NO_x i NH_3 (15, 17). Antropogeniczna emisja tlenków azotu pochodzi prawie wyłącznie ze spalania surowców energetycznych, głównie węgla i pochodnych ropy naftowej. Należy się liczyć z tym, że odnotowywany rozwój motoryzacji w Polsce wpłynie w najbliższych latach na dalszy istotny wzrost emisji związków azotu (14, 17, 19, 22, 25, 39).

Odczyn jest podstawowym i najłatwiej mierzalnym wskaźnikiem jakości gleby, a wartości $\text{pH}_{\text{KCl}} < 4,5$ wskazują na niebezpieczeństwo degradacji środowiska glebowego. Ze względu na przewagę opadów nad parowaniem, zdecydowana większość gleb Polski jest poddawana procesom wymywania składników zasadowych w głąb profilu glebowego. Proces ten nasila się w glebach lekkich, silnie przepuszczalnych, które dominują w pokrywie glebowej naszego kraju (56,6%). Charakter skał macierzystych, które wykazują bardzo często odczyn kwaśny i bardzo kwaśny oraz działalność rolnicza, w tym m.in. stosowanie nawozów azotowych dodatkowo pogłębiają to niekorzystne zjawisko (14, 17, 19, 22, 25, 43, 60, 68).

W celu przeciwdziałania zakwaszeniu i jego negatywnym skutkom w środowisku powinno się stosować na szeroką skalę nawozy zawierające związki wapnia lub wapnia i magnezu (środki wapnujące, wapna nawozowe) (39, 63, 69, 70). Wapnowanie jest ważnym

zabiegiem agrotechnicznym/środowiskowym o wielostronnym wpływie na właściwości fizyczne, fizykochemiczne i biologiczne gleby. Sprzyja zwiększeniu aktywności mikrobiologicznej środowiska glebowego, aktywizacji procesów mineralizacji, zwiększeniu dostępności i efektywności niektórych składników mineralnych. Wapnowanie poprzez wpływ na zmniejszenie rozpuszczalności soli metali ciężkich jest również czynnikiem zmniejszającym ich przemieszczanie w łańcuchu troficznym (22, 24, 45).

Skutki zakwaszenia gleb, będące wypadkową procesów akumulacji i neutralizacji protonów (H^+) w środowisku, rozpatruje się najczęściej w bardzo wąskim, uproszczonym ujęciu, biorąc pod uwagę tylko straty produkcyjne w rolnictwie (22, 24). Tak wąskie podejście do wyjaśnienia skutków zakwaszenia gleb uprawnych, wynika z niedostatecznej wiedzy o zakresie procesów wywołanych zakwaszeniem gleb i szeregu negatywnych skutków prowadzących do zakłócenia funkcjonowania nie tylko pól uprawnych, lecz także ekosystemów do nich przyległych, wodnych, czy też atmosfery (24).

Celem opracowania jest wykazanie przyczyn zakwaszenia gleb w Polsce, aspektów środowiskowych zabiegu wapnowania oraz wyliczenie aktualnego zapotrzebowania na środki wapnujące w skali kraju.

Materiał i metody badań

Diagnozę przyczyn zakwaszenia gleb w Polsce przygotowano w oparciu o badania własne i dostępną literaturę. Natomiast ocenę stanu zakwaszenia gleb w Polsce, potrzeby wapnowania oraz zapotrzebowanie na wapno oszacowano na podstawie bazy danych odczynu gleb (pH_{KCl}) w Polsce, obejmującej wyniki badań przeprowadzonych w latach 2014-2015 r. w ramach realizacji zadania 1.2 w Programie Wieloletnim (2011-2015) IUNG-PIB we współpracy z Krajową Stacją Chemiczno-Rolniczą i Okręgowymi Stacjami Chemiczno-Rolniczymi. Prace stanowiły część działań zmierzających do wyznaczenia obszarów ONW zgodnie z rozporządzeniem nr 1305/2013 w sprawie wsparcia rozwoju obszarów wiejskich ze środków Europejskiego Funduszu Rolnego na rzecz Obszarów Wiejskich. Prace realizowano w dwóch etapach. Pierwszy etap obejmował badanie odczynu na terenie całego kraju (2014 r.), drugi był skierowany na szczegółową charakterystykę wybranych obszarów (2015 r.).

Badania odczynu gleb w 2014 r. przeprowadzono w oparciu o „Metodykę wykonania uzupełnienia baz danych o odczynie gleb na terenie Polski”. Punkty kontrolne były lokalizowane na użytkach rolnych w sposób reprezentatywny (zróznicowanie kompleksów

przydatności rolniczej gleb oraz gatunków gleb) dla występujących jednostek glebowych z pominięciem nierolniczego sposobu użytkowania (lasy, wody, tereny zabudowane, nieużytki, drogi). Ze względu na dużą ilość danych przestrzennych, analizy wydzielania użytków rolnych i wyboru punktów pobierania próbek do badań pH były wykonywane w programie ArcGIS z wykorzystaniem standardowych funkcji i specjalnie opracowanych do tego celu skryptów. Próbki do oznaczeń pH_{KCl} były pobierane z wierzchniej (0-20 cm) warstwy gleby i analizowane w Okręgowych Stacjach Chemiczno-Rolniczych zgodnie z PN-ISO 10390:1997 przy zachowaniu proporcji gleba/roztwór 1:5. W opracowaniu przedstawiono wyniki badań z 2014 r. dla $n= 54\ 656$ próbek glebowych reprezentujących gleby mineralne z pominięciem gleb organicznych.

Do wyznaczenia dawek wapna zastosowano równania regresji 2° (19), na podstawie których wyliczono szacunkowe dawki wapna wynikające z wartości odczynu niezbędne do uregulowania pH_{KCl} do wartości optymalnych dla danej kategorii agronomicznej: 5,1 dla gleb bardzo lekkich; 5,6 dla gleb lekkich; 6,1 dla gleb średnich 6,6 i dla gleb ciężkich 7,0 (Tab. 1).

bardzo lekka:

$$pH_k = -1,2661 + 1,5415 pH_w - 0,0568 pH_w^2 + 0,4940 * X - 0,0088 * X^2 - 0,0526 pH_w * X$$

lekka

$$pH_k = -1,0583 + 1,4896 pH_w - 0,0545 pH_w^2 + 0,6245 * X - 0,0132 * X^2 - 0,0713 pH_w * X$$

średnia

$$pH_k = 0,2483 + 0,9790 pH_w + 0,3783 * X - 0,0270 pH_w * X$$

ciężka

$$pH_k = -8,9574 + 4,7436 pH_w - 0,3750 pH_w^2 + 0,4649 * X - 0,0082 * X^2 - 0,0334 pH_w * X$$

gdzie: pH_w – odczyn gleby przed zastosowaniem wapna

X – zastosowana w doświadczeniu dawka wapna w tonach $CaO \times ha^{-1}$

pH_k – odczyn gleby po zastosowaniu wapna w dawce X

Tabela 1. Oszacowane dawki wapna nawozowego niezbędne do regulacji odczynu gleb do poziomu optymalnego i do $pH_{KCl} = 5,1$ (t CaO/ha)

Kategoria gleby	pH_{KCl}				
	<4.5	4.5-5.1	5.2-5.6	5.7-6.1	6,2-6,6
Bardzo lekkie	2,0/2,0*	0,75/0,75*	-	-	-
Lekkie	5,0/4,0*	3,18/1,59*	0,9	-	-
Średnie	6,0/3,0*	4,6/2,3*	2,4	0,8	-
Ciężkie	6,0/4,5*	5,3/2,65*	1,8	0,14	0,1

* dawki CaO niezbędne do uzyskania odczynu $pH_{KCl} = 5,1$

Źródło: opracowanie własne Ochal, materiały konferencyjne 2013 (63)

Ocenę wpływu wapnowania na produktywność i jakość środowiska przeprowadzono na podstawie danych GUS dotyczących: zbiorów upraw poszczególnych roślin, zużycia nawozów mineralnych (NPK) i wapniowych, pogłowia zwierząt inwentarskich, oceny stanu zakwaszenia. Analiza obejmowała okres lat 2006-2011 i 2012-2015. Do obliczenia produktywności roślinnej zastosowano współczynniki przeliczeniowe plonów roślin na jednostki zbożowe (33). Masę i ilości składników mineralnych w nawozach naturalnych obliczono na podstawie standardowych współczynników ich zawartości w kale i moczu dla poszczególnych kategorii użytkowych zwierząt, przyjętych w modelu „SFOM” (38, 62).

Plon potencjalnie możliwy w warunkach optymalnego odczynu gleby i plon potencjalnie utracony z powodu niewłaściwego odczynu obliczono według równań:

$$y = \frac{x}{\left(1 - \frac{a}{100}\right)}; \quad z = y - x$$

gdzie:

y – plon potencjalnie możliwy w warunkach optymalnego (uregulowanego) odczynu;

x – plon rzeczywisty;

a – współczynnik utraty plonu wyrażony w %;

z – plon potencjalnie utracony z powodu nieuregulowanego odczynu gleb.

Współczynnik utraty plonu „a” wyliczono na podstawie równań (funkcji regresji) wyznaczonych przez Grzebisza i in. (23) w wyodrębnionych zakresach (przedziałach) odczynu gleb pH (Tab. 2).

Tabela 2. Współczynniki utraty plonu (a) w zależności od zakresu pH gleb.

Ocena zakwaszenia gleb	Zakres pH	Współczynnik (a) [%]
Bardzo kwaśne	< 4,5	25
Kwaśne	4,6 – 5,5	15
Lekko kwaśny	5,6 – 6,5	5
Obojętne	6,6 – 7,2	1
Zasadowe	> 7,2	2

Źródło: obliczenia własne na podstawie opracowania Grzebisza i in. (2008) (23)

Wpływ czynników antropogenicznych na zakwaszenie gleb oszacowano na podstawie danych emisji zanieczyszczeń gazowych dwutlenku siarki i tlenków azotu oraz zużycia mineralnych nawozów azotowych GUS (29). Przy obliczaniu ładunku wodoru wynikającego z przemysłowych emisji SO₂, NO_x przyjęto, że emisja tych związków równa się immisji, a jeden mol SO₂ generuje 2 mole H⁺, natomiast jeden mol NO₂ 1 mol H⁺. Zakłada się, że do zneutralizowania 2 moli wodoru potrzebny jest 1 mol CaO. W obliczeniach emisję tlenków azotu wyrażono w przeliczeniu na NO₂.

W opracowaniu wykorzystano również dane statystyki masowej Głównego Urzędu Statystycznego, dane Krajowej Stacji Chemiczno-Rolniczej oraz materiały i analizy pracowników Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - PIB przygotowane na potrzeby niniejszego opracowania.

Przyczyny zakwaszenia gleb w Polsce

Polska jest krajem charakteryzującym się dużym udziałem gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych. Wynika to przede wszystkim z charakteru procesów glebotwórczych, które ukształtowały pokrywę glebową na terenie kraju. Ponad 90% obszaru Polski zajmują gleby polodowcowe lekkie i bardzo lekkie, wytworzone z kwaśnych skał osadowych, okruchowych luźnych przyniesionych przez lodowce ze Skandynawii. Z kwaśnych skał osadowych najpierw w wyniku hydrolizy następowała mobilizacja, a następnie wymywanie wapnia, magnezu oraz innych kationów o charakterze zasadowym (4, 14, 15, 16, 17, 19, 23, 40, 67).

Gleby wytworzone ze skał osadowych wodnolodowcowych zwłaszcza charakteryzujących się luźnym składem granulometrycznym są w większości przypadków naturalnie zakwaszone, gdyż tworzywem są minerały o niskiej zawartości kationów zasadowych. Produkty rozkładu i syntezy stałej, mineralnej frakcji glebowej w warunkach klimatu humidowego przemieszczane były w głąb, co prowadziło do wytworzenia poziomów genetycznych o wyraźnie zróżnicowanych właściwościach fizykochemicznych i chemicznych (17, 28). Najliczniejszą grupę stanowią gleby bielicoziemne i brunatnoziemne, należące do typu gleb bielicowych i rdzawych, brunatnych kwaśnych i właściwych oraz gleb płowych. Gleby bielicoziemne powstały głównie z utworów piaszczystych w warunkach intensywnego przemysłu i ługowania składników mineralnych z poziomów powierzchniowych do poziomów głębszych. Są to z natury gleby kwaśne i bardzo kwaśne, ubogie w próchnicę i składniki mineralne oraz o słabych właściwościach buforowych. Mimo ewentualnej poprawy właściwości pod wpływem działalności człowieka gleby te w dalszym ciągu stanowią grunty słabej jakości. Dużą powierzchnię w kraju zajmują gleby brunatnoziemne, reprezentowane głównie przez gleby brunatne właściwe i kwaśne oraz gleby płowe (przemyte). Gleby te charakteryzują się dużym przemieszczaniem składników mineralnych z wierzchnich do głębszych poziomów profilu glebowego (jednak znacznie mniejszym niż w glebach bielicoziemnych). W uprawie polowej gleby te poprawiają swoje właściwości stając się gruntami średniej, a niekiedy nawet dobrej jakości.

Ponad 28% powierzchni gleb użytków rolnych w Polsce wytworzyło się ze żwirów oraz piasków luźnych i słabo gliniastych. Jeżeli dodamy do tego część gleb wytworzonych z

piasków gliniastych na piasku luźnym lub słabo gliniastym, część małych i bardzo lekkich, płytkie i szkieletowe rędziny oraz gleby terenów górskich, to łącznie ponad 40% gleb Polski stanowią gleby charakteryzujące się niską jakością i przydatnością rolniczą (16, 42, 55). Skład granulometryczny i jego zróżnicowanie w profilu decydują o zdolności gleby do magazynowania wody, a tym samym o jej żyzności i urodzajności. Gleby utworzone z piasków posiadają również małe zdolności buforowe z uwagi na niską zawartość koloidów mineralnych (wtórnych minerałów ilastych) i organicznych (próchnicy glebowej), stąd dodatkowy ładunek protonu H^+ pochodzenia antropogenicznego (gazowe zanieczyszczenia, nawozy mineralne, zwłaszcza azotowe) prowadzi do obniżenia pH i nasila ujawnianie się wtórnych skutków zakwaszenia. Chemiczna degradacja wywołana nadmiernym zakwaszeniem jest szczególnie groźna w przypadku silnie przemytych glin zwałowych oraz pyłów i ilów wodnego pochodzenia, w których wysokie stężenie protonu H^+ zwiększa intensywność hydrolizy glinokrzemianów i ujawnienie się toksyczności glinu ruchomego (4, 14, 16, 17, 19, 67, 68).

Wymywanie kationów zasadowych (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) z gleb użytkowanych rolniczo nasila się w warunkach zwiększonej koncentracji azotanów (NO_3^-) oraz chlorków (Cl^-), które pojawiają się m. in. na skutek nawożenia mineralnego. Wymywanie kationów zasadowych z gleb jest szczególnie intensywne w rejonach o dużej ilości opadów, stąd najwięcej gleb kwaśnych występuje w obszarze nadmorskim i górskim Polski (17, 53, 59).

Zakwaszenie gleb użytkowanych rolniczo ogranicza produkcję roślinną i zagraża środowisku w Polsce w znacznie większym stopniu niż w wielu krajach europejskich i pozaeuropejskich klimatu humidowego (14, 15, 16, 19, 60, 67). Groźne dla środowiska i jakości produktów rolnych skutki zakwaszenia związane są przede wszystkim z pojawieniem się w glebie toksycznych substancji w wyniku zwiększenia stężenia protonów oraz mobilizacji-immobilizacji składników pokarmowych roślin. Poznanie tych procesów, a szczególnie zidentyfikowanie czynników nasilających pojawienie się wtórnych skutków zakwaszenia gleb, ograniczających produkcję roślinną, daje podstawę do wprowadzenia właściwych technologii uprawy i użytkowania gleb, przede wszystkim wapnowania i optymalizacji nawożenia. Znaczną rolę w zakwaszaniu gleb odgrywają także kwasy organiczne i nieorganiczne powstające w czasie rozkładu substancji organicznej (17, 22, 23).

Oddziaływanie temperatury na intensywność procesów zakwaszenia związane jest z rozpuszczalnością ditlenku węgla (CO_2). W niższych temperaturach 0-4°C rozpuszczalność CO_2 jest dwukrotnie wyższa niż w temperaturze około 20°C. Ditlenek węgla rozpuszczony w wodzie tworzy kwas węglowy (H_2CO_3), który w reakcji z węglanem wapnia ($CaCO_3$)

przechodzi w wodorowęglan wapnia ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$) i jest łatwo rozpuszczalny w wodzie oraz wymywany z gleby. Temperatura decyduje także o aktywności biologicznej gleby, przez co wpływa na ilość wytwarzanego w procesie oddychania CO_2 . W wyższej temperaturze powstaje wprawdzie więcej CO_2 w glebie, ale na skutek intensywnego „oddychania gleby” wydzielany jest on prawie w całości do atmosfery, a wapń pozostaje w postaci trudno rozpuszczalnego węglanu wapnia CaCO_3 . Z dużą aktywnością gleby wiąże się często zwiększenie stężenia protonów w roztworze glebowym (wyższe wartości kwasowości czynnej) (22, 23, 63). Jon H^+ w roztworze glebowym pojawia się w wyniku oddysocjowania z grup fenolowych i karboksylowych kwasów organicznych ($\text{R-COO}^- + \text{H}^+$) stanowiących główne składniki wydzielin korzeniowych i śluzów bakteryjnych oraz produktów pośrednich rozkładu substancji organicznej. Jednocześnie nie należy zapominać o kwaśnym charakterze związków powstających podczas procesu humifikacji i mineralizacji. Kwasowość glebowej substancji organicznej (kwasowość organiczna) związana jest głównie z obecnością grup karboksylowych w kwasach humusowych oraz w niskocząsteczkowych kwasach organicznych, oddysocjujących proton przy $\text{pH} < 7$. Całkowita kwasowość kwasów fulwowych wynosi $6\text{--}0 \text{ mmol } (\text{H}^+) \cdot \text{g}^{-1}$ i jest znacznie wyższa niż kwasów huminowych $4\text{--}6 \text{ mmol } (\text{H}^+) \cdot \text{g}^{-1}$ (14, 15, 17, 63).

Biologiczne utlenianie zredukowanej formy azotu amonowego uwolnionego z substancji organicznej lub wniesionego z nawozami mineralnymi zawierającymi kation amonowy również prowadzi do zakwaszenia gleb. Utlenianie siarki (emitowanej przez przemysł i środki komunikacji a wnoszonej do gleby wraz z opadami atmosferycznymi) także powoduje zwiększenie stężenia jonów H^+ w glebie. Przeprowadzający ten proces bezwzględny tlenowiec *Thiobacillus thiooxidans* najlepiej rozwija się w zakresie $\text{pH } 2\text{--}5$. Bakterie z rodzaju *Thiobacillus* utleniające siarkę elementarną (w glebach zanieczyszczanych wokół kopalni siarki) lub zredukowane związki siarki (hałdy pirytowe) potrafią obniżyć pH do $2\text{--}3$ (17, 22, 63).

Wiele reakcji chemicznych zachodzących w środowisku kwaśnym, związanych z przemianami glinu, manganu, żelaza prowadzi do zwiększenia stężenia protonu w glebach. Hydroliza soli glebowych powstających w wyniku wietrzenia chemicznego minerałów krzemianowych i glinokrzemianowych lub nawożenia mineralnego solami chlorkowymi lub siarczanowymi stanowi dobry przykład tego procesu. W glebach kwaśnych o pH poniżej $4,2$ dominującą formą glinu jest $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ w uproszczeniu określany jako Al^{3+} , który w wyższych stężeniach może być źródłem protonu i toksycznie oddziaływać na żywe organizmy (17, 45, 49).

Przyrodnicze przyczyny zakwaszenia gleb zachodzą stale, ale stają się groźne dla agroekosystemów, gdy zostaną wsparte czynnikami antropogenicznymi. Zakwaszenie gleb powoduje szereg ujemnych skutków polegających na zmniejszeniu ich produktywności i żywności oraz ograniczeniu dostępności mineralnych składników pokarmowych dla roślin oraz obniżeniu zdolności buforowych i odporności gleby na procesy prowadzące ostatecznie do ich degradacji (4, 9, 14, 15, 17, 19, 60, 68).

Stan zakwaszenia gleb w Polsce

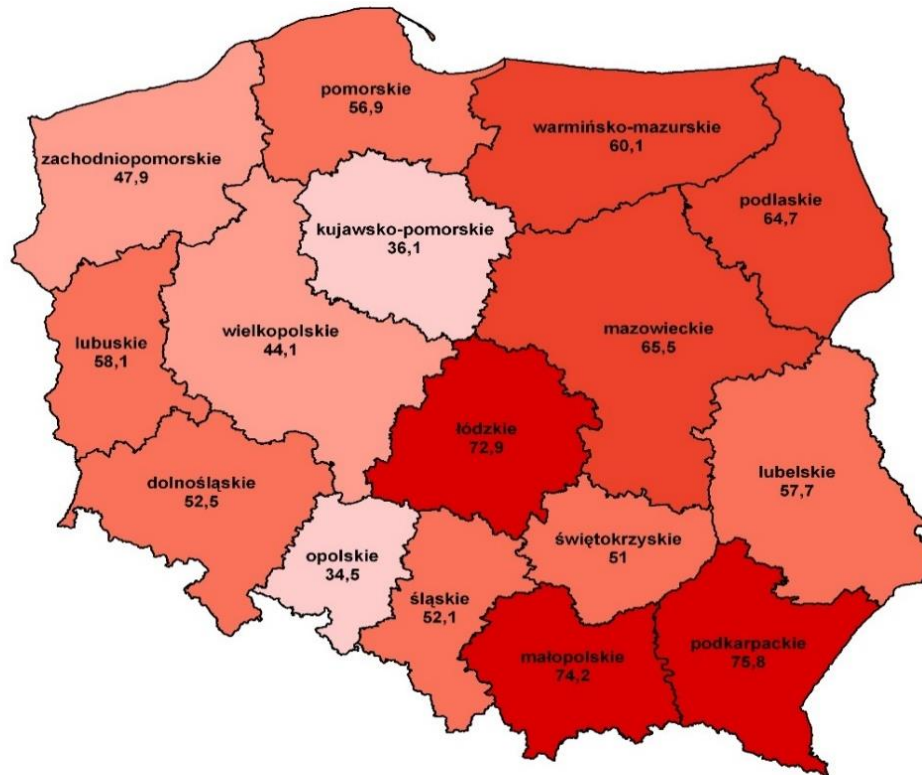
Analiza bazy danych odczynu gleb (pH_{KCl}) w Polsce obejmującej wyniki badań przeprowadzonych w latach 2014-2015 r. wskazuje, że 28,9% przebadanych próbek gleb charakteryzuje się odczynem bardzo kwaśnym (pH poniżej 4,5), a kolejne 28,3% próbek odczynem kwaśnym (Tab. 3). Jeżeli porównamy te dane z badaniami prezentowanymi przez KSchR za lata 2012-2015, to udział sumy tych gleb w badaniach IUNG - PIB jest wyższy o 18,2%. Tak dużą różnicę można tłumaczyć tym, że stacje chemiczno-rolnicze wykonują analizy na zlecenie rolników badających odczyn i zasobność gleb, natomiast dane IUNG - PIB pochodzą z niezależnej, reprezentatywnej siatki charakteryzującej użytki rolne w kraju. W porównaniu do badań oschr (57), prowadzonych na wszystkich gruntach ornych (do 1975 r.) wartości te są zbliżone, co wskazuje, że stan zakwaszenia gleb na przestrzeni 50 lat nie uległ istotnej zmianie.

Najsilniej zakwaszone gleby występują w województwach: łódzkim, małopolskim i podkarpackim - ponad 70% gleb o odczynie bardzo kwaśnym i kwaśnym. Najmniej takich gleb znajduje się w województwach opolskim i kujawsko-pomorskim - około 35% przebadanych próbek glebowych (Rys. 1). Rozmieszczenie próbek o odczynie bardzo kwaśnym ($\text{pH}_{\text{KCl}} \leq 4,5$), przedstawiono na rysunku 2.

Tabela 3. Procentowy udział próbek w klasach odczynu, w ujęciu województw (n=54 656).

Województwo	Udział próbek w klasach odczynu (%)				
	Bardzo kwaśny	Kwaśny	Lekko kwaśny	Obojętny	Zasadowy
Dolnośląskie	23,1	29,4	32,0	11,7	3,8
Kujawsko-pomorskie	14,2	21,9	25,8	20,5	17,6
Lubelskie	29,7	28,0	20,9	11,5	9,9
Lubuskie	27,6	30,5	24,1	10,6	7,2
Łódzkie	40,0	32,9	18,1	5,8	3,2
Małopolskie	46,1	28,1	12,8	8,0	5,0
Mazowieckie	38,0	27,5	19,4	10,1	5,1
Opolskie	10,2	24,3	37,3	19,3	8,9
Podkarpackie	46,3	29,5	13,0	7,7	3,5
Podlaskie	35,0	29,7	17,4	10,1	7,9
Pomorskie	22,7	34,2	24,2	12,0	6,9
Śląskie	25,8	26,3	27,3	14,8	5,8
Świętokrzyskie	27,3	23,7	17,8	18,0	13,2
Warmińsko-mazurskie	26,9	33,2	21,1	13,1	5,8
Wielkopolskie	19,1	25,0	27,3	16,2	12,4
Zachodniopomorskie	19,4	28,5	27,4	15,3	9,4
Polska	28,9	28,3	22,4	12,5	7,9

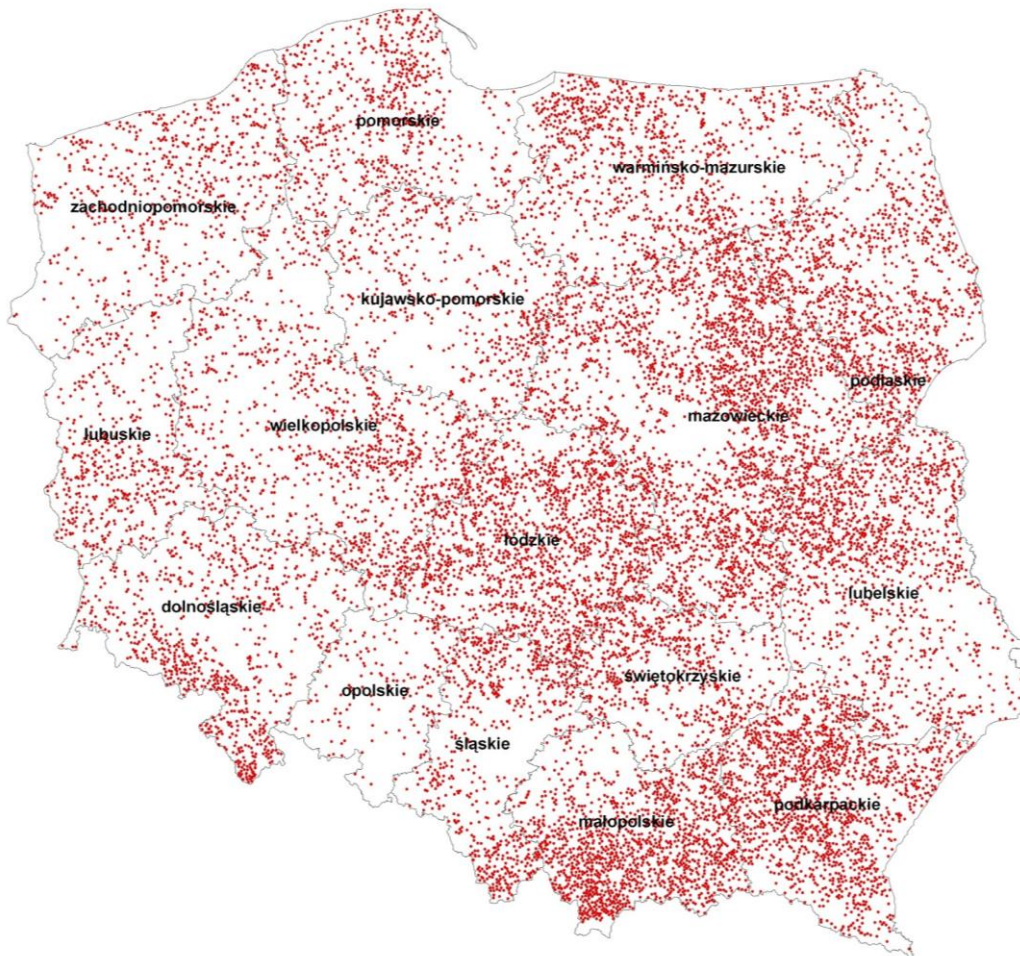
Źródło: opracowanie własne Smreczak i Łysiak 2017



**Procentowy udział
gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych**



Rys. 1 Przestrzenne zróźnicowanie próbek gleb w klasach odczynu bardzo kwaśnego i kwaśnego
Źródło: opracowanie własne Smreczak i Łysiak 2017



Rys 2. Przestrzenne rozmieszczenie gleb wykazujących w górnej warstwie (0-20 cm) odczyn silnie kwaśny ($\text{pH}_{\text{KCl}} \leq 4,5$, $n=31\ 255$).

Źródło opracowanie własne Smreczak i Łysiak 2017

Stan zakwaszenia gleb zazwyczaj jest charakteryzowany w ujęciu administracyjnym dla województw, ale należy pamiętać, że jest to ujęcie problemu o charakterze poglądowym. Stan zakwaszenia gleb użytków rolnych należy rozpatrywać jako wartość w danym gospodarstwie, a nawet na pojedynczym polu.

Potrzeby wapnowania oraz zużycie nawozów wapniowych w Polsce

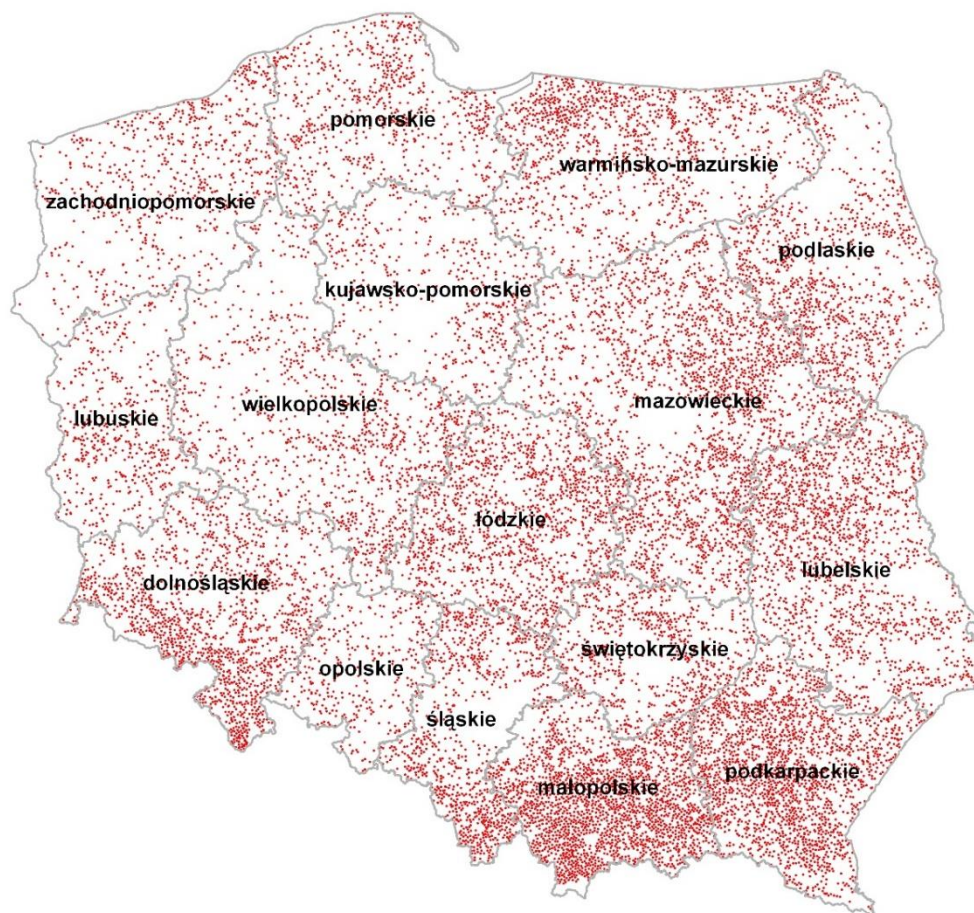
Potrzeby wapnowania gleb w Polsce wyznaczone na podstawie bazy danych IUNG-PIB przedstawiono w tabeli 4. Około 32,5% przebadanych próbek gleb charakteryzuje się potrzebami wapnowania koniecznymi, 17,2% - potrzebnymi, 13,4% - wskazanymi, 12% - ograniczonymi, a 25% - zbędnymi. Największymi potrzebami wapnowania koniecznymi i potrzebnymi charakteryzują się województwa małopolskie 77,5%, podkarpackie 73,4%, łódzkie 59,7%, dolnośląskie, mazowieckie, śląskie, podlaskie, lubelskie, warmińsko-mazurskie potrzeby wapnowania od 54,2 do 50,9%. Najmniejszymi potrzebami wapnowania

charakteryzuje się województwo kujawsko-pomorskie 26,5%. Średnio w Polsce wg badań IUNG około 49,7% przebadanych próbek gleb wymaga wapnowania koniecznego i potrzebnego, w porównaniu z danymi KSChR z lat 2012-2015 potrzeby te są wyższe o 15,7%.

Tabela 4. Procentowy udział próbek w poszczególnych kategoriach określających potrzeby wapnowania w podziale na województwa (n=54 656)

Województwo	Liczba próbek	Potrzeby wapnowania % próbek w zbiorze danych				
		konieczne	potrzebne	wskazane	ograniczone	zbędne
Dolnośląskie	3539	38,9	16,8	15,1	14,4	14,8
Kujawsko-pomorskie	3497	13,4	13,1	12,6	14,2	46,7
Lubelskie	4385	36,5	16,0	12,7	11,5	23,2
Lubuskie	1826	26,8	20,6	14,6	13,4	24,6
Łódzkie	3539	36,7	23,0	16,0	10,7	13,6
Małopolskie	2879	69,0	8,5	6,6	5,1	10,8
Mazowieckie	6669	33,4	20,8	13,0	11,0	21,8
Opolskie	1607	20,0	14,7	22,7	19,4	23,1
Podkarpackie	3222	59,0	14,4	8,4	5,9	12,2
Podlaskie	3195	30,5	22,3	12,6	9,3	25,3
Pomorskie	2928	24,8	22,1	15,5	13,5	24,1
Śląskie	2300	37,3	16,1	13,7	13,0	20,0
Świętokrzyskie	2307	28,7	14,1	12,1	10,4	34,9
Warmińsko-mazurskie	3820	31,3	19,6	14,6	11,8	22,8
Wielkopolskie	5676	18,2	13,9	13,5	14,8	39,6
Zachodniopomorskie	3267	20,4	15,7	14,4	15,5	34,0
Polska	54656	32,5	17,2	13,4	12,0	25,0

Źródło: opracowanie własne (Smreczak i Łysiak 2017)



Potrzeby wapnowania

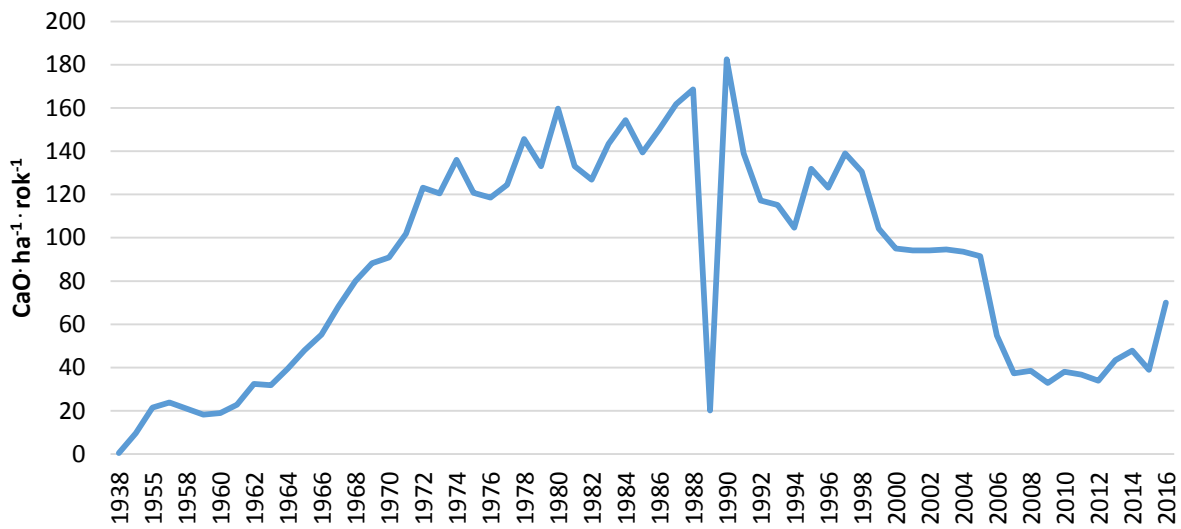
• konieczne

Rys. 3. Rozmieszczenie próbek gleb wymagających wapnowania koniecznego
Źródło: opracowanie własne (Smreczak i Łysiak 2017)

Zużycie wapna nawozowego

Bardzo istotnym elementem zrównoważonego systemu nawożenia jest odczyn gleby warunkowany w znacznej mierze zabiegiem wapnowania. Rośliny uprawiane na glebach kwaśnych dają małe plony o słabej jakości. Zużycie nawozów wapniowych nawet w najlepszym okresie przypadającym na lata 70. i 80. (40) było mniejsze od zapotrzebowania na te nawozy, a w ostatnich latach uległo drastycznemu obniżeniu i wynosi średnio za ostatnie 10 lat około $42 \text{ kg CaO} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Zużycie nawozów wapniowych jest zatem o połowę mniejsze w porównaniu do ostatniego roku przed wejściem Polski do Unii Europejskiej, kiedy to zakup wapna był jeszcze dotowany. Tak małe zużycie nawozów nie jest w stanie pokryć ubytku wapnia wynoszonego wraz z plonem roślin i strat w wyniku wymywania w głąb profilu gleby. Analiza danych GUS wskazuje, że zużycie nawozów wapniowych (CaO) w

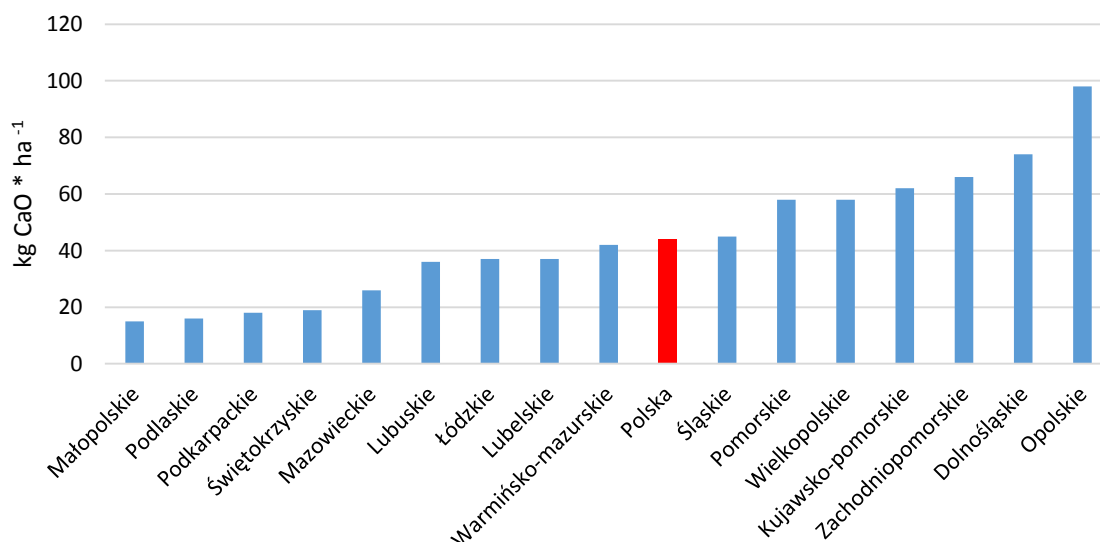
chwili obecnej jest niemal 5-krotnie niższe niż na początku lat 90. ubiegłego stulecia, kiedy to zużywano najwięcej wapna w historii polskiego rolnictwa (Rys. 4).



Rys 4. Zużycie wapna nawozowego

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS Ochal, 2017

Zużycie nawozów wapniowych w Polsce jest zróżnicowane regionalnie (Rys. 5), co wiąże się przede wszystkim z intensywnością produkcji rolniczej. Największe zużycie wapna nawozowego w ostatnich latach odnotowano w województwach: opolskim, dolnośląskim i zachodniopomorskim. Najmniej wapna nawozowego zużywano w województwach: małopolskim, podlaskim, podkarpackim i świętokrzyskim, niespełna 20 kg CaO/ha. Niestety, tak niskie zużycie wapna występuje w województwach, w których udział gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych wynosi ponad 50% i nie ma żadnych przesłanek, że sytuacja ta w najbliższym czasie ulegnie wyraźnej poprawie. Przy tak drastycznie niskim poziomie zużycia nawozów wapniowych możliwe jest, że w przyszłości udział gleb kwaśnych i bardzo kwaśnych będzie się systematycznie zwiększał. Nie pozostanie to z pewnością bez wpływu na ilość i jakość produkowanej żywności i pasz. Utrzymująca się tendencja spadkowa w zużyciu nawozów wapniowych może doprowadzić do dalszej degradacji gleb pod względem odczynu.



Rys. 5. Średnie zużycie wapna nawozowego w latach 2012/2015 (kg·ha⁻¹)

Źródło: opracowanie własne (Ochal) na podstawie danych GUS (32)

Zapotrzebowanie na wapno w kraju

Zapotrzebowanie na środki wapnujące oszacowano dla użytków rolnych, których powierzchnia wg GUS wynosi 14 545 270 ha. Z tej powierzchni, na podstawie bazy danych odczynu gleb i procentowego udziału kategorii agronomicznych w województwach wydzielono powierzchnie użytków rolnych wymagających wapnowania (Tab. 5) i ilość środków wapnujących, jaką należy zastosować do uregulowania odczynu gleb w Polsce (Tab. 6).

Tabela 5. Powierzchnia gleb użytków rolnych wymagająca wapnowania (ha)

Kategoria gleby	Odczyn pH _{KCl}					Razem
	<4.5	4.5-5.1	5.2- 5.6	5.7-6.1	6.2-6.6	
B. lekkie	932285,0	328985,5	-	-	-	1 261 270,5
Lekkie	2019311,4	1292255,3	874399,8	-	-	4 185 966,5
Średnie	873117,9	727891,3	580699,4	597811,3	-	2 779 520,0
Ciężkie	285851,6	242858,5	210384,2	212229,0	216349,7	1 167 673,0
Razem	4 110 566	2 591 991	1 665 483	810 040	216 350	9 394 429,9

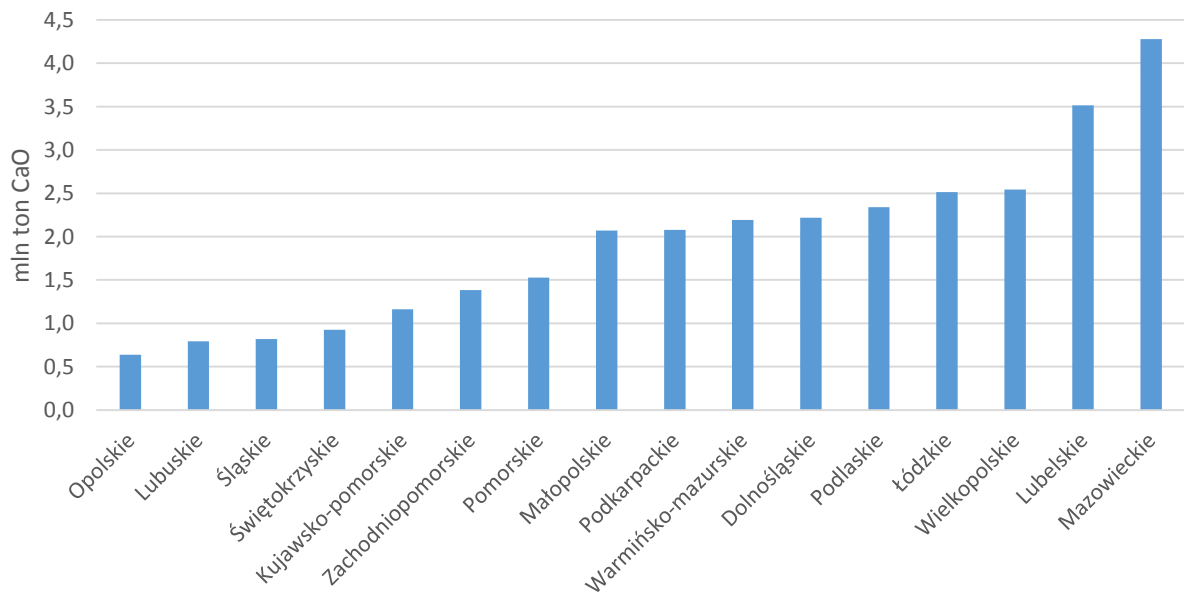
Źródło: opracowanie własne (Ochal 2017) na podstawie danych odczynu gleb (Smreczak i Łysiak 2017)

Tabela 6. Zapotrzebowanie na wapno nawozowe (tony) dla gleb użytków rolnych w zależności od odczynu i kategorii agronomicznej

Kategoria gleby	Odczyn pH_{KCl}					Razem
	<4.5	4.5-5.1	5.2- 5.6	5.7-6.1	6.2-6.6	
B. lekkie	1 864 570,0	246 739,1	-	-	-	2 111 309,2
Lekkie	10 096 557,1	4 109 371,7	786 959,8	-	-	14 992 888,7
Średnie	5 238 707,6	3 348 300,1	1 393 678,6	47 8249,0	-	10 458 935,4
Ciężkie	1 715 109,4	1 287 150,2	378 691,5	29 712,1	21 635,0	3 432 298,2
Razem	18 914 944,0	8 991 561,0	2 559 330,0	507 961,0	21 635,0	30 995 431,3

Źródło: opracowanie własne (Ochal 2017) na podstawie danych odczynu gleb (Smreczak i Łysiak 2017)

Jak wynika z tabeli 5, oszacowane zapotrzebowanie na środki wapnujące wynosi około 30,9 mln ton w skali kraju. Zapotrzebowanie to jest zróżnicowane w zależności od województwa i waha się w granicach od 0,6 mln ton w województwie opolskim do 4,3 mln ton w województwie mazowieckim przy założeniu, że gleby należy doprowadzić do optymalnej wartości pH_{KCl} dla danej kategorii agronomicznej gleby (Rys 6).



Rys. 6. Zapotrzebowanie na wapno w województwach (mln ton)

Źródło: opracowanie własne (Ochal 2017) na podstawie danych odczynu gleb (Smreczak i Łysiak 2017)

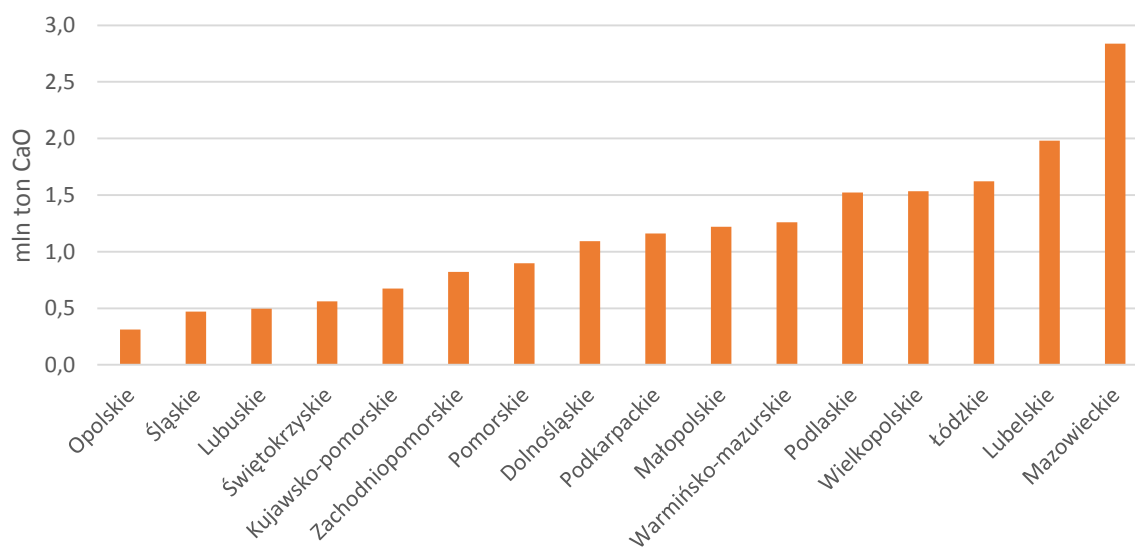
Jako wartość bezpieczną, ograniczającą nadmierne rozpuszczanie się soli metali ciężkich w glebie, uznaje się wartość pH_{KCl} 5,1, dlatego też oszacowano zapotrzebowanie na wapno w skali kraju i województw przy założeniu, że gleby trzeba wapnować do bezpiecznej granicy pH 5,1. W wyniku przyjęcia tego kryterium należy zastosować ponad 18,5 mln ton

CaO w skali kraju (Tab. 7), natomiast w skali województw zapotrzebowanie waha się w granicach od 0,3 w województwie opolskim do 2,8 mln ton CaO w województwie mazowieckim (Rys. 7).

Tabela 7. Zapotrzebowanie na wapno (tony) w celu regulacji odczynu gleb do pH 5,1

Kategoria gleby	Odczyn pH _{KCl}					Razem
	< 4.5	4.5-5.1	5.2- 5.6	5.7-6.1	6.2-6.6	
B. lekkie	1 864 570,0	246 739,1	-	-	-	2 111 309,0
Lekkie	8 077 246,0	2 054 686,0	-	-	-	10 131 932,0
Średnie	2 619 354,0	1 674 150,0	-	-	-	4 293 504,0
Ciężkie	1 286 332,0	643 575,1	-	-	-	1 929 907,0
Razem	13 847 502,0	4 619 150,0	-	-	-	18 466 652,0

Źródło: opracowanie własne (Ochal 2017) na podstawie danych odczynu gleb (Smreczak i Łysiak 2017)



Rys. 7. Zapotrzebowanie na wapno nawozowe w województwach (mln ton)

Źródło: opracowanie własne (Ochal 2017) na podstawie bazy danych odczynu gleb (Smreczak i Łysiak 2017).

Zakwaszenie a produktywność roślin i ochrona środowiska

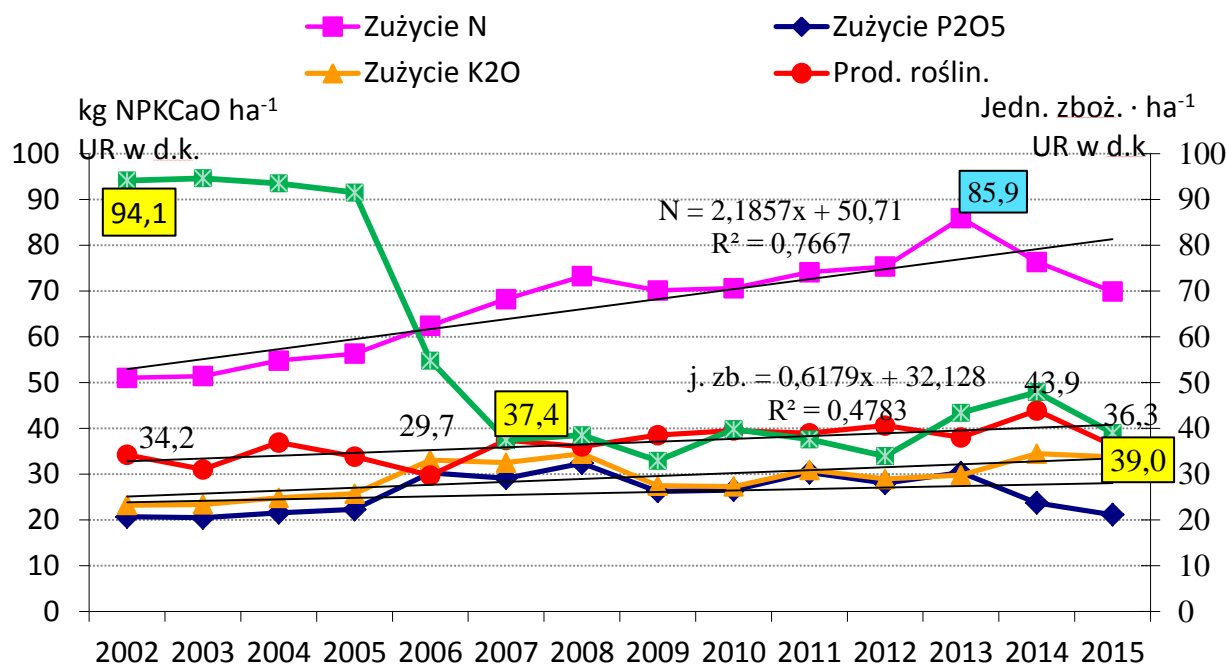
Do istotnych czynników zmniejszających efektywność nawożenia należy niewłaściwy stan agrochemiczny gleb, tj. niska zasobność w makro- i mikroskładniki nawozowe oraz ich nadmierne zakwaszenie. Niedostateczną efektywność nawożenia przy wzrastającym zużyciu nawozów mineralnych tylko częściowo można tłumaczyć gorszymi warunkami glebowo-klimatycznymi (51). Jednym z ważniejszych czynników ograniczających wykorzystanie składników nawozowych w warunkach Polski jest zakwaszenie gleb. Na glebach kwaśnych uzyskuje się małe plony roślin i niską efektywność działania składników pokarmowych.

Według Grzebisza i in. (23) zbiory roślin uprawianych na glebach o odczynie kwaśnym i bardzo kwaśnym mogą być mniejsze od 15-25% (Tab. 2). W miarę wzrostu zakwaszenia gleb pobieranie składników pokarmowych przez rośliny ulega silnemu zakłóceniu, co skutkuje zmniejszeniem plonów (36), a niewykorzystane składniki nawozowe stanowią zagrożenie dla środowiska glebowego i wodnego. Skutki zakwaszenia gleb uprawnych prowadzą do zaburzenia funkcjonowania nie tylko pól uprawnych, lecz także ekosystemów do nich przyległych, wodnych, czy też atmosfery (24). Pierwotnym skutkiem środowiskowym zakwaszenia gleb jest redukcja (zmniejszenie wielkości) systemu korzeniowego mająca charakter przestrzenny, prowadząca do dysfunkcji rośliny w całym profilu glebowym. W konsekwencji prowadzi to do zwiększonego wymycia azotanów, chlorków, siarczanów oraz do braku możliwości pobierania kationów, głównie wapnia i magnezu, w ilościach niezbędnych do prawidłowego pobierania i gospodarki azotem. Jest to szczególnie niebezpieczne w warunkach utrzymujących się od wielu lat, niekorzystnych relacji pomiędzy N:P:K w stosowanych w Polsce nawozach mineralnych, na niekorzyść fosforu i potasu. W Polsce pomimo poprawy wykorzystania azotu w latach 2012-2014, które w odniesieniu do lat 2000-2003 wzrosło o 7 p.p. i znacznie przekroczyło poziom 60% (Tab. 8) tkwią jeszcze znaczne rezerwy szczególnie w poprawie stanu agrochemicznego gleb (50), dla którego fundamentalne znaczenie ma wapnowanie gleb kwaśnych.

W tej części opracowania podjęto próbę określenia potencjalnie utraconych plonów (zmniejszenia produktywności), ale także określenia wielkości możliwych strat składników nawozowych (NPK) powodowanych zakwaszeniem gleb Polski. W Polsce wzrostowi intensywności produkcji roślinnej od początku XXI w., a więc także w okresie funkcjonowania w UE, nie towarzyszyło podobnie duże tempo wzrostu plonowania roślin (47, 50). W Polsce od 2002, a więc bezpośrednio przed wejściem do UE, zużycie nawozów mineralnych azotowych wzrosło w roku 2015 o 40% ze średniorocznym tempem wzrostu $2,2 \text{ kg N} \cdot \text{ha UR}^{-1} \text{ w dk}^1$, podczas gdy globalna produkcja roślinna wzrosła zaledwie o 6% (rys. 8). W tym czasie tempo wzrostu zużycia pozostałych nawozów mineralnych, tj. fosforowych i potasowych było zdecydowanie mniejsze. W rezultacie mamy ciągle utrzymującą się, a nawet pogarszającą, niekorzystną relację zużycia fosforu i potasu w odniesieniu do azotu (Tab. 8). W strukturze zużycia nawozów azotowych dominują formy: amonowa (NH_4^+) i amidowa (NH_2^-), które sprzyjają zakwaszaniu gleb (17). Ponadto, jak twierdzi Grzebisz (23), stosowanie fosforu i potasu w niedoborze w odniesieniu do azotu, poza ograniczeniem

¹UR w dk – użytki rolne w dobrej kulturze (użytkowane rolniczo); wg definicji GUS.

plonowania roślin, prowadzi do wzrostu zagrożeń środowiskowych ze strony azotanów, a także do zmniejszenia odporności roślin na choroby i stres suszy.



Rys. 8. Zmiany intensywności produkcji wg poziomu nawożenia mineralnego NPKCaO i produktywności rolniczej w Polsce w latach 2002-2015

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (Środki produkcji (28); Produkcja upraw rolnych i ogrodniczych, 2003-2016 (27))

Tabela 8. Zmiany efektywności wykorzystania azotu brutto w produkcji rolniczej Polski na tle wybranych wskaźników stanu agrochemicznego gleb

Wyszczególnienie	Lata				Zmiana*
	2000-2003	2004-2007	2008-2011	2012-2015	
Efektywność wykorzystania N (%)	56,8	57,0	58,6	64,0**	7,2
Udział gleb o:					
niskim i b. niskim odczynie pH (%)	52	49	45	39	-13
niskiej i b. niskiej zasobności w fosfor (%)	34	33	32	31	-3
niskiej i b. niskiej zasobności w potas (%)	46	43	42	39	-7
Relacja w nawozach mineralnych					
N	1	1	1	1	-
P ₂ O ₅	0,36	0,39	0,37	0,32	-0,04
K ₂ O	0,45	0,48	0,42	0,41	-0,04

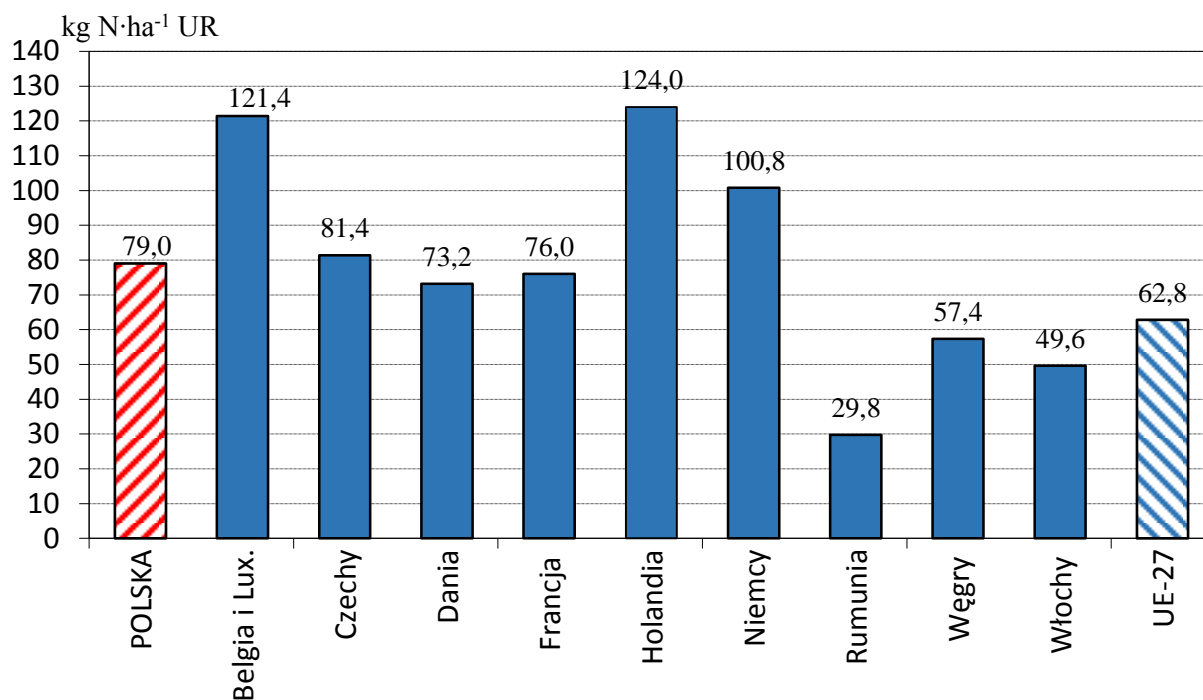
* różnica wielkości bezwzględnych pomiędzy latami 2012-2014 a 2002-2004

** - dotyczy lat 2012-2014

Źródło: opracowanie własne (Kopiński 2017) (53) na podstawie danych GUS (29, 30, 31)

Dynamiczny wzrostowy trend intensywności produkcji w Polsce, mierzony zużyciem nawozów azotowych, jest sprzeczny z tendencjami występującymi w krajach UE. Obecnie Polska należy do pięciu czołowych krajów UE pod względem wysokości stosowanych dawek

azotu w nawozach mineralnych i ustępuje jedynie Belgii z Luksemburgiem, Czechom, Niemcom i Holandii (Rys. 9), mimo zauważalnej poprawy wykorzystania azotu w rolnictwie na poziomie 64% (50). Istnieją jeszcze znaczne rezerwy w lepszym wykorzystaniu tego składnika prowadzące do poprawy produktywności rolnictwa i zmniejszenia skutków niekorzystnego oddziaływania na środowisko ze strony głównych biogenów (związków azotu i fosforu). Utrzymujące się od 2007 roku niskie w skali kraju zużycie nawozów wapniowych (Rys. 8), widoczne po wejściu Polski do UE i zaniechaniu dotowania zakupywanych nawozów wapniowych oraz niekorzystne relacje pomiędzy głównymi makroskładnikami nawozowymi (N:P:K) powodują, że stało się ono w znaczącym stopniu m.in. z uwagi na działanie tzw. reguły beczki Liebig'a (23), czynnikiem limitującym produktywność roślin, efektywność techniczną i ekonomiczną wykorzystania głównie azotu i fosforu, ale też innych makro- i mikroskładników. Utrzymywanie takiej sytuacji sprzyja wysokim nadwyżkom bilansowym azotu, a w konsekwencji rzutuje na bezpieczeństwo żywnościowe i jakość środowiska (50).



Rys. 9. Zużycie nawozów azotowych w latach 2010-2014 w wybranych krajach UE

Źródło: opracowanie własne (Kopiński 2017) na podstawie danych EF (Forecast... 2011-2015) (16)

Charakterystyczną cechą polskiego rolnictwa jest duże zróżnicowanie regionalne, w tym intensywności produkcji (36). Różnice poziomu poszczególnych wskaźników dotyczących zużycia makroskładników nawozowych N, P, K i Ca pomiędzy województwami

są często ponad dwukrotne (tab. 9). Wynika to z tego, że z jednej strony funkcjonuje niskonakładowe (na ogół ekstensywne) rolnictwo tradycyjne, a z drugiej rolnictwo intensywne, odpowiadające wyzwaniom ekonomiczno-rynkowym, w tym konkurencji. Zmiany poziomu intensywności i koncentracji produkcji w Polsce zachodzą w linii północny-zachód – południowy-wschód. Tym niemniej, poziom zużycia CaO w nawozach wapniowych obniżył się w latach 2012-2015 w odniesieniu do lat 2001-2005 we wszystkich województwach (poza lubuskim). Największe spadki zużycia wapna nawozowego, rzędu 70-80%, miały miejsce w województwach: śląskim, małopolskim, podkarpackim, warmińsko-mazurskim i podlaskim. Przeciętna dawka CaO w Polsce uległa obniżeniu dla tych porównywanych okresów o 53% (Tab. 9). Średni poziom zużycia pozostałych nawozów NPK zarówno w nawozach mineralnych, jak i naturalnych, w latach 2006-2011 i 2012-2015, pozostawał na zbliżonym poziomie, chociaż na poziomie poszczególnych województw można zaobserwować różne kierunki i tendencje tych zmian. Wynikają one ze zmian strukturalnych poziomu intensywności produkcji roślinnej i zwierzęcej (53).

Tabela 9. Zużycie nawozów mineralnych NPKCa i naturalnych w województwach Polski w różnych okresach lat XXI w.

Województwo	Zużycie nawozów wapniowych [kg CaO·ha ⁻¹ UR w dk]				Nawożenie mineralne i naturalne razem [kg NPK·ha ⁻¹ UR w dk]		Nawożenie mineralne [kg NPK·ha ⁻¹ UR w dk]	
	2001-2005	2006-2011	2012-2015	Zmiana* %	2006-2011	2012-2015	2006-2011	2012-2015
Dolnośląskie	175,6	75,2	73,6	-58,1	185,2	190,6	151,8	164,1
Kujawsko-pomorskie	98,9	49,1	61,5	-37,8	277,4	265,2	175,1	174,9
Lubelskie	70,2	34,3	36,8	-47,5	179,0	185,1	115,7	133,7
Lubuskie	31,7	39,9	36,3	14,7	172,9	172,9	126,8	126,9
Łódzkie	112,7	35,3	37,3	-66,9	242,3	238,7	137,8	140,4
Małopolskie	84,5	10,7	14,6	-82,7	154,2	149,0	73,1	80,0
Mazowieckie	53,6	27,4	26,4	-50,7	212,7	212,1	107,8	105,1
Opolskie	199,8	104,8	98,2	-50,8	250,8	259,6	186,7	204,7
Podkarpackie	70,9	13,7	18,4	-74,0	124,1	119,7	66,2	76,1
Podlaskie	58,6	14,7	16,2	-72,3	239,3	249,5	96,3	101,7
Pomorskie	90,5	52,1	57,5	-36,5	204,2	206,6	134,9	143,0
Śląskie	290,9	43,2	44,5	-84,7	199,7	207,5	118,3	126,6
Świętokrzyskie	65,0	10,0	18,9	-71,0	179,2	180,6	101,1	114,7
Warmińsko-mazurskie	160,1	40,3	42,2	-73,7	221,2	192,9	125,4	106,3
Wielkopolskie	74,8	51,8	58,4	-21,9	296,1	286,9	163,4	158,4
Zachodniopomorskie	114,3	71,8	66,4	-41,9	163,8	178,2	130,4	148,7
Polska	93,6	41,1	44,0	-53,0	215,2	215,5	127,4	132,6

Źródło: opracowanie Jerzy Kopiński (IUNG-PIB) na podstawie danych GUS: Środki produkcji w rolnictwie (28), Produkcja upraw rolnych i ogrodniczych (27)

* - zmiana w latach 2012-2015 w odniesieniu do lat 2001-2005

W latach 2006-2011 i 2012-2015 produkcja roślinna potencjalnie utracona z powodu nieuregulowanego odczynu gleb przekraczała rocznie średnio 4 j. zb.·ha⁻¹ UR w dk (Tab. 10) i jest na ogół dwukrotnie większa niż tracona z powodu niekorzystnych warunków pogodowych (51). Potencjalne wielkości produkcji roślinnej tracone z powodu nieuregulowanego odczynu gleb mogą zatem stanowić ok. 10% globalnej produkcji roślinnej w Polsce (w ujęciu ilościowym i wartościowym). Relatywnie najmniejsze potencjalne straty produkcji roślinnej ponoszone są w województwie kujawsko-pomorskim, a największe w województwie łódzkim. Wyniki te potwierdzają opinię Krasowicza (55), że czynniki organizacyjne w większym stopniu oddziałują na wyniki ekonomiczno-produkcyjne niż warunki przyrodnicze, w tym pogodowe. Relacje pomiędzy zużyciem środków produkcji (w tym nawozów mineralnych) a wielkością uzyskiwanej produkcji rzutują nie tylko na efektywność i opłacalność produkcji, ale także na tzw. nawozochłonność, a tym samym na możliwość ograniczenia generowanych przez rolnictwo zagrożeń środowiskowych, powodowanych przez utratę niewykorzystanych w produkcji rolniczej składników nawozowych.

Tabela 10. Rzeczywista i potencjalnie możliwa produktywność roślinna oraz zużycie nawozów wapniowych w województwach Polski w okresach lat 2006-2011 i 2012-2015

Województwo	Globalna produktywność roślinna rzeczywista [j. zb.·ha ⁻¹ UR w dk] (x)		Globalna produktywność roślinna potencjalnie możliwa [j. zb.·ha ⁻¹ UR w dk] (y = x + z)		Produkcja roślinna potencjalnie utracona przez zakwaszenie gleb [j. zb.·ha ⁻¹ UR w dk] (z)	
	2006-2011	2012-2015	2006-2011	2012-2015	2006-2011	2012-2015
Dolnośląskie	45,4	49,7	49,9	54,0	4,5	4,3
Kujawsko-pomorskie	43,1	48,0	46,4	51,5	3,3	3,5
Lubelskie	34,5	39,3	38,8	43,6	4,3	4,3
Lubuskie	32,3	38,7	36,1	42,4	3,8	3,7
Łódzkie	34,6	36,5	40,3	41,8	5,7	5,2
Małopolskie	31,8	33,3	36,0	37,6	4,2	4,3
Mazowieckie	31,1	32,8	35,9	37,4	4,7	4,5
Opolskie	54,0	60,2	57,8	64,3	3,9	4,0
Podkarpackie	32,7	33,2	38,1	38,1	5,3	4,9
Podlaskie	29,5	29,9	33,8	33,8	4,3	4,0
Pomorskie	38,2	41,7	42,8	46,1	4,6	4,4
Śląskie	38,7	39,3	42,9	43,2	4,2	3,9
Świętokrzyskie	32,8	33,7	36,3	37,1	3,4	3,4
Warmińsko-mazurskie	33,7	34,6	37,6	38,1	3,9	3,5
Wielkopolskie	41,0	46,1	45,4	50,2	4,4	4,1
Zachodniopomorskie	38,5	44,6	42,7	48,7	4,2	4,2
Polska	36,7	39,5	41,0	43,5	4,3	4,0

Źródło: opracowanie Jerzy Kopiński (IUNG-PIB) na podstawie danych GUS: Środki produkcji w rolnictwie (28), Produkcja upraw rolnych i ogrodnich (27)

Nawozochłonność produkcji roślinnej, liczona w stosunku do całkowitej dawki NPK z nawozów mineralnych i naturalnych, wynosiła w latach 2006-2011 średnio 5,9 kg:j. zb.⁻¹, a w latach 2012-2015 zmniejszyła się o 0,4 j. zb. i wyniosła średnio 5,5 kg:j. zb.⁻¹ (Tab.11). Mimo jej zmniejszenia w okresie krótko- i długoterminowym, jak uważa Fotyma i in. (18) jest ona zbyt duża, jeżeli weźmiemy pod uwagę, że warunki naturalne do produkcji rolnej są gorsze niż w wielu krajach UE, a jednostkowe pobranie składników mineralnych jest stałe.

Tabela 11. Możliwe straty składników nawozowych powodowane przez zakwaszenie gleb w województwach Polski w okresach lat 2006-2011 i 2012-2015

Województwo	Rzeczywista całkowita nawozochłonność produkcji roślinnej [kg NPK·j. zb. ⁻¹]		Potencjalnie możliwa całkowita nawozochłonność produkcji roślinnej [kg NPK·j. zb. ⁻¹]		Możliwe straty składników nawozowych powodowane przez zakwaszenie gleb		
	2006-2011	2012-2015	2006-2011	2012-2015	[kg NPK·ha ⁻¹ UR w dk]	%	
					2006-2011	2012-2015	
Dolnośląskie	4,1	3,8	3,5	3,5	18,5	15,1	7,9
Kujawsko-pomorskie	6,4	5,5	5,7	5,1	21,3	17,9	6,8
Lubelskie	5,2	4,7	4,5	4,2	22,4	18,4	9,9
Lubuskie	5,4	4,5	4,2	4,1	20,3	15,2	8,8
Łódzkie	7,0	6,5	5,8	5,7	39,9	29,9	12,5
Małopolskie	4,8	4,5	3,9	4,0	20,4	16,9	11,4
Mazowieckie	6,8	6,5	5,8	5,7	32,3	25,7	12,1
Opolskie	4,6	4,3	4,0	4,0	18,0	16,3	6,3
Podkarpackie	3,8	3,6	3,0	3,1	20,3	15,4	12,8
Podlaskie	8,1	8,4	7,1	7,4	35,0	29,3	11,7
Pomorskie	5,3	5,0	4,6	4,5	24,8	19,9	9,6
Śląskie	5,2	5,3	4,4	4,8	21,5	18,7	9,0
Świętokrzyskie	5,5	5,4	4,8	4,9	18,8	16,7	9,3
Warmińsko-mazurskie	6,6	5,6	5,9	5,1	25,3	17,5	9,1
Wielkopolskie	7,2	6,2	6,0	5,7	31,8	23,5	8,2
Zachodniopomorskie	4,3	4,0	3,6	3,7	17,9	15,2	8,5
Polska	5,9	5,5	5,0	5,0	25,1	19,9	9,2

Źródło: opracowanie Jerzy Kopiński (IUNG-PIB) na podstawie danych GUS: Środki produkcji w rolnictwie (28), Produkcja upraw rolnych i ogrodnich (27)

W Polsce najmniejszą całkowitą nawozochłonność produkcji roślinnej mają województwa Polski południowo-wschodniej: małopolskim i podkarpackim, a jednocześnie województwa intensywnego rolnictwa tj. dolnośląskie i zachodniopomorskie (Tab. 11). Natomiast wysoką całkowitą nawozochłonność notowana jest, przede wszystkim, w województwach mających znaczne zasoby nawozów naturalnych.

Inną, niepokojącą konsekwencją tego stanu są zagrożenia środowiskowe, wynikające z możliwości migracji do wód powierzchniowych i gruntowych niewykorzystanych w procesie produkcji, a więc, potencjalnie traconych, składników nawozowych wprowadzanych do gleby w postaci nawozów mineralnych i naturalnych. Szczególnie niebezpieczne są biogenne związki azotu i fosforu. Obecnie wartość możliwych strat składników nawozowych z powodu nieuregulowanego odczynu gleb szacuje się przeciętnie w Polsce na ok. 20 kg NPK·ha⁻¹ UR w dk (Tab. 11) i znacznie przekraczają straty powodowane przez zmiany warunków pogodowych (47). W poszczególnych województwach wielkość strat kg NPK, w latach 2012-2015, mieściła się w przedziale od ok. 15 kg w województwach: dolnośląskim, lubuskim, podkarpackim i zachodniopomorskim do ok. 29 kg NPK·ha⁻¹ UR w dk w województwie łódzkim i podlaskim.

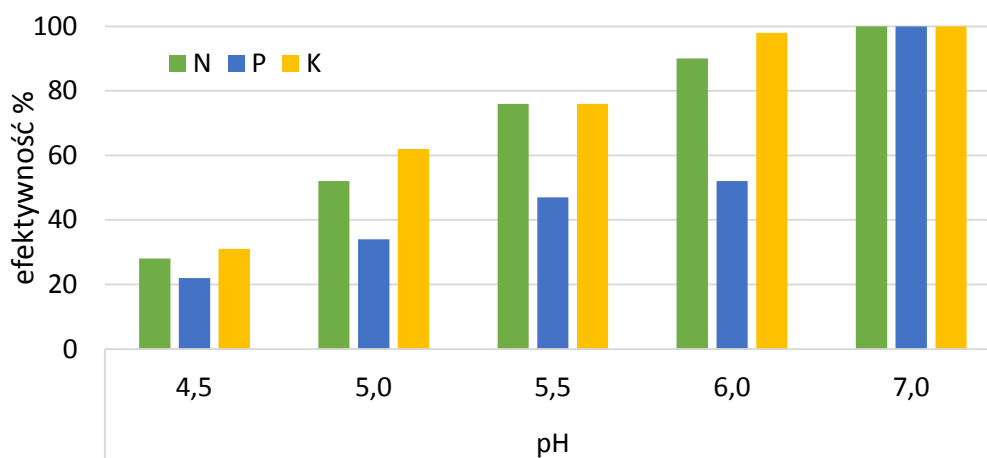
Możliwości ograniczenia niekorzystnych skutków produkcyjnych, powodowanych przez warunki pogodowe są dość ograniczone, istnieją natomiast możliwości poprawy odczynu gleb przez zabieg wapnowania. Uregulowanie odczynu gleb doprowadziłoby do poprawy plonowania roślin (wzrostu produktywności) i lepszego wykorzystania składników nawozowych, czyli spadku nawozochłonności. W konsekwencji znacznie ograniczyłoby to potencjalne zagrożenie środowiska z tytułu prowadzenia produkcji rolniczej, ponieważ wartość ocenionych strat bezpośrednio zależy od poziomu zakwaszenia gleb i całkowitej nawozochłonności produkcji roślinnej.

Obecnie największe i najprostsze możliwości ograniczenia stwarzanych przez rolnictwo zagrożeń środowiskowych, w wyniku poprawy wykorzystania składników nawozowych w produkcji roślinnej istnieją głównie i przede wszystkim w zakresie poprawy odczynu gleb, przez zabieg ich wapnowania. Należy także pamiętać, że nieuregulowany odczyn gleb, ogranicza wykorzystanie innych tzw. pozanawozowych czynników produkcji (jak: postęp genetyczny i w nasiennictwie, ochrona roślin itp.), których znaczenie w Polsce ciągle wzrasta. Wyniki przedstawionych analiz mogą być pomocne w określeniu, na poziomie regionalnym, skali potrzeb w zakresie niezbędnych działań ograniczających, niekorzystny wpływ rolnictwa na środowisko. Mogą także wspierać podjęcie działań w ramach regionalnych polityk rolnych, uwzględniających zagadnienia ochrony środowiska.

Odczynu gleb a efektywność wykorzystania składników pokarmowych

Zakwaszanie się gleb obniża wartość pH roztworu glebowego oraz właściwości sorpcyjne, zwiększa wymywanie składników pokarmowych dla roślin i mikroorganizmów, zwłaszcza wapnia, magnezu i potasu, których niedobory stwierdza się w glebach kwaśnych,

zmniejsza przyswajalność fosforu, molibdenu i boru, a zwiększa dostępność glinu i manganu (9, 42). Postępujący proces zakwaszania się gleb stwarza uzasadnione ryzyko nie tylko porzucania ich przez rolników, ale również może w konsekwencji prowadzić do utraty różnorodności biologicznej m.in. ze względu na zmianę sposobu użytkowania gruntów. Utrzymywanie w glebach bardzo kwaśnego odczynu prowadzi do pogłębiania degradacji gleb, minimalizacji produkcji rolniczej oraz niekorzystnego oddziaływania na środowisko (42). Odczyn gleby jest jednym z podstawowych wskaźników pozwalających ocenić jakość gleby (16, 59). Gleby o pH poniżej 4,5 określamy jako bardzo kwaśne, w przedziale 4,6 – 5,5 jako kwaśne, 5,6 – 6,5 lekko kwaśne, 6,5 – 7,2 obojętne, a powyżej 7,2 jako zasadowe (71). Celem pośrednim regulowania odczynu gleby jest sterowanie procesami geochemicznymi i mikrobiologicznymi w taki sposób, aby zwiększyć rozpuszczalność, a tym samym przyswajalność i dostępność składników mineralnych. Odczyn gleby zmniejszając się poniżej wartości optymalnej dla danego pierwiastka prowadzi do szybkiego spadku jego efektywności plonotwórczej (Rys. 10) Z trzech podstawowych składników mineralnych (N, P, K), najsilniej na zakwaszenie gleby reaguje fosfor (24, 58, 63).



Rys 10. Względna efektywność plonotwórcza NPK w zależności od odczynu gleby
Źródło: Grzebisz i in. 2013 (24)

Efektywność zabiegu wapnowania najczęściej wykazuje się jako przyrost plonów roślin w następstwie przeprowadzonego zabiegu, a nie strat składników mineralnych. Na przykład do wyprodukowania 1 tony nasion rzepaku roślina potrzebuje netto $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ azotu, a pszenicy około 30 kg/ha . Źródłem składnika jest gleba oraz nawozy. Przy założeniu, że efektywność wykorzystania składnika wynosi 70%, można wyliczyć, że zapotrzebowanie

brutto wynosi odpowiednio 85 i 43 kg N · t⁻¹. Nadwyżka azotu pomiędzy zapotrzebowaniem brutto i pobraniem przez rośliny jest potencjalnie podatna na wymywanie (22).

Odczyn gleby a gazowe straty azotu

Azot podlega w glebie naturalnym przemianom, które mogą być znacząco modyfikowane przez odczyn gleby (75). W procesie transformacji azotu jako związki przejściowe powstają gazowe formy azotu - NO, N₂O, które prowadzą do strat składnika z pól uprawnych. W procesie nityfikacji uwalniany jest głównie podtlenek azotu N₂O, zaś w wieloetapowym procesie denityfikacji, czyli redukcji azotanów do azotu cząsteczkowego N₂ (tzw. denityfikacja całkowita) uwalniane są duże ilości podtlenku azotu (N₂O), jak i tlenku azotu (NO). W naturalnych warunkach gleby kwaśne zawierają względnie małe ilości azotu azotanowego stanowiącego substrat denityfikacji. Jeśli gleby uprawiane rolniczo mają niewłaściwe pH (kwaśne), a pomimo tego stosuje się na nich nawożenie azotowe to w procesie denityfikacji do atmosfery emitowane są tlenki azotu. Udowodniono, że w glebach kwaśnych do pH 5,8-6,0 przeważa emisja podtlenków azotu nad emisją azotu cząsteczkowego (24). Podtlenek azotu jest jednym z głównych gazów cieplarnianych, ponadto zarówno - NO jak i N₂O działają niekorzystnie na środowisko, przyczyniając się do niszczenia warstwy ozonowej (8, 35, 64). Dodatkowo, przedostawanie się do atmosfery tlenków azotu z nawożonych pól stymuluje powstawanie kwaśnych deszczy. Są one niewątpliwą przyczyną licznych chorób układu oddechowego, ale również wywierają negatywny wpływ na faunę i florę, a ponadto pośrednio przyczyniają się do eutrofizacji wód, gdyż wraz z opadem kwaśnych deszczy, wody powierzchniowe zostają dodatkowo wzbogacone w azot.

Konwencja Narodów Zjednoczonych w sprawie transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości (49) obliguje nasz kraj do corocznego raportowania emisji amoniaku (NH₃) oraz innych zanieczyszczeń powietrza. W zakresie prawa unijnego roczne poziomy emisji amoniaku określone zostały w dyrektywie 2001/81/WE. W ostatnich latach emisje amoniaku uległy zmniejszeniu o 28%, a tlenków azotu o 47%. Mimo to Unia Europejska nie osiągnęła swoich długoterminowych celów dotyczących jakości powietrza. W Komunikacie Komisji z 18 grudnia 2013 r. „Czyste powietrze dla Europy” stwierdzono, że nadal występują znaczące negatywne skutki i zagrożenia dla zdrowia ludzi i środowiska (48). Nowa dyrektywa o redukcji krajowych emisji zanieczyszczeń atmosferycznych na lata 2020-2030 zobowiązuje Polskę do ograniczania

emisji amoniaku w stosunku do roku 2005 o 1% rocznie w latach 2020-2030 oraz o 17% w każdym roku od 2030 r.

Rolnictwo jest głównym źródłem emisji amoniaku do atmosfery. Jak wynika z inwentaryzacji przeprowadzonej w Polsce w 2015 r. emisja tego gazu ogółem wyniosła **265 130,2 t^{r-1}** (47). Rolnictwo miało w niej udział 98%, z czego 31% związane było ze stosowaniem mineralnych nawozów azotowych. Stąd dyrektywa 2016/2284 w zakresie kontroli emisji amoniaku nakładać będzie na rolnictwo m.in. obowiązek ograniczenia emisji związanych ze stosowaniem nawozów mineralnych.

Na podstawie danych o wielkości zużycia mineralnych nawozów azotowych w latach 1992-2015 (32) oszacowano trend zużycia nawozów azotowych ogółem, który został wykorzystany do określenia prognozy zużycia nawozów azotowych ogółem w 2020 i 2030 r. (13.) Oszacowane na podstawie trendu zużycia nawozów azotowych ogółem na lata 2020 i 2030 wyniosły odpowiednio 1 122 i 1 183 ton N (Tab. 12).

Tabela 12. Średnie zużycie mineralnych nawozów azotowych ogółem w latach 2011-2015 oraz prognoza zużycia na lata 2020 i 2030 (tys. ton N)

Lata	Średnia	Przedział ufności	
		dolny	górnny
2011-2015	1 098	-	-
2020	1 122	1 069	1 176
2030	1 183	1 118	1 251

Źródło: Faber i Jarosz (13)

Z przedstawionych danych wynika, że zużycie azotu w czystym składniku wzrośnie w latach objętych prognozą średnio o 2,1% do 2020 r. oraz o 7,2% do 2030 r. Wyszacowane z trendu zużycia nawozów azotowych ogółem dla przyszłych okresów przeliczono na asortymenty nawozów azotowych w kolejnych okresach (Tab. 13).

Tabela 13. Zużycie ogółem oraz zużycie asortymentów nawozów azotowych w latach 2011-2015 oraz prognoza zużycia na lata 2020 i 2030 (tys. ton N)

Nawozy	Lata			
	2005	2015	2020	2030
Saletra amonowa	308	334	373	394
Fosforan amonu	22	18	20	21
Siarczan amonu	22	28	31	33
Saletra wapniową	165	168	188	198
RSM	40	43	48	51
Mocznik	250	300	335	353
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)	88	113	126	133

Źródło: Nawozy ogółem – GUS (29); asortymenty nawozów – Kopiński, 2017

Przeprowadzone szacunki wykazały, że w perspektywie 2020 i 2030 r. zużycie nawozów wieloskładnikowych wzrosło odpowiednio o 43,2% i 51,1% w stosunku do roku 2005. Wysokie zużycie wynoszące 40,9% i 50,0% przewiduje się dla siarczanu amonu. Dla mocznika, który charakteryzuje się wysokim współczynnikiem emisji amoniaku (10) (Tab. 14), zwłaszcza dla gleb o pH mniejszym niż 7, przewidywany wzrost wyniesie odpowiednio 34,0 i 41,2% w porównaniu do 2005 r.

Tabela 14. Współczynnik emisji amoniaku (EF) z mineralnych nawozów azotowych zalecane do stosowania w inwentaryzacjach emisji

Nawozy	EF (% zużytego nawozu)	
	pH gleby <7	pH gleby >7
Saletra amonowa	1,6	3,3
Fosforan amonu	5,2	9,4
Siarczan amonu	9,2	17,0
Saletra wapniową	0,8	1,7
RSM	10,0	9,7
Mocznik	15,9	16,8
Nawozy wieloskładnikowe (NPK)	6,7	9,4

Źródło: EMEP/EEA 2016 (11)

Oszacowane emisje NH₃ dla zużycia asortymentów nawozów w latach 2015, 2020 i 2030 wyniosły odpowiednio 71 330, 79 713 oraz 84 047 tys. ton. Oznacza to, że w stosunku do roku 2005, emisje NH₃ mogą wzrosnąć odpowiednio o 11,7% i 17,8%. Aby sprostać wymaganiom obniżenia emisji należałoby podjąć działania zmniejszające emisję NH₃ w dziesięcioleciu 2020-2029 w sumie o 10%, a w roku 2030 i dalszych o 17% rocznie.

W konsekwencji wielorakiego oddziaływania wapnowania na właściwości gleby zwiększa się zarówno jej potencjał produkcyjny, a jednocześnie zmniejsza się ujemne oddziaływanie na środowisko. Wzrost odczynu gleby do wartości optymalnych dla gleb użytkowanych rolniczo a więc o pH od 5,6 do 7,2 spowoduje zwiększenie sekwestracji CO₂ oraz zmniejszenie strat azotu do ekosystemów przyległych (woda, powietrze).

Odczyn gleb a emisja biogenów do wód

Odczyn gleby wpływa na wielkość emisji biogenów, głównie azotu i fosforu do wód. Aby rośliny mogły efektywnie pobierać dostarczone składniki mineralne niezbędne jest odpowiednie pH gleby. Przyjmuje się, że optymalne pH dla pobierania fosforu wynosi 6,5 (34) a dla azotu powyżej pH 5 (56).

Nieuregulowany odczyn gleby powoduje, że rośliny nie są w stanie zasymilować składników dostarczonych w nawozach i innych źródłach, np. produktach ubocznych. Na glebie o pH niższym niż 6,5 fosfor zostaje silnie związany z cząsteczkami gleby i razem z nimi może być wyniesiony na drodze spływu powierzchniowego do wód. W efekcie tego zjawiska zwiększa się pula dostępnych biogenów w wodzie. W wyniku takich procesów jak: erozja wietrzna, erozja powierzchniowa, wymywanie w głąb profilu glebowego składniki, wniesione pierwotnie w celu odżywienia roślin, zostają bezpowrotnie stracone z cyklu produkcji rolniczej i zostają rozporoszone do środowiska wodnego (bezpośrednio lub pośrednio).

Obecność w wodach lądowych azotanów, toksycznych dla wielu organizmów żyjących w zbiornikach wodnych, przyczyniła się do uchwalenia ustaw chroniących je przed degradacją. Klasycznym przykładem prawnych działań prewencyjnych jest obowiązująca w krajach Unii Europejskiej Dyrektywa Azotanowa (10), określająca dopuszczalną zawartość NO_3^- na poziomie 50 mg dm^{-3} co odpowiada $11,3 \text{ mg N-NO}_3 \text{ dm}^{-3}$. Zakresy te uznawane są obecnie za zbyt wysokie, zagrażające populacji ryb, płazów czy też bezkręgowców. W związku z powyższym pojawia się pytanie o stopień wpływu zakwaszenia gleby i stopnia kontroli procesu na dopływ azotanów do wód śródlądowych w Polsce, a w konsekwencji na skutki biologiczne w kontekście utrzymania zasobów pierwotnych i bioróżnorodności ekosystemów wodnych (24).

W świetle powyżej przedstawionych informacji oczywistym jest, że uregulowanie odczynu gleby jest zabiegiem zmniejszającym poziom strat azotu i fosforu do wód. W wielu badaniach potwierdzono skuteczność takich działań. Wapnowanie „środowiskowe” z powodzeniem stosowane jest w krajach takich jak Szwecja czy Finlandia, gdzie w wyniku tego zabiegu zaobserwowano następujące rezultaty: poprawienie struktury gleby i związane z nim zwiększenie penetracji gleby przez korzenie, znaczące usprawnienie pobrania składników przez rośliny i ograniczenie zmywu powierzchniowego. Ustalono również, że wapnowanie pozwalało na uzyskiwanie zadowalających plonów na glebach kwaśnych przy stosowaniu obniżonych dawek fosforu. Zwiększona efektywność wykorzystania składnika jak również samo ograniczenie ilości fosforu wnoszonego do gleby bezpośrednio zmniejsza ryzyko przedostania się szkodliwych ilości fosforu do wód (74).

Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku HELCOM, działająca na rzecz ochrony wód Bałtyku, min. przed eutrofizacją, mając na uwadze skuteczność wapnowania w ograniczaniu emisji biogenów do atmosfery i wód, wskazała wapnowanie jako jedno z podstawowych, rekomendowanych działań ograniczających straty azotu i fosforu do wód

(34). Ograniczanie rozpraszania biogenów to również zadanie wpływające z Dyrektywy azotanowej, której to postanowienia Polska jest zobligowana realizować. Rozpowszechnienie praktyki wapnowania wydaje się szczególnie zasadne na obszarach narażonych na straty azotu pochodzenia rolniczego, na tzw. OSN-ach. Niewątpliwie, uregulowanie odczynu gleb na tych obszarach przyczyniłoby się do redukcji strat biogenów z pól uprawnych, a w dłuższej perspektywie do poprawy jakości wód.

Zakwaszenie gleb a toksyczność metali ciężkich

Odczyn uważany jest za jeden z głównych czynników wpływających na formę, w jakiej metale ciężkie występują w środowisku glebowym oraz ich dostępność dla roślin (6, 21, 41). Zakwaszenie gleb zwiększa mobilność metali ciężkich w środowisku glebowym, w związku z czym mogą być one łatwiej pobierane przez rośliny uprawne. Akumulacja metali ciężkich może powodować objawy toksyczności u roślin, a nawet powodować obniżenie jakości plonów. Najczęściej objawy toksyczności powoduje glin. Pierwotna reakcja rośliny na toksyczność glinu ujawnia się w korzeniu i polega na zahamowaniu jego wzrostu (24). Istotą toksycznego wpływu glinu na system korzeniowy jest zastępowanie w apoplacie korzenia kationów zasadowych, głównie wapnia Ca^{2+} przez kationy glinu Al^{3+} . Każde zjawisko zaburzające wzrost systemu korzeniowego w głąb profilu glebowego ogranicza możliwość wykorzystania przez roślinę lokalnych zapasów wody i zawartych w niej ruchliwych składników mineralnych takich jak azotany, a jednocześnie redukuje pobieranie składników mało ruchliwych z gleby takich jak fosfor i potas, warunkujących wykorzystanie przez roślinę pobranego azotu.

Obniżenie odczynu gleby do lekko kwaśnego i kwaśnego powoduje wzrost stężenia w roztworze glebowym, dostępnych dla roślin, ruchomych form metali ciężkich, a tym samym ryzyko podwyższenia wskaźnika ich akumulacji w roślinach (6, 21). Spowodowane jest to wzrostem rozpuszczalności chemicznych połączeń tych pierwiastków, jak również zmniejszeniem ich absorpcji na koloidach glebowych przy niskim odczynie gleby. Najbardziej podatne na zmianę wartości pH są Cd i Zn. Ich mobilność rośnie już przy spadku pH poniżej 6-6,5, natomiast Cu i Pb właściwość tę wykazują dopiero przy $\text{pH} < 5,0$ (21). Blake i Goulding (3) twierdzą, iż aktywność Cd i Mn rośnie przy $\text{pH} 6,0-5,5$, zaś Zn, Ni, Cu przy $\text{pH} 5,5-5,0$, a Pb przy $\text{pH} < 4,5$.

Nadmierna koncentracja metali w produktach roślinnych to zwiększone ryzyko przechodzenia pierwiastków do łańcucha pokarmowego człowieka i innych organizmów żywych. Badania Nowak i Wojtasik (65) wykazały, że akumulacja Cd i Ni w plonie marchwi

była wyższa na glebie lekkiej kwaśnej (pH 4,2-4,7) niż na glebie ciężkiej o odczynie obojętnym (pH 7,0-7,5), mimo że gleba ciężka zawierała dwukrotnie wyższą zawartość Cd i sześciokrotnie wyższą zawartość Ni niż gleba lekka. Wobec tego, to niski odczyn gleby lekkiej miał ogromny wpływ na wzrost stężenia fitoprzyswajalnych form tych metali w środowisku glebowym. Jak wskazują wyniki badań Zaniewicz-Bajkowskiej (76) zawartość Cd w kapuście głowiastej białej uprawianej na glebie wapnowanej była o 12%, w burakach ćwikłowych o 6,3% a w sałacie głowiastej kruchej o 7,9% niższa niż w tych warzywach uprawianych na glebie niewapnowanej. Kapusta rosnąca na glebie wapnowanej zawierała o 9%, a buraki o 9,3% Pb mniej niż uprawiane bez wapnowania, podobne zależności stwierdzili także Sady i wsp. (73). Konsekwencją niskiego odczynu gleb zanieczyszczonych metalami jest migracja zanieczyszczeń do wód gruntowych, nadmierne pobieranie przez rośliny czy ograniczenie aktywności mikrobiologicznej gleb wskutek toksycznego działania metali ciężkich (2, 37). Wapnowanie powinno być stosowane bezwzględnie jako praktyka zmniejszająca ryzyko narażenia środowiska na oddziaływanie metali ciężkich.

Jak podają Jadczyzyn i in. (37) problem silnego zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi występuje głównie na obszarach przemysłowych naszego kraju, natomiast w glebach użytkowanych rolniczo ma znaczenie regionalne. W trakcie prac nad wyznaczeniem Obszarów Problemowych Rolnictwa wskazano 10 gmin położonych w powiatach będzińskim (gminy: Bobrowniki, Mierzęcice, Psary i Siewierz), tarnogórskim (gminy: Ożarkowice, Świerklaniec), chrzanowskim (gminy: Chrzanów i Trzebinia) oraz olkuskim (gminy: Olkusz i Bolesław), w których udział gleb zanieczyszczonych (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 9 września 2002, Dz. U. Nr 165, poz. 1359) wynosił przynajmniej 10% gruntów użytkowanych rolniczo (37).

Czynniki antropogeniczne a zakwaszanie gleb

Degradacja chemiczna gleb, której pierwotnym skutkiem jest zakwaszenie, pojawia się zazwyczaj wtedy, gdy przyrodnicze procesy zostaną wsparte czynnikami antropogenicznymi. Antropogeniczne przyczyny zakwaszenia gleb nasiliły się w drugiej połowie XX wieku. Od tego czasu problem zakwaszenia gleb, a w szczególności problem substancji toksycznych pojawiających się w środowisku glebowym, stanowi poważny czynnik niskiej produktywności gleb uprawnych a także niebezpieczeństwo zanieczyszczenia środowiska przez substancje biogenne (15, 16, 17).

Za główne przyczyny antropogenicznego zakwaszenia uznaje się nawożenie azotem oraz emisje kwasotwórczych zanieczyszczeń powietrza SO_2 , NO_x i NH_3 , które opadają na gleby w postaci suchego bądź mokrego depozytu – „kwaśnych deszczy” (15, 16, 17).

Stosowanie nawozów azotowych powoduje zakwaszenie gleb w stopniu tym większym im dawki N są wyższe i im wyższy jest udział formy amonowej w nawozach. Azot w postaci amonowej NH_4^+ i mocznika $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$, który w wyniku urolizy również przechodzi w formę amonową, przyczynia się do zakwaszenia. Mechanizmy odpowiedzialne za ten proces związane są przede wszystkim z procesami życiowymi organizmów, które absorbując kation amonowy (NH_4^+) wydzielają protony (H^+), równoważąc ładunki dodatnie zakumulowane w wyniku pobierania azotu. Ponadto, jon NH_4^+ podlega nitryfikacji, zachodzącej dwustopniowo przy udziale bakterii *Nitrosomonas* i *Nitrobacter*.

Zużycie nawozów azotowych w 2016 roku wyniosło 69 kg N/ha UR. Nawożenie azotem na poziomie 69 kg N, przy założeniu, że 1 kg N jest źródłem około 30 moli wodoru, stanowi zatem 2070 moli H^+ . Dla zneutralizowania 2 moli wodoru potrzebny jest 1 mol CaO, czyli około 1035 moli tlenku wapniowego, (1035 moli x 56 – masa molowa CaO = 57960 g), co daje 58 kg $\text{CaO}\cdot\text{ha}^{-1}$. Porównując to do aktualnego zużycia CaO, które obecnie wynosi około 39 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ UR wynika, że dla zneutralizowania działania zakwaszającego pochodzącego z samych nawozów azotowych należy dodatkowo zastosować jeszcze 19 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ w celu zneutralizowania pozostałych 570 moli H^+ .

Kwaśne opady i suchy depozyt zanieczyszczeń powietrza jako skutek emisji gazowych głównie w postaci SO_2 , NO_x i NH_3 powstających ze spalania paliw w elektrowniach, zakładach przemysłowych i silnikach, w pojazdach mechanicznych, zmniejszył się w stosunku do lat 80., ale nadal stanowi znaczne źródło protonu w glebach. Według danych GUS (29) w 2016 emisja zanieczyszczeń gazowych w tys. ton dla dwutlenku siarki wyniosła 800.000 a tlenków azotu 723.000 ton, co w przeliczeniu na 1 hektar powierzchni naszego kraju daje opad równy 26,5 $\text{kg}\cdot\text{ha}/\text{rok}$ i 23,1 $\text{kg}\cdot\text{ha}/\text{rok}$, a to z kolei przekłada się na 1330 moli $\text{H}^+/\text{ha}/\text{rok}$, w związku z czym dla zneutralizowania działania zakwaszającego pochodzącego z tych źródeł należałoby zastosować jeszcze około 37,2 $\text{kg}\cdot\text{ha}/\text{rok}$.

Łączny depozyt protonów wodoru pochodzący z emisji: SO_2 i NO_x oraz stosowania nawozów azotowych do zneutralizowania wynosi 1900 moli H^+ (SO_2 – 828; NO_x – 502; nawożenie N – 570 $\text{H}^+/\text{ha}/\text{rok}$). Po uwzględnieniu aktualnego zużycia wapna nawozowego do zneutralizowania protonów pochodzących ze źródeł antropogenicznych, należałoby zastosować jeszcze 56,2 $\text{kg}/\text{CaO}/\text{rok}$. Pomimo znacznego obniżenia ładunku protonu, które

w ostatnim 25-leciu zmniejszyło się o około 40% presja zakwaszania gleb w Polsce nie uległa znacznemu zahamowaniu.

Koszt wapnowania

Na koszt wapnowania oprócz samego zakupu wapna składają się także nakłady poniesione na transport, pracochłonność, a także w niektórych gospodarstwach koszt usługi rozsiewu wapna. Dla oszacowania kosztów zabiegu przyjęto następujące założenia:

- dawki wapna (CaO):
 - dla wapna węglanowego o zawartości 50% CaO - 2,0 tony CaO/ha,
 - dla wapna tlenkowego o zawartości 60% CaO - 3,0 tony CaO/ha,
- odległość nawożonego pola – do 1 km,
- załadunek wapna mechaniczny (ładowacz przyczepiany lub czołowy, współpracujący z ciągnikiem),
- przykładowy typ ciągnika – Ursus C-912 o mocy 55,2 kW.

Pracochłonność wykonania zabiegu rozsiewu wapna w zróżnicowanych dawkach na powierzchni 1 ha, z wykorzystaniem zestawu maszyn złożonych z przyczepianego rozsiewacza nawozów i wapna typu N-011 (o ładowności 2,5 t) i ciągnika Ursus C-912 oraz ładowacza, przyjęto na podstawie danych normatywnych zawartych w publikacji (44). W obliczeniach kosztu aplikacji wapna przyjęto uproszczenie, polegające na uwzględnieniu jedynie kosztów zużytego paliwa i smarów, bez uwzględniania całkowitych kosztów jednostkowych eksploatacji agregatu maszynowego (ciągnika plus rozsiewacza nawozów). W obliczeniach nie uwzględniono również kosztów transportu wapna, gdyż koszty te zostały zawarte w cenach wapna zakupywanego do wysiewu. Nie uwzględniono również kosztów pracy przyjmując, iż rolnik wykonuje zabieg wapnowania samodzielnie i nie korzysta z usług zewnętrznych.

Dla wyżej wspomnianego ciągnika Ursus C-912 o mocy 55,2 kW zużycie paliwa na 1 godzinę pracy podczas rozsiewu wapna wyniesie 5,6 l/cnh (zużycie w lżejszych pracach polowych - dla warunków transportu polowego (30). Stąd normatywne zużycie paliwa (oleju napędowego) dla wariantu rozsiewu wapna tlenkowego w ilości 2,5 t/ha wyniesie:

$$0,6 \text{ cnh} * 5,6 \text{ l/cnh} = \underline{\underline{3,41}}$$

Przyjmując cenę 1 l oleju napędowego w wysokości 4,69 zł/l (72) oraz koszt olejów, których wartość wyniesie 4% wartości zużytego paliwa, wartość zużytego oleju napędowego dla zabiegu wysiewu wapna wyniesie:

$$3,41 * 4,69 \text{ zł/l} * 1,04 = 16,58 \text{ zł}$$

Przeciętna cena wapna tlenkowego o zawartości około 60% CaO według danych zawartych w Rynku Rolnym (04/2017) wynosi około 746,6 zł/t (cena wapna węglanowego o zawartości 50% CaO wynosiła 450 zł/t wg publikacji Aktualności Rolnicze z ODR w Końskowoli). Natomiast wartość nawozu dla dawki w czystym składniku wynoszącej 1,5 t/ha przyjmie wartość:

$$2,5 \text{ t/ha} * 746,6 \text{ zł/t} = 1 866,5 \text{ zł/ha}$$

Z kolei łączna wartość kosztów zabiegu rozsiewu wapna (kosztów zużycia paliwa i olejów) wraz z wartością zastosowanej dawki wapna w dawce 1,5 t/ha CaO wyniesie:

$$16,58 \text{ zł/ha} + 1 866,50 \text{ zł/ha} = 1 883,08 \text{ zł/ha}$$

Posługując się analogicznymi obliczeniami, w tabeli poniżej przedstawiono wartość zużytego wapna oraz koszty jego aplikacji, jak również łączne koszty poniesione przez rolnika dla zabiegów wapnowania w przypadku pozostałych wariantów (Tab. 15).

Tabela 15. Koszt aplikacji wapna w zależności od dawki i rodzaju

Rodzaj nawozu wapniowego	Dawka CaO [t]	Dawka nawozu [t]	Nakłady pracy* [cnh]	Wartość nawozu [zł/ha]	Wartość zabiegu [zł/ha]	Wartość łączna [zł/ha]
Wapno węglanowe (50% CaO)	1,0	2,0	0,5	900	14	914
	2,0	4,0	1,0	1 800	28	1 828
Wapno tlenkowe (60% CaO)	1,5	2,5	0,6	1 867	17	1 884
	3,0	5,0	1,2	3 733	34	3 767

* - dla rozsiewacza wapna N-011 o ładowności 2,5 t i wydajności $W_{07} = 1,0-1,7$ ha/h z załadunkiem mechanicznym z wykorzystaniem ciągnika Ursus C-360, C-912 i rozsiewie w warunkach gleb średnich na polu o powierzchni 1 ha

Źródło: opracowanie własne (Madej 2017)

Z uwagi na fakt, iż zabieg wapnowania nie jest wykonywany corocznie, a zgodnie z zaleceniami powinien być wykonywany co 4-6 lat, to wartość nakładów poniesionych na wapnowanie w ujęciu rocznym obciążających uprawę danej rośliny wyniesie:

$$1 884 \text{ zł/ha} / 4 \text{ lata} = 471 \text{ zł/ha}$$

Natomiast koszty te dla pozostałych dawek wapna będą się kształtowały jak w tabeli 16.

Tabela 16. Koszt wapnowania w ujęciu rocznym

Rodzaj nawozu wapniowego	Dawka CaO [t]	Wartość łączna [zł/ha]	Wartość łączna wapnowania w przeliczeniu na rok* [zł/ha]
Wapno węglanowe (50% CaO)	1,0	914	229
	2,0	1 828	457
Wapno tlenkowe (60% CaO)	1,5	1 884	471
	3,0	3 767	942

* - koszt wapnowania rozliczono na okres 4-letni

Źródło: opracowanie własne (Madej 2017)

Podsumowanie i wnioski

Aktualne problemy i przyszłe wyzwania związane z racjonalnym wykorzystaniem oraz zarządzaniem ekosystemami lądowymi dowodzą, że zakwaszenie stanowi jeden z ważniejszych elementów chemicznej degradacji gleb pomimo zmniejszonej ostatnio presji antropogenicznych przyczyn zakwaszenia. Gleby użytkowane rolniczo w Polsce cechują się naturalnie bardzo kwaśnym i kwaśnym odczynem, wynikającym z przebiegu procesów glebotwórczych, oddziaływań antropogenicznych (nawozy azotowe, emisja tlenków SO_2 , NO_x i NH_3 pochodzących ze spalania surowców energetycznych, głównie węgla i pochodnych ropy naftowej przez przemysł i transport). Jak wynika z analizy udziału czynników antropogenicznych w procesie zakwaszania gleb depozyt protonów wodoru wynosi dla: SO_2 – 828; NO_x – 502; nawożenia N – 570, co łącznie daje 1900 protonów wodoru. W tej puli nawożenia azotem odpowiada za dostarczenie 30% a emisje przemysłowe 70% H^+ (z czego, depozyt dwutlenku siarki stanowi – 43,6%, a dwutlenku azotu – 26,4%). Po uwzględnieniu aktualnego zużycia wapna nawozowego do zneutralizowania protonów pochodzących ze źródeł antropogenicznych, należałoby zastosować jeszcze 56,2 kg/CaO/rok.

Około 50% gleb użytków rolnych charakteryzuje się bardzo kwaśnym i kwaśnym odczynem, a zużycie nawozów wapniowych jest zbyt niskie w stosunku do potrzeb.

Zakwaszenie gleb pozostaje dużą barierą w produkcji roślinnej i stanowi zagrożenie dla środowiska (14, 15, 22, 24). Produkcyjne a także ekologiczne skutki zakwaszenia gleby przedstawiają wypadkowy efekt działania szeregu procesów, często współzależnych, a więc trudnych do jednoznacznego zdefiniowania (22, 24). Dlatego obserwowane niekorzystne zjawiska mierzone są najczęściej wielkością utraconego plonu uprawianej rośliny, małą zawartością oraz zwiększonym wymywaniem składników mineralnych. Zakwaszenie gleb powoduje szereg ujemnych skutków dla środowiska, do których zaliczyć należy: niską efektywność wykorzystania azotu i fosforu, zwiększenie gazowych strat azotu, mobilność glinu i manganu oraz innych metali ciężkich w glebie, pogorszenie jakości wód powierzchniowych wskutek strat niewykorzystanego przez rośliny azotu i fosforu.

Oszacowane sumaryczne zapotrzebowania rolnictwa w Polsce na wapno wynosi około 31,0 milionów ton CaO (około 62 mln ton w masie nawozów), w tym dla gleb bardzo kwaśnych o pH poniżej 5,1 – około 18,5 mln ton CaO (ok. 37 mln ton w masie). Zapotrzebowanie to powinno być zrealizowane w przeciągu najbliższych 4 - 6 lat.

Koszty zabiegu wapnowania gleb nie mogą być w całości przerzucone, tak jak to dzieje się obecnie, na rolników. Szczególnie dotyczy to małych gospodarstw na glebach lekkich i bardzo lekkich. W obecnych warunkach ekonomicznych rolnicy użytkujący te gleby

nie są w stanie podołać wysokim nakładom na zabieg, którego koszt w opracowaniu na 1 ha oszacowano na 450 zł·rok⁻¹.

Dlatego też powinno się umożliwić dofinansowanie zabiegów wapnowania gleb o odczynie poniżej pH 5,5. Bez uregulowania odczynu trudno spodziewać się wzrostu konkurencyjności uzyskiwanych produktów rolnych i zapewnienie odpowiedniej jakości. Gleba stanowi dobro ogólnonarodowe i jest zasobem - w tym wypadku - odnawialnym jednak pod warunkiem należytego w nią inwestowania. Jedną z nich jest wapnowanie. Nawozy wapniowe, mogą pochodzić z bardzo dobrych i bogatych krajowych złóż. Zwiększenie ich eksploatacji nie stanowi większego problemu technicznego.

Programem wapnowania powinny być objęte wszystkie gleby użytkowane rolniczo w naszym kraju, przede wszystkim gleby wykazujące odczyn bardzo kwaśny i kwaśny, niezależnie od położenia administracyjnego.

Literatura:

1. Aktualności Rolnicze. ODR Końskowola, 03/2017.
2. Bednarek W., Lipiński W.: Kationy wymienne w glebie poddanej oddziaływaniu zróżnicowanego nawożenia mineralnego. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 1998, 456: 147-151.
3. Blake L., Goulding K.W.T.: Effects of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal contents in soils and egetation of semi-natural ecosystems at Rothamsted Experimental Station, 2002 UK. *Plant and Soil* 240: 235–251.
4. Boguszewski W.: Wapnowanie gleb. PWRiL, Warszawa 1980. 176 ss.
5. Bolan N.S., Adriano D.C., Curtin D., 2003: Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailabiulity. *Advances in Agronomy Vol. 78*, 215-272.
6. Chłopecka A.: Wpływ różnych związków kadmu, miedzi, ołowiu i cynku na formy tych metali w glebie oraz na ich zawartość w roślinach. 1994 IUNG Seria R.
7. Chmurzyńska K.: Efekty WPR w odniesieniu do obszarów wiejskich, [w:] Wigier M. (red.) *Analiza efektów realizacji polityki rolnej wobec rolnictwa i obszarów wiejskich. IERiGŻ-PIB (PW 2011-2014)*, Warszawa. 2011, 26: 37-55.
8. Clough T. J, Kelliher F. M, Sherlock R. R, Ford C. D.: Lime and soil moisture effects on nitrous oxide emissions from a urine patch. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, **68**: 1600-1609.
9. Dechnik I.: Wpływ nawożenia na właściwości gleby. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 1987, 324: 81-106.
10. Dyrektywa Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG).
11. EMEP/EEA: EMEP/EEA air pollutants emission inventory guidebook 2016. European Environment Agency, Copenhagen, 2016.
12. Faber A., Jarosz Z., Kopiński J. Zastosowanie modeli do weryfikacji wskaźników emisji amoniaku z mineralnych nawozów azotowych (dane niepublikowane).
13. Faber A., Jarosz Z., Prognoza ograniczenia emisji amoniaku z mineralnych nawozów azotowych na lata 2020 I 2030 (dane niepublikowane).
14. Filipek T.: Przyrodnicze i antropogeniczne przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb. *Nawozy i Nawożenie*, 2001, 8: 5-26.
15. Filipek T.: Dynamika antropogenicznych przyczyn zakwaszenia gleb w Polsce w ostatnich latach. *Nawozy i Nawożenie*, 2005, 23: 67-83.
16. Filipek T., Fotyma M., Lipiński W.: Stan, przyczyny i skutki zakwaszenia gleb ornych w Polsce. *Nawozy i Nawożenie*, 2006 27: 7-38.

17. Filipek T., Skowrońska M.: Aktualnie dominujące przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce”. *Acta Agrophysica*, 2013, 20(2): 283-294.
18. Forecast of food, farming and fertilizer use 2015-2025: *Fertilizers Europe*, 2015, 1, ss. 114.
19. Fotyma M., Zięba S.: *Przyrodnicze i gospodarcze podstawy wapnowania gleb*. Wyd. PWRiL, Warszawa, 1988, ss. 250. ISBN 83-09-01397-3.
20. Fotyma M., Igras J., Kopiński J., Podyma W.: Ocena zagrożeń nadmiarem azotu pochodzenia rolniczego w Polsce na tle innych krajów europejskich. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2010, 20: 53-75.
21. Gębski M.: Czynniki glebowe oraz nawozowe wpływające na przyswajanie metali ciężkich przez rośliny. *1998Post. Nauk Roln.* 5: 3-16.
22. Grzebisz W., Diatta J. B., Szczepaniak W.: Produkcyjne i ekologiczne uwarunkowania wapnowania gleb gruntów ornych. *Nawozy i Nawożenie*, 2006 27: 69-85.
23. Grzebisz W., Szczepaniak W., Diatta J .B.: *ABC wapnowania gleb uprawnych*. Wyd. Produkc. 2008, ss. 49.
24. Grzebisz W., Szczepaniak W., Diatta J .B.: Środowiskowe skutki zakwaszenia gleb uprawnych. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2013, 34(8):19-26.
25. Grzebisz Witold, (red.): *Potas w produkcji roślinnej*. Poznań: AR w Poznaniu, IPI, 2004.
26. GUS. 2001-2016. *Użytkowanie gruntów, powierzchnia zasiewów i pogłowie zwierząt gospodarskich*. Warszawa. ISSN 1507-9600.
27. GUS. 2003-2016. *Produkcja upraw rolnych i ogrodnich*. Warszawa. ISSN 1509-7099.
28. GUS. 2003-2016. *Środki produkcji w rolnictwie w roku gospodarczym 2002/2003...2015/2016*. Warszawa. ISSN 1507-1154.
29. GUS. 2012-2016. *ZWS, Ochrona środowiska*. Warszawa. ISSN 0867-3217.
30. GUS: *Rocznik Statystyczny Rolnictwa*. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, 1992-2015.
31. GUS: *Rocznik Statystyczny RP*. Warszawa, 2006-2016b. ISSN 1506-0632 ss. 900.
32. GUS: *Roczniki statystyczne rolnictwa*. Warszawa.
33. Harasim A.: *Przewodnik ekonomiczno-rolniczy w zarysie*. IUNG-PIB Puławy, 2006, ss. 171. ISSN 83-89576-36-8.
34. HELCOM Baltic Marine Environment Protection Commission (2013): *HELCOM revised palette of measures for reducing phosphorus and nitrogen losses from agriculture*.
35. Huetsch B. W., Zhang S., Feng K., Yan F., Schubert S.: Effect of pH on denitrification losses from different arable soils. *Plant Nutrition Developments in Plant and Soil Sciences*, 2001, **92**: 962-963.
36. Igras J., Kopiński J., Matyka M., Ochal P.: Zużycie nawozów mineralnych w Polsce w układzie regionalnym. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2010, 25: 9-19.

37. Jadczyzyn J., Jończyk K., Filipiak K., Siebielec G., Stuczyński T., Koza P. 2010:Zasady racjonalnego użytkowania i kształtowania obszarów problemowych rolnictwa. Instrukcja upowszechnieniowa 178. Wydawnictwo IUNG-PIB, Puławy str.27-54.
38. Jadczyzyn T., Maćkowiak Cz., Kopiński J.: Model SFOM narzędziem symulowania ilości i jakości nawozów organicznych. Pam. Puł., Puławy, 2000, 120/I: 169-177.
39. Jadczyzyn T., Ocena zrównowazenia gospodarki nawozowej w Polsce. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2012, 29:135-142.
40. Jadczyzyn T., Ochal P. Zakwaszenie gleb i potrzeby wapnowania. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2013, 34(8):9-18.
41. Kabata-Pendias A., Pendias H.: Biogeochemia pierwiastków śladowych. 1999 Wyd. II. PWN Warszawa.
42. Kalembasa S., Kalembasa D., 2015: Chemia i Biochemia gleby. Zagadnienia wybrane. Uniwersytet Przyrodniczo-Humanistyczny w Siedlcach, str. 29-41.
43. Kaniuczak J. The effect of various systems of mineral fertilization on the acidification of brown soilformed from loes. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 1994, 413: 173-178.
44. Katalog norm i normatywów. SGGW Warszawa, 1991 s. 276.
45. Keith W.T., Goulding, Laurence Blake: Soil acidification and the mobilisation of toxic metals caused by acid deposition and fertiliser application. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 1998, 456: 19-27.
46. Klepacki B.: Wybrane pojęcia z zakresu organizacji gospodarstw, produkcji i pracy w rolnictwie. SGGW, Warszawa, 1997, ss. 148. ISBN 83-00-03060-3.
47. KOBIZE (Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami): Krajowy Bilans Emisji SO₂, NO_x, CO, NH₃, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2014-2015 w układzie klasyfikacji SNAP. Raport syntetyczny, 2017.
48. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Program „Czyste powietrze dla Europy”, COM (2013) 918 final, Bruksela, 18 grudzień 2013.
49. Konwencja w sprawie transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości sporządzona w Genewie dnia 13 listopada 1979 r. (Dz. U. z dnia 28 grudnia 1985 r.) Dz. U. 85.60.311.
50. Kopiński J.: Tendencje zmian intensywności produkcji rolniczej w Polsce w aspekcie oddziaływań środowiskowych. Zesz. Nauk. SGGW, ser. Probl. Rol. Świat, Warszawa, 2011, 11(4): 95-104.
51. Kopiński J., Nieróbca A. Ochal P.: Ocen wpływu warunków pogodowych i zakwaszenia gleb w Polsce na kształtowanie produktywności roślinnej. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. 2013, t. 13, z. 2(42): 53-63.

52. Kopiński J.: Stopień polaryzacji intensywności i efektywności produkcji rolniczej w Polsce w ostatnich 10 latach. *Roczn. Nauk. SERiA*. 2013, t. 15, z. 1: 97-103. ISSN 1508-3535.
53. Kopiński J.: Bilans azotu brutto, jako agrośrodowiskowy wskaźnik zmian oddziaływania produkcji rolniczej na środowisko. Metodologia, wyniki bilansu na poziomie NUTS-0, NUTS-2. Monografie i rozprawy naukowe IUNG-PIB, 2017a (w opracowaniu do druku).
54. Kopiński J.: Ocena zmian efektywności wykorzystania azotu w produkcji rolniczej Polski. *Rocz. Nauk. SERiA*, 2017b, 19(1): 88-94. ISSN 1508-3535.
55. Krasowicz S.: Regionalne zróżnicowanie zmian w rolnictwie polskim. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2009, 15: 9-36.
56. Kreišmane Dz., Naglis-Liepa K., Popluga D., i inni (2016): Liming effect on nitrogen use efficiency and nitrogen oxide emissions in crop farming. *Research for Rural Development. Zeszyt1 s. 3-36*.
57. Kulawik J., Kagan A., Wieliczko B.: Czy równe dopłaty bezpośrednie w UE byłyby sprawiedliwe? 2012, http://www.ierigz.waw.pl/download/5511-Kulawik_Kagan_Wieliczko.pdf (Data dostępu 11.01.2013).
58. Kuszelewski L., Łabętowicz J. Skutki niezrównoważonego nawożenia mineralnego w świetle trwałego doświadczenia polowego. *Roczn. Gleb.* 1991 XLII, 3/4, 9-7.
59. Lipiński W.: Odczyn i zasobność gleb w świetle badań stacji chemiczno - rolniczych. *Nawozy i Nawożenie*, 2000, 3: 89-105.
60. Lipiński W.: Odczyn gleb Polski. *Nawozy i Nawożenie*, 2005, 23: 33-40.
61. Lipiński W.: Pięćdziesiąt lat działalności stacji chemiczno rolniczych w Polsce. *Nawozy i Nawożenie*, 2005a, 23: 7-25.
62. Maćkowiak Cz., Żurek J., Kopiński J.: Polskie standardy nawozów organicznych – opracowanie modelowe. *Synteza. Polish Standard Figures for Animal Manure. Agreement between the IUNG Puławy and the Danish Agricultural Advisory Centre, Skejby. Puławy*, 1996.
63. Materiały konferencyjne.: Wapnowanie gleb – wyzwanie dla Polskiej gospodarki. Puławy, 26 września 2012.
64. Mørkved P., Dörsch P., Bakken L.: The N₂O product ratio of nitrification and its dependence on long-term changes in soil pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, **39**, 8: 2048-2057.
65. Nowak W., Wojtasik A. Zawartość kadmu i niklu w marchwi uprawianej na dwóch typach gleb przy zastosowaniu różnych nawozów wieloskładnikowych. *Zesz. Prob. Post. Nauk Roln.* 1997, 448a: 269-272.
66. Ochal P.: Wykorzystanie syntetycznego wskaźnika do oceny stanu agrochemicznego gleb w Polsce. Praca doktorska (maszynopis) IUNG-PIB, Puławy, 2011.
67. Ochal P.: Regeneracyjne wapnowanie gleb w Polsce. Instrukcja upowszechnieniowa nr 198 IUNG-PIB, Puławy, 2012.

68. Ochal P. 2014. „Wapnowanie podstawowym elementem dobrych praktyk rolniczych” *Studia i Raporty IUNG-PIB* 2014 z., 37(11), s 9-18.
69. Ochal P. Aktualny stan i zmiany żyzności gleb w Polsce. *Studia i Raporty IUNG-PIB* 2015 z 45(19), s 9-26.
70. Ochal P. Innowacje na rynku nawozów wapniowych w Polsce. *Studia i Raporty IUNG-PIB* 2016 z 48(2), s 35-48.
71. PN-ISO 10390: 1997: Jakość gleby - oznaczanie pH.
72. Rynek rolny. Analizy tendencje oceny. IERiGŻ-PIB Warszawa, 04/2017.
73. Sady W., Rożek S., Domagała-Świątkiewicz I.: Biokumulacja kadmu w marchwi w zależności od wybranych właściwości gleb. *Zesz. Nauk. AR Kraków* 2000, 364: 171-173.
74. Salomon E., Sundberg M. (Eds.) (2012): Implementation and status of priority measures to reduce nitrogen and phosphorus leakage – Summary of country reports, Baltic COMPASS Work Package 3 Report, JTI.
75. Soon, Y.K., & Arshad, M.A. (2005): Tillage and liming effects on crop and labile soil nitrogen in an acid soil. *Soil & Tillage Research*, 80, 23-33.
76. Zaniewicz-Bajkowska A.: Znaczenie nawożenia organicznego i wapnowania w uprawie warzyw na glebach o podwyższonej zawartości kadmu i ołowiu. *Rozprawa naukowa nr 71. Siedlce* 2003: 152 ss.
77. Ziętara W.: Uwarunkowania rozwoju gospodarstw wielkotowarowych w Polsce. *Rocz. Nauk. SERiA*, 2009, 9(1): 490-496.