

PRZYRODNICZE I AGROTECHNICZNE CZYNNIKI  
OGRANICZAJĄCE EUTROFIZACJĘ WÓD  
KRAJOBRAZU ROLNICZEGO

*Zdzisław Margowski*

Instytut Gleboznawstwa i Chemii Rolnej AR w Poznaniu

Postępująca eutrofizacja wód krajobrazu rolniczego związana jest przede wszystkim ze stale wzrastającą ilością wprowadzanych do nich chemicznych składników biogennych, a w szczególności azotu (w formie  $\text{NO}_3$  i  $\text{NH}_4$ ) oraz fosforu. Oba te pierwiastki — którym przypisuje się głównie eutrofizację — są obok potasu podstawowymi składnikami nawozowymi, a więc w miarę wzrostu nawożenia należy się liczyć z dalszym zwiększaniem natężenia procesów ich migracji do cieków i zbiorników wodnych. Niebezpieczeństwo pogłębiania się tych zjawisk obrazują liczby określające wzrost nawożenia organicznego i mineralnego w ostatnim dziesięcioleciu (1965-1975) oraz prognozę jego wzrostu do roku 1990 (tab. 1).

Tabela 1

Udział nawozów mineralnych i obornika w bilansie  
nawozowym w Polsce

Wyszczególnienie	1965	1970	1975	1980	1985
	kg NPK/ha użytków rolnych				
Nawozy					
mineralne	58	124	197	250	300
Obornik	67	77	85	94	104
Ogółem	125	201	282	344	404

Ilość składników biogennych wprowadzanych corocznie do gleby z nawozami zwiększyła się w latach 1965-1975 ponad dwukrotnie, przy czym zużycie nawozów organicznych, których składniki uwalniane są stosunkowo wolno, wzrosło tylko o 27 procent. Praktycznie intensyfi-

kacja nawożenia odbyła się kosztem — wprowadzanych w związkach łatwo rozpuszczalnych — nawozów mineralnych (wzrost o 328%). Bardzo podobny trend wykazują liczby dotyczące prognoz nawożenia do roku 1990. W tej sytuacji należy rozpatrzyć wszystkie czynniki, które mogłyby wpłynąć na zmniejszenie migracji składników biogennych poza zasięg systemów korzeniowych roślin uprawnych i w efekcie ostatecznym na ograniczenie wzrostu zanieczyszczenia wód gruntowych i powierzchniowych.

Wśród czynników środowiska warunkujących nasilenie procesów migracji najważniejszą rolę odgrywają:

— konfiguracja terenu i kompozycja krajobrazu — erozja wodna i wietrzna, zróżnicowanie pokrywy roślinnej;

— właściwości gleb — gospodarka wodna, pojemność sorpcyjna, odczyn gleby;

— nawożenie — terminy wysiewu nawozów, rodzaj nawozów, wielkość jednorazowych dawek;

— warunki meteorologiczne — ilość i rozkład opadów atmosferycznych, termin rozpoczęcia wegetacji, głębokość zamarzania gleby.

Na terenach o urozmaiconej rzeźbie należy się liczyć z erozją wodną, a więc z mniejszym lub większym transportem składników biogennych po powierzchni gleby. Tą drogą są przemieszczane głównie składniki nierozpuszczalne w wodzie, np. fosforany wapnia, względnie — w glebach kwaśnych — fosforany żelaza i glinu oraz zasorbowany przez koloidy glebowe potas. W przenoszonych wodą połączeniach próchnicznych transportowane są organiczne związki fosforu (ok. 30-60% P glebowego) i azotu (ok. 98% N glebowego).

Erodowany materiał jest częściowo przemieszczany wzdłuż skłonu w obrębie tego samego pola. W rezultacie obserwuje się u podnóża wzniesienia nagromadzenie związków P i K oraz próchnicy. Zjawiska tego typu są licznie dokumentowane w literaturze gleboznawczej i pozwolę sobie przytoczyć tylko jeden przykład. W przypadku gleby wytworzonej z lessów u podnóża skłonu o nachyleniu ok. 10% Jung [7] stwierdził dwu-, a nawet trzykrotny wzrost ilości  $P_2O_5$  i  $K_2O$  w porównaniu z wierzchołkiem i stokiem. Ten typ migracji wywołuje wprawdzie negatywne skutki w produkcji rolnej, jednak bezpośrednio na czystość wód wpływa tylko ta część składników, która w postaci zawiesiny lub roztworu wprowadzana jest do cieków lub zbiorników wodnych.

Na bazie szeregu bezpośrednich, bardzo czaso- i pracochłonnych pomiarów Barrows i Kilmer [2] określili współczynnik „wzbogacenia wody” (ER — enrichment ratio) w zależności od koncentracji składnika w erodowanej glebie (rys. 1). Oczywiście wartość tego współczynnika ulegać może dużym wahaniom, jednak przyjęcie go pozwala na przybli-

$$ER = \frac{\text{koncentracja składników w zawieszinie odpływu}}{\text{koncentracja składników w glebie erodowanej}}$$

Średnie wartości ER:

$$ER_{\text{subst. org.}} = 2,1 ; ER_{N_{\text{og}}} = 2,7$$

$$ER_{P_{\text{przysw.}}} = 3,4 ; ER_{K_{\text{przysw.}}} = 19,3$$

Rys. 1. Transport składników w wyniku erozji (Barrows, Kilmer — 1963)

żoną chociażby ocenę ilości wymywanego pierwiastka w trakcie spływu powierzchniowego. Na przykład dla fosforu przyswajalnego autorzy podają średnią wartość  $ER = 3,4$ , co przy zasobności gleby rzędu 20 mg/100 g gleby daje ilość 0,7 kg  $P_2O_5$ . Z punktu widzenia rolnictwa nie są to ilości duże i nawet w rejonach o intensywnym nawożeniu nie powinny przekraczać 1 kg  $P_2O_5$ /t. Taka ilość łatwo rozpuszczalnego fosforu wystarcza jednak, aby w 50 tys. m<sup>3</sup> wody stężenie fosforanów osiągnęło wartość 0,02 mg/l, a więc ilość graniczną dla masowego pojawu planktonu [19].

Podobne zjawiska — chociaż znacznie mniej zbadane — dotyczą skutków erozji wietrznej. Trudno jest określić zasięg tych procesów w skali kraju, jednak w Wielkopolsce — szczególnie w rejonach o niskiej lesistości — zjawisko to występuje na pewno w liczącej się skali. Pewnym dowodem w tym względzie mogą być stwierdzone w pobliżu zadrzewień nagromadzenia próchnicy (30-80% więcej niż na polu otwartym), które w przekroju poprzecznym układają się na kształt zasp śnieżnych [8, 9], oraz obserwowane zasypywanie rowów odwadniających w okresie silnych wiatrów wiosennych. Można przypuszczać, że w przypadku erozji wietrznej proces transportu będzie się odbywał na zasadach omówionych dla erozji wodnej, gdyż dotyczy on również cząstek najlżejszych. Natomiast sposoby przeciwdziałania będą różne. Odnośnie hamowania erozji wodnej znany jest cały szereg zabiegów agrotechnicznych i fitomelioracyjnych, stosowanych w zależności od warunków topograficznych (uprawa warstwiczna, wstęgowa, zadarnienie, zadrzewienie itp.). W odniesieniu do erozji wietrznej przeciwdziałanie polega na zmniejszeniu prędkości wiatru. Zadanie to spełniają z powodzeniem zadrzewienia pasowe, które w sposób istotny ograniczają prędkość wiatru jeszcze w odległości 24 h, co przy wysokości zasłony 13 m wynosi przeszło 300 m [6]. Również istotnym czynnikiem jest utrzymywanie dobrej struktury wierzchniej warstwy gleby, tzw. związania cząstek organicznych i mineralnych — szczególnie najdrobniejszych — w trwałe agregaty. Poza tym zjawisko to występuje jedynie w przypadku dużych pól

nie pokrytych wiosną roślinnością, a więc nie występuje tam, gdzie wysiewa się żyto ozime jako przedplon.

Zabiegi tego typu dotyczą również migracji pionowej, tj. wymywania biogenów do wód gruntowych. Niejednokrotnie w doświadczeniach nad wpływem sposobu użytkowania gleb stwierdzono straty azotu nawozowego (tab. 2). Największe straty, a więc i stężenia w wyciekach lizy-

Tabela 2

Azot w wodach gruntowych terenów różnie użytkowanych (śr za lata 1973-1974)

Rodzaj użytkowania	Gatunek gleby	Stężenie mg/l		
		N-NH	N-NO	N-min ogółem
Gleby uprawne	piaski gliniaste na glinie lekkiej	1,4	12,6	14,0
Łąki i pastwiska	gleby murszowe na piaskach luźnych	2,2	0,2	2,4
	piaski gliniaste na glinie lekkiej*	0,9	0,8	1,7
Lasy iglaste	piaski luźne	2,7	0,3	3,0

\* Tylko rok 1977.

metrycznych, względnie w wodzie gruntowej, występowały pod ugorem, a najmniejsze pod zwartą roślinnością łąkową [1, 3-5]. Ruń łąkowa w okresie wegetacji prawie w zupełności wykorzystuje nawet dość duże dawki N-nawozowego. Wegener [19] podaje za Leipnitzem, że roczne dawki do 250 kg N/ha są praktycznie w pełni zużywane przez porost i procesy denitryfikacji.

Te właściwości zespołów trawiastych były wykorzystywane m.in. dla ochrony zbiorników wody pitnej w NRD. Zastosowane łąkowe pasy ochronne o szerokości 1-10 m okazały się przydatne tylko w ograniczonym zakresie [19]. W konkretnych warunkach gór Harzu powstrzymywały one głównie powierzchniową migrację składników, co przy niewielkich spływach powierzchniowych (ok. 4% opadów atm.) dawało odpowiednio niskie efekty. Na terenach równinnych usytuowane w dolinach cieków pasy trwałych użytków zielonych mogą — w określonych warunkach — wykorzystywać część składników biogenych, migrujących z wodą gruntową z wyżej położonych pól uprawnych. Oddziaływanie systemów korzeniowych traw na oczyszczanie wody będzie zależało przede wszystkim od:

— głębokości zalegania lustra wody gruntowej i zakresu jego wahań;



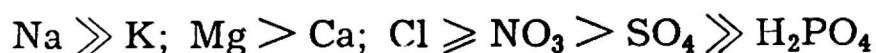
— właściwości gleb warunkujących wysokość i prędkość podsiąku kapilarnego oraz

— kierunku i prędkości przepływu wody gruntowej.

Podobnie mogą oddziaływać zadrzewienia pasowe i kępowe, położone na linii spływu wód gruntowych.

W chwili obecnej nie dysponujemy rezultatami doświadczeń, które określiłyby słuszność powyższych założeń, jednak odpowiednie doświadczenia modelowe zostały już założone w ramach problemu węzłowego (10.2.10) *Przyrodnicze podstawy gospodarki środowiskiem*, które winny dostarczyć konkretnych informacji na ten temat.

Niezależnie jednak od szaty roślinnej wpływ intensyfikacji nawożenia na ilość wymywanych składników jest niewątpliwy. Wskazują na to wyniki licznych badań lizymetrycznych. W odniesieniu do Na, Mg i K obrazują to zjawisko rezultaty otrzymane przez Wiklandera [20] w ciągu 8 lat doświadczeń prowadzonych w jednakowych warunkach, przy różnych poziomach nawożenia (rys. 2). Można zaobserwować, że w zależności od specyficznych właściwości poszczególnych jonów zmieniają się ich ilości w wodach wyciekających, a także szybkość ich przemieszczania się w glebie (rys. 3). Uwzględniając te specyficzne właściwości jonów Wiklander [20] przyjmuje, że w warunkach występowania w glebie równoważnych stężeń zdolność migracji poszczególnych jonów układać się będzie w sposób następujący:



W przyrodzie nie występują tak zrównoważone stężenia i o migracji składników decyduje cały szereg właściwości gleb. W efekcie ich kompleksowego oddziaływania w wodach gruntowych pod nie nawożonymi borami sosnowymi, rosnącymi na jałowych piaskach wydmowych (Puszcza Notecka), stężenia jonów maleją w kolejności: \*

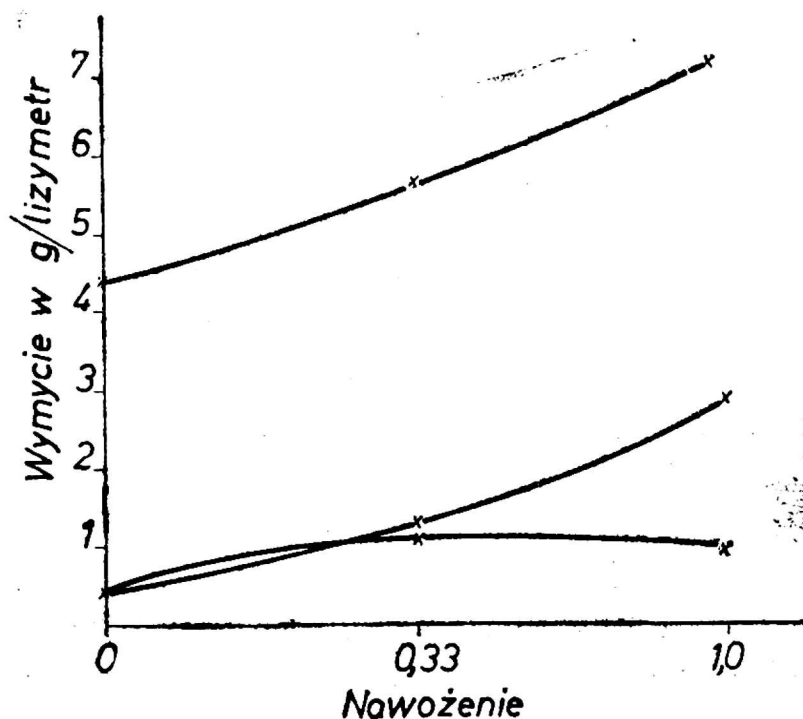


Podobny układ obserwuje się na intensywnie nawożonych polach (ok. Kościana) przy wyraźnie innych stosunkach ilościowych między poszczególnymi jonami:

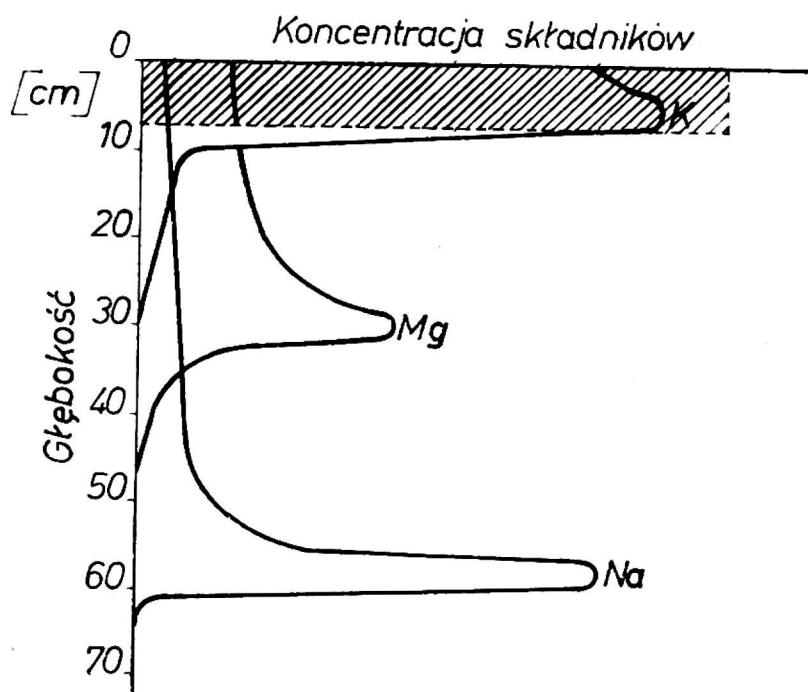


Porównanie dwóch powyższych układów z przedstawionych przez Wik-

\* Celem dokładniejszego określenia tych zależności wprowadzono umowne wartości znaków.  $a > b$ ;  $a \gg b$  oraz  $a > b$  (do 5×) (do 10×) (powyżej 10 razy).



Rys. 2. Wymycie Na, Mg, K w zależności od nawożenia (0 — bez nawożenia, 1 — wysokie nawożenie)



Rys. 3. Przemieszczanie wymywanych jonów w zależności od ich właściwości

landera wykazuje, że stężenie poszczególnych składników zależy nie tylko od siły ich sorbowania przez glebę, ale także — i to w znacznym stopniu — od ich ilościowego występowania. Na przykład siarczany, które są sorbowane przez większość gleb, występują w większych stężeniach od chlorków czy azotanów, które w wyniku tzw. sorpcji ujemnej [15] mogą przemieszczać się w głąb gleby szybciej od przesiąkającej wody.

Ponieważ problem eutrofizacji wiąże się tylko z dwoma wyżej wymienionymi pierwiastkami, tj. z azotem i fosforem, można szczegółowsze omówienie wpływu poszczególnych właściwości gleb ograniczyć tylko do tych składników. Czynnikiem warunkującym przesiąkanie roztworu glebowego w głębsze warstwy gleby jest skład mechaniczny utworu i jego struktura. Te właściwości warunkują pojemność wodną i przepuszczalność gleb. Oczywiście ilość wody przesiąkającej zależeć będzie także od ilości i rozkładu opadów atmosferycznych. Na podstawie wieloletnich badań przy średnich opadach rzędu 650 mm Vömel [17] i Schubach [14] ustalili, że przez 1-metrową warstwę piasku przeniknąć może 24-76% opadów. Dla utworów zwięzlejszych (glin, lessów, ilów) liczby te wahają się od 1-48% (tab. 3). Stosunkowo duże ilości wody przesiąkającej przez gleby zwięzłe tłumaczyć można powstawaniem spękań w miarę wysuszenia gleby.

Tabela 3

Ilość wody przesiąkającej, w zależności od składu mechanicznego gleb  
Opady: około 650 mm

Skład mechaniczny	wg Vömel %	wg Schubacha %
Piaski	51 (24—65)	76
Lessy	28 ( 1—40)	38
Gliny	34 ( 8—47)	—
Iły	34 ( 8—48)	—

Tabela 4

Zależność stężenia azotu od ilości wody przesiąkającej  
(w Vömel [17])

Rok	Ilości wody przesiąkającej	Stężenie: N — mg l			
		piasek	less	gлина	ił
1966—68	duże	7,8	6,2	8,3	7,2
1960—62	średnie	8,6	7,2	10,9	10,9
1963—65	małe	9,4	9,4	20,5	15,3

W przypadku azotu (tab. 4) — wymywanego z pól uprawnych głównie w formie azotanów (śr 85% [12]) — wielkość wymycia jest wprost, a koncentracja odwrotnie proporcjonalna do ilości przesiąkającej wody [17].

Fosfor, który w glebie przechodzi szybko w połączenia nierozpuszczalne, nie wykazuje takich prawidłowości. Stwierdzono jednak (tab. 5),

Tabela 5

Ilość wody przesiąkającej i koncentracja  $P_2O_5$   
(Pfaff [13])

Średnio w dwu latach	Woda wyciekająca w litrach	$P_2O_5$ g/100 l
Suchych	97	0,33
Mokrych	450	0,57

że niekiedy — w latach wilgotniejszych lub w przypadku silnego nawodnienia — ilości wymywanego fosforu mogą się również zwiększać [13, 17, 19]. Niezależnie od warunków filtracji gleby ilości przemieszczanego tą drogą fosforu są — w wartościach bezwzględnych — niewielkie, lecz gromadzą się w wodzie gruntowej. Aktualnie stężenie fosforanów w wodach gruntowych trzech badanych ekosystemów (pole uprawne, użytki zielone, bór sosnowy) osiągnęło średnią wartość około 0,1 mg  $PO_4/l$  [10, 11].

Brak różnic między silnie nawożonym polem (300 kg NPK), słabiej nawożonymi łąkami i nie nawożonymi lasami należy tłumaczyć odmiennymi warunkami glebowymi. Na przykład w kwaśnych glebach leśnych związki fosforu mogą migrować w połączeniach organicznych typu fulwokwasów, które są rozpuszczalne w wodzie. W tym przypadku pewne ograniczenie ilości fosforu transportowanego w głąb gleby można by uzyskać przez wapnowanie w celu zmniejszenia udziału fulwokwasów w związkach próchnicznych.

W glebach uprawnych walkę o zmniejszenie dopływu fosforu nawozowego do wód powierzchniowych należy przede wszystkim realizować przez zabiegi agrotechniczne i fitomelioracyjne, zmierzające do likwidacji spływów powierzchniowych.

Według Wegenera [19] deszczowanie rzędu 40 mm na glebę już wilgotną spowodowało przeniknięcie do wód 35% nawozów fosforowych, stosowanych na zapas (dawka 96 kg P). Z tej ilości prawie 99% spłynęło po powierzchni gleby.

Trudniejsze są działania, mające na celu zmniejszenie migracji pionowej tego składnika. Polegać one mogą z jednej strony na unikaniu stosowania dużych, jednorazowych dawek fosforu, tzw. „nawożenia zapasowego”, a z drugiej — na możliwie szybkim nakryciu nawozów glebą. Dla użytków zielonych Wegener zaleca stosowanie nawożenia fosforowego dopiero wiosną, gdyż nawożenia jesienne, a jeszcze w większym stopniu wysiew nawozów w zimie (na zmarzniętą glebę) powoduje zwiększoną migrację fosforu.

Termin wysiewu jest także bardzo istotny w odniesieniu do nawozów

azotowych. Stwierdzono [18], że nawożenie przed rozpoczęciem okresu wegetacyjnego lub bezpośrednio przed większymi opadami jest także przyczyną zwiększonego wymywania azotu, szczególnie w formie azotanów.

Kontrowersyjne wypowiedzi dotyczą wpływu formy, w jakiej nawozy są wprowadzane do gleby, na wielkość strat azotu. Według Drowera z nawozów azotowych najszybciej wypłukiwana jest saletra, a najmniej formy amonowe. Natomiast Pfaff [13] na podstawie 14-letnich doświadczeń dochodzi do stwierdzenia, że średnie ilości wymywanego azotu są w zasadzie niezależne od formy nawozu. Wydaje się, że — z punktu widzenia ochrony środowiska — najwłaściwsze byłyby także nawozy azotowe, które ulegając stosunkowo powolnemu rozkładowi sukcesywnie przekazywałyby składniki pokarmowe do gleby.

Realizacja powyższych postulatów może — przynajmniej w części — napotykać na opory rolników. Wygodniej jest np. wysiewać nawozy wtedy, kiedy są wolne środki transportu, a więc w okresie zimowym i wczesno wiosennym lub stosować jednorazowe, duże dawki fosforu na zapas.

Na podstawie dotychczasowych rezultatów badań można wysunąć przypuszczenie, że dalsze prace prowadzone w kierunku ochrony krajobrazu rolniczego przyniosą kolejne informacje, świadczące z jednej strony o postępującym zanieczyszczeniu wód i gleb, a z drugiej — o nowych, przyrodniczych możliwościach przeciwdziałania tym zjawiskom.

Proponowane rozwiązania techniczne, np. Wojciechowskiego, które odcinają dopływ wody ze zlewni do zbiorników, lub Misztala, który modyfikuje poprzednią metodę o tyle, że zakłada oczyszczanie spływających wód przed ich odprowadzeniem do jeziora, można stosować tylko w skrajnych przypadkach, np. dla zbiorników wody pitnej. Stosowanie ich w skali powszechnej jest nie tylko kosztowne i technicznie trudne, ale także na dłuższą metę zawodne, gdyż składniki biogenne mogą również przenikać do głębszych warstw wodonośnych i poprzez kontakty z głębszymi partiami zbiorników wodnych wpływać na ich skład chemiczny.

Podsumowując chciałbym podkreślić, że spotykane w tej chwili w wodach krajobrazu rolniczego stężenia fosforu i azotu świadczą już nie tylko o postępującej ich eutrofizacji, lecz np. w przypadku azotanów — których stężenia w wodzie gruntowej i studniach gospodarskich nierzadko sięgają 30, a nawet 50 mg N-NO<sub>3</sub>/l — bezpośrednio zagrażają zdrowiu człowieka.



## LITERATURA

1. Andrzejewski M. — 1973: Zagadnienie azotu izotopowego  $^{15}\text{N}$  w badaniach gleboznawczych i chemiczno-rolniczych w Instytucie Biochemii Gleby w Brunszwiku — maszynopis referatu PTG w Poznaniu.
2. Barrows H. L., Kilmer V. J. — 1963: Plant nutrient losses from soils by water erosion. *Advanc. Agron.*, Vol. 15, s. 303-316.
3. Bartoszewicz A. — 1977: Zasolenie wód glebowo-gruntowych Wielkopolski i jego związek z warunkami glebowymi i intensyfikacją nawożenia — maszynopis.
4. Bobrickaja M. A. — 1963: Postuplenie azota s atmosferycznymi osadkami i wynos jego iz poczwy lizimetriczeskimi wodami. *Poczwowiedienie* z 9, s. 21-30.
5. Gropp H. — 1965: Einfluss der Landwirtschaftlichen Nutzung auf die Wasserqualität von Trinkwasserperren. *Wiss. Z. Karl Marx — Univ. Leipzig* Bd. 14, s. 347-350.
6. Jaworski — 1961: Parowanie potencjalne w terenie zadrzewionym i niezadrzewionym. *Ekol. pol.* A, t. 9, 10, s. 165-182.
7. Koepf H. H. — 1972: Nährstofftransport in die Gewässer auf dem Wege der Bodenerosion. in *Umweltschutz in Land- und Forstwirtschaft* Verlag P. Parey — Hamburg—Berlin, s. 377-487.
8. Margowski Z. — 1969: Wpływ zadrzewień śródpolnych na kształtowanie warunków siedliskowych w aspekcie regionalizacji. *PTG Komisja Genezy, Klasyfikacji i Kartografii*.
9. Margowski Z. — 1970: Stosunki wodne gleb małej zlewni kompleksowo zadrzewionej w rejonie „stepowienia Wielkopolski” *Rocz. WSR Pozn. z. 27. Prac. habil.*
10. Margowski Z., Bartoszewicz A. — 1976: Influence of agricultural use on the chemical composition of ground water. *Polish Ecological Studies*, 2, 1.
11. Margowski Z., Bartoszewicz A. — 1976: Migracja związków fosforowych do wód gruntowych w różnych warunkach glebowych. *Pr. Nauk. A. E. Wroc.* nr 91 (113) — *Chemia*.
12. Margowski Z., Bartoszewicz A. — 1977: Gehalte an Nitrat-, Ammonium- und anderen Ionen im Grundwasser bei unterschiedlicher Höhe der Mineraldüngung. *Arch. Acker- u Pflanzenbau u. Bodenkd.*, Berlin 21, 3.
13. Pfaff C. — 1963: Das Verhalten des Phosphorsäure und der Alkalien im Boden nach langjährigen Lysimeterversuchen II. *Mitteilung*, s. 100-113.
14. Schubach K. — 1964: Abhängigkeit der Sickerung von Bodenart, Bodenzustand und meteorologischen Faktoren nach langjährigen lysimetrischen Beobachtungen. *Deutsche Gewässerkundl. Mitteilung.* Jg 17, H. 2, s. 44-47.
15. Smith S. J. — 1972: Relative rate of chloride movement in leaching of surface soils. *Soil Sci.* 114, 4, s. 259-263.
16. Vömel A. — 1965: Der Versuch einer Nährstoffbilanz am Beispiel verschiedener Lysimeterböden *Z. Acker- u. Pflanzenbau*, Bd. 123, s. 155-188.
17. Vömel A. — 1974: Der Nährstoffumsatz in Boden und Pflanze auf grund von Lysimeterversuchen. *P. Parey Berlin und Hamburg*, s. 8-91.
18. Wegener U. — 1973: Zur Stickstoffdüngung in Talsperreneinzugebieten. *Wasserwirtschaft — Wassertechnik*, I. 23.H. 3, s. 79-81.
19. Wegener U., Dörter K., Beuschold E. — 1975: Der Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung von Talsperreneinzugsgebieten auf den Nährstoffeintrage in Trinkwassertalsperren. *Acta hydrochim. hydrobil.* 3, 5/6, s. 553-561.
20. Wiklander L. — 1974: Leaching of Plant Nutrients in Soils I. General Principles. *Acta Agriculturae Scandinavica* 24 s. 349-356.

*Здзислав Марговски*

## ПРИРОДНЫЕ И АГРОТЕХНИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ ОГРАНИЧИВАЮЩИЕ ЭВТРОФИЗАЦИЮ ВОД В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОМ ЛАНДШАФТЕ

### Резюме

Одним из последствий интенсификации минерального удобрения, в результате которой только в период 1965-1975 гг. количество вводимых в почву биогенных элементов возросло больше чем двухкратно, является поступительная эвтрофикация вод в сельскохозяйственном ландшафте.

Уровень эвтрофикации этих вод обусловлен в первую очередь концентрацией двух биогенных элементов, в частности азота и фосфора. Их актуальная концентрация в грунтовых и поверхностных водах сельскохозяйственных районов Велькопольски часто значительно превышает нормы для питьевых и поверхностных вод. В последние годы наблюдается систематический рост средних концентрации нитратов в грунтовых водах сельскохозяйственных районов.

В таком положении следует учитывать все факторы, которые могут воздействовать на поверхностную (горизонтальную) или вертикальную миграцию указанных элементов.

Поверхностное перемещение азота, фосфора и других удобрительных элементов можно ограничить путем агротехнических и технических мероприятий, способствующих задержанию водной эрозии, или путем разного рода насаждений деревьев и кустарников в случае ветровой эрозии.

Действия, которые бы приводили к уменьшению вертикальной миграции указанных удобрительных элементов еще недостаточно изучены до настоящего времени. Однако можно констатировать, что по отношению к азотному удобрению наиболее сильно страдают агроэкосистемы. Например, в районе г. Косцяна средняя концентрация нитратов в грунтовых водах в 1973-1974 гг. достигала уже 13 мг N—NO<sub>3</sub> на 1 литр, показывая при этом повышающуюся тенденцию. Уменьшить миграцию азота можно путем срочного внесения удобрений, т.е. их не можно вносить до начала вегетации, а в случае крупных доз этих удобрений их следует вносить в почву в нескольких меньших дозах.

Постоянные лугопастбищные угодья хорошо используют азот, перемещение которого практически не исходит за пределы корневых систем трав.

Соединения фосфора мигрируют вглубь почвы только в небольших количествах, поскольку в результате химической сорбции они быстро преобразуются в нерастворимые формы. Однако количества фосфатов выявленные в грунтовых водах всех исследуемых экосистем, независимо от уровня удобрения, уже превышают несколько раз предельных концентрации для массового развития планктона, т.е. 0,02 мг PO<sub>4</sub> на 1 литр. Ограничение миграции фосфора возможно путем избегания т.наз. „удобрения в запас” и быстрого прикрывания внесенного удобрения почвой.

*Zdzisław Margowski*

## NATURAL AND AGRONOMIC FACTORS LIMITING EUTROPHIZATION OF WATERS IN THE AGRICULTURAL LANDSCAPES

### Summary

One of the consequences of mineral fertilization intensification, which led only in the period 1965-1975 to a more than twofold increase of biogenic elements introduced into soil, is the advanced eutrophization of waters in the agricultural landscape.

The eutrophization level of these waters is determined mainly by the concentration of two biogenic elements, viz.: nitrogen and phosphorus. Their present concentrations in ground and surface waters of agricultural areas in the Wielkopolska region exceed often considerably the standards for potable and surface waters. In the last few years also a systematic growth of mean concentration of nitrates in ground waters of agricultural areas is observed. In such situation all factors, which can affect the superficial (horizontal) or vertical migration of the above elements, ought to be taken into consideration.

Superficial translocations of nitrogen, phosphorus and other fertilizer elements can be restricted by agronomic and technical measures contributing to a reduction of water erosion or else by tree and shrub planting in case of the wind erosion threat.

Actions which would contribute to a decrease of vertical migration of the above fertilizer elements are not sufficiently recognized so far. However, it can be stated that in relation to nitrogen fertilization that are agroecosystems, which are endangered at the strongest. For example, in the surroundings of Kościan mean concentration of nitrates in ground waters reached in 1973-1974 as many as 13 mg N-NO<sub>3</sub> per 1 litre, showing at the same time an increasing tendency. The nitrogen migration can be inhibited by observance of appropriate fertilization dates; in particular, fertilizers cannot be introduced into soil before the vegetation start, and in case of high amounts of nitrogen fertilizers they ought to be applied in several little rates.

Nitrogen is well utilized by permanent grasslands; its spreading is limited practically to grass root systems.

Phosphorus compounds migrate in deeper soil layers in little amounts only, as in consequence of chemical sorption they gradually transform into insoluble forms. Nevertheless, the amounts of phosphates detected in ground water of all the ecosystems investigated, irrespective of the fertilization level, exceed already several times the boundary concentrations for massy plancton development, i.e. 0.02 mg PO<sub>4</sub> per 1 litre. A restriction of the phosphorus migration is possible by omittance of the so-called "reserve fertilization" and by a quick covering the fertilizer with soil.