

ZAGROŻENIE ZANIECZYSZCZENIA WÓD AZOTEM W WYNIKU DZIAŁALNOŚCI ROLNICZEJ

Andrzej Sapek

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach

WSTĘP

Rolnictwo jest przemysłem produkującym żywność i jak każdy przemysł wymaga nakładu materiałów, które jeśli nie zostaną wykorzystane produkcyjnie, ulegają rozproszeniu do środowiska. Nie wykorzystane składniki nawozowe przenikają m.in. do zasobów wód podziemnych i powierzchniowych powodując ich zanieczyszczenie.

Rolnictwo zanieczyszcza wodę następującymi składnikami:

- bakteriami i wirusami,
- materią organiczną [zwiększenie biologicznego i chemicznego zapotrzebowania tlenu],
- środkami ochrony roślin i lekarami weterynaryjnymi,
- składnikami nawozowymi jak:
 - związki azotu,
 - związki fosforu,
 - związki siarki,
 - chlorki,
 - potas,
 - sól.

Zanieczyszczenie to ma charakter obszarowy, pochodzi z całego obszaru użytków rolnych i zagród gospodarskich, które wraz osiedlami wiejskimi obejmują prawie 70% terytorium Polski. Podobny procentowo jest udział użytków rolnych w odnawianiu zasobów wodnych kraju.

Przedmiotem niniejszego opracowania jest omówienie oddziaływania produkcji rolnej na zanieczyszczanie wody związkami azotu oraz przedstawienie propozycji ograniczenia tych zanieczyszczeń.

OBRÓT MASĄ TOWAROWĄ W ROLNICTWIE

Każdy ekosystem charakteryzuje się swoistym i na ogół zamkniętym obiegiem materii. Rolnictwo zakłóciło ten naturalny obieg przez wprowadzanie do układu

chemikalii i wynoszenie z niego dużej ilości materii organicznej oraz składników pokarmowych.

Użyteczne plony z pól i łąk wynoszą w Polsce [1995] ponad 180 milionów ton masy towarowej, co stanowi około 92 milionów ton suchej masy. Z tych plonów trafia do przemysłu spożywczego lub bezpośredniej konsumpcji tylko około 8 milionów ton masy towarowej, z czego wraca z powrotem do rolnictwa około 30% tej ilości w postaci otręb, makuchów, wyłoków buraczanych itp. Bezpośrednio ludność spożywa więc tylko niecałe 4% plonu produktów roślinnych. Pozostałe 96% plonu z pól i łąk pozostaje w gospodarstwach i jest wykorzystywane głównie jako pasza dla inwentarza żywego, a częściowo jako ściółka.

Praktycznie cała produkcja zwierzęca stanowiąca około 14 milionów ton masy towarowej [1995] trafia do bezpośredniej konsumpcji lub do przemysłu spożywczego, skąd nie wykorzystane materiały, jak kości, krew, serwatka itp. wracają do rolnictwa w postaci paszy lub nawozu. Wydajność produkcji zwierzęcej w wykorzystaniu składników nawozowych liczona w ilości uzyskanego produktu do zużytej paszy stanowi 10 do 20%. Nie wykorzystane w produkcji składniki są wydzielane z odchodami. Inne straty w produkcji zwierzęcej powstają w wyniku rozproszenia lub zepsucia różnego rodzaju pasz. W przypadku azotu jego straty powstają także w wyniku fizjologicznego powstawania gazów i ich emisji do atmosfery.

Masa powstających w produkcji zwierzęcej odchodów wynosi ponad 125 milionów ton rocznie (tabela 1). Masa ta stanowi największe zagrożenie dla jakości

Tabela 1

Produkcja odchodów zwierzęcych w Polsce (1994 rok) i zawartość w nich składników nawozowych
Production of animal wastes in Poland (1994) and their nutrient content

Nazwa odchodu Kind of wastes	Masa ogółem Total tonnage	Zawartość składników (tysiące ton) Nutrient conten (thousand tons)		
		N	P	K
	miliony ton million tons			
Kał – feces	87.6	356	108	149
Mocz – urine	41.7	263	15	471
Pomiot ptasi – poultry faces	0.3	4	2	2
Razem – total	129.6	623	271	747

wody ze źródeł rolniczych. Jest ona substancją ulegającą łatwym przemianom biologicznym, zawiera duże ilości azotu i fosforu oraz jest bogata w liczne bakterie chorobotwórcze.

W celu określenia strat składników nawozowych i potencjalnej możliwości zanieczyszczenia wody oblicza się ich bilans w skali kraju, regionu lub gospodarstwa. Bilans taki wykonuje się na podstawie założenia, że przychód to ilości

składnika wnoszone z zewnątrz, a rozchód to ilości składnika sprzedane z gospodarstwa lub wyniesione w inny kontrolowany sposób. Dane bilansu obejmują okres jednego roku, co odpowiada cyklowi produkcyjnemu w rolnictwie. Bilanse w skali krajów wykonano dla większości krajów Unii Europejskiej [Isermann 1991].

W bilansie składników nawozowych uwzględnia się w przychodzie: nawozy mineralne, importowane pasze (spoza regionu lub gospodarstwa), osady ściekowe i opad atmosferyczny, a w przypadku azotu także wiązanie biologiczne przez rośliny motylkowe i wolno żyjące bakterie. W rozchodzie: sprzedane produkty roślinne i produkty zwierzęce. W bilansie w skali gospodarstwa uwzględnia się ponadto w przychodzie: zakupione nasiona, pasze objętościowe i zwierzęta hodowlane [Pietrzak 1994]

Różnica między tak obliczonym przychodem i rozchodem azotu określa jego nadmiar, który jest tracony w produkcji i ulega rozproszeniu do środowiska.

Na podstawie danych GUS oszacowano bilans azotu w Polsce za lata 1984-1994 (tabela 2) [Sapek 1991, 1993a, 1993c, 1996]. Po stronie przychodu głównym źródłem azotu są nawozy mineralne, a następnie opad atmosferyczny. Import pasz ma małe znaczenie. Wśród sprzedanych produktów roślinnych największe znaczenie mają zboża. Wśród sprzedanych produktów zwierzęcych żywiec i mleko mają podobne znaczenie w bilansie azotu.

Obecnie bilans azotu w produkcji rolnej w Polsce wykazuje znacznie mniejszy nadmiar niż w latach osiemdziesiątych. Najmniejszą wartość nadmiaru oszacowano w roku gospodarczym 1991/92. Od tego czasu nadmiar systematycznie rośnie wraz ze zwiększaniem zużycia nawozów azotowych. Mimo stosowania małych dawek azotu w nawozach mineralnych stopień jego wykorzystania w postaci produktów sprzedanych jest raczej niski (około 13%) w porównaniu do krajów, w których stosuje się dużo większe dawki azotu. Wskazuje to, że produkcja rolna w Polsce jest mało wydajna i towarzyszą jej stosunkowo znaczne straty azotu w przeliczeniu na masę produktów.

Stwierdzony nadmiar azotu w roku 1993/94 wyniósł 74 kg/ha, co w skali kraju stanowi ponad 1,3 miliona ton N. W przeliczeniu na ceny nawozów mineralnych jest to równowartość 1,3 miliarda nowych złotych. Nikt nie liczy strat materialnych w środowisku powodowanych rozproszeniem tych ilości azotu.

Z bilansu wynika, że obecnie w Polsce z produktami rolnymi przeznaczają się do spożycia około 180 tys. ton azotu rocznie i tyle też może ulec rozproszeniu do środowiska ze źródeł komunalnych. Azot ten trafia ostatecznie do ścieków bytowych lub na wysypiska śmieci. Ulega on także emisji do atmosfery lub rozproszeniu w inny sposób.

Można przypuszczać, iż w danych GUS nie objęto tej części produktów rolnych, którą spożywa rodzina rolnika lub jest sprzedawana na rynku lokalnym. Ta konsumpcja dotyczy głównie mięsa, mleka i jaj, czyli produktów bogatych w azot i fosfor. To niedoszacowanie nie stanowi więcej niż 10% produktów sprzedanych według liczb GUS.

Tabela 2

Bilans azotu w rolnictwie polskim (kg N/ha)
Nitrogen balance in Polish agriculture (kg N/ha)

Rok gospodarczy – agricultural year	1984/85	1990/91	1991/92	1993/94
Wnoszenie – Inputs	117.4	84.8	78.4	84.3
Nawozy mineralne				
Commercial fertilizers	65.4	39.4	33.0	40.3
Pasze z importu – Imported fodder	9.3	3.6	7.6	6.7
Rośliny motylkowe – Legumes	15.7	14.8	10.7	10.4
Opad atmosferyczny				
Atmospheric deposition	17.0	17.0	17.0	17.0
Wiązanie biologiczne – Biological fixation	10.0	10.0	10.0	10.0
Wynoszenie – Outputs	15.7	11.4	10.2	10.0
Produkty roślinne – Plant products	9.49	7.05	6.17	6.57
Zboże – Cereals	5.10	4.26	3.62	4.01
Ziemniaki – Potatoes	0.77	0.25	0.21	0.16
Buraki cukrowe – Sugar beets	1.54	1.20	1.22	1.28
Rzepak i rzepik – Rapeseeds	1.80	1.21	1.01	1.01
Warzywa – Vegetables	0.24	0.11	0.06	0.06
Owoce – Fruits	0.04	0.02	0.05	0.04
Produkty zwierzęce – Animal products	6.22	4.31	4.05	3.46
Żywiec – Meat	2.84	2.12	2.04	1.63
Mleko – Milk	3.12	2.18	1.97	1.80
Wetna – Wool	0.03	0.01	0.005	0.001
Jaja – Eggs	0.22	0.04	0.029	0.028
Nadmiar (kg/ha) – Surplus (kg/ha)	101.7	73.5	68.1	74.3
Nadmiar (tysiące t)				
Surplus (thousand tons)	1923	1378	1276	1387
Wykorzystanie azotu (%)	13.4	13.4	13.0	11.9
Nitrogen efficiency (%)				

Nadmiar azotu w przeliczeniu na ha użytków rolnych wykazuje podobne zróżnicowanie przestrzenne, jak zużycie nawozów azotowych i jest największy w woj. toruńskim (127 kg N/ha) i najmniejszy w woj. częstochowskim (44 kg N/ha). Jednak efektywność wykorzystania azotu nie wykazuje podobnej zależności. Zależy ona w dużej mierze od udziału produkcji zwierzęcej w całej produkcji w gospodarstwie.

W tabeli 3 podano przykładowe bilanse azotu w trzech gospodarstwach różniących się kierunkiem i poziomem produkcji. Gospodarstwo w gminie Czerwin jest typowym polskim gospodarstwem nastawionym na mieszaną produkcję zwierzęcą, obejmującą produkcję mleka i trzody chlewnej. W gospodarstwie stosuje się niski poziom nawożenia (27 kg N/ha), co powoduje niedostatek paszy w gospodarstwie i potrzebę jej zakupu z zewnątrz. W sumie nadmiar azotu w gospodarstwie jest wyraźnie mniejszy od średniej krajowej i województwa ostrołęckiego, w którym się ono znajduje. Drugie gospodarstwo w gminie Kwidzyń woj. elbląskie odpowiada standardom intensywnego gospodarstwa w Europie Zachodniej, lecz jego powierz-

Tabela 3

Bilans azotu w gospodarstwie rolnym (kg N)
Nitrogen balance in farm scale (kg N)

Gmina – Community Województwo – Voivodeship Rodzaj produkcji – Kind of production powierzchnia ha – acreage ha	Czerwin Ostrołęka zwierzęca animal 16.0	Kwidzyń Elbląg zwierzęca animal 21.3	Lipie Radom sadownicza horticulture 9.4
Wnoszenie (kg N) – Inputs (kgg N)	1088	5759	1105
Nawozy mineralne – Commercial fertilizers	425	1720	851
Pasze treściwe – Concentrates	173	3149	0
Opad atmosferyczny – Precipitation	272	362	160
Rośliny motylkowe – Legume	58	315	0
Wiązanie biologiczne – Biological fixation	160	213	94
Wynoszenie (kg N) – Outputs (kg N)	357	1682	196
Produkty roślinne – Plant products	19	710	196
Produkty zwierzęce – Animal products	338	972	0
Nadmiar (kg N) – Surplus (kg N)	731	4077	909
Nadmiar (kg N/ha) – Surplus (tausend tons)	46	191	97

chnia wynosi tylko około 20 ha. Gospodarstwo specjalizuje się w produkcji trzody chlewnej i warzyw. Stosuje się tu stosunkowo mało, jak na tego rodzaju gospodarstwo, dawki azotu z nawozami mineralnymi, lecz prawie dwa razy tyle tego składnika wprowadza się do gospodarstwa w postaci pasz zakupionych z zewnątrz. W sumie nadmiar azotu jest bliski 200 kg N/ha i stanowi wyraźne zagrożenie dla jakości wody. Trzecie gospodarstwo produkuje wyłącznie owoce, głównie jabłka. Stosuje względnie wysoki poziom nawożenia. W produkcji sadowniczej i warzywniczej jest zawsze duży nadmiar azotu, co stanowi poważne zagrożenie dla jakości wody.

LOS NADMIARU SKŁADNIKÓW NAWOZOWYCH

Różny jest los składników nawozowych nie wykorzystanych w produkcji rolnej, wynika to z odmiennego obiegu w przyrodzie każdego z nich. Nadmiar azotu ulega rozproszaniu do środowiska, podczas gdy główna ilość nie wykorzystanego fosforu pozostaje w glebie użytku rolnego.

Dotychczasowe zainteresowanie i większość przeprowadzonych w Polsce badań skupiało się na udziale produkcji roślinnej w zanieczyszczaniu wody związkami azotu i fosforu. Przyjęła się opinia, iż rolnictwo w Polsce nie stanowi istotnego zagrożenia dla jakości wody, zwłaszcza przy obecnym regresie produkcji rolnej i związanym z nim zmniejszeniem nawożenia. Dane zebrane przez Pondla [1989] nie potwierdzają tej opinii. Zestawione przez niego krajowe dane różnych

autorów wykazują, że stężenie azotu azotanowego w wodach lizymetrycznych, drenażowych, gruntowych, cieków zlewni rolniczych i spływów stokowych waha się od ułamka mg do ponad 50 mg N/dm³, a wymycie azotu azotanowego mieści się w granicach od 1 kg do ponad 40 kg N/ha rocznie.

Wprawdzie produkcja na użytkach ornym i zielonych powoduje wymywanie azotanów poza strefę korzeniową i spływ azotu i fosforu do wód powierzchniowych, to jednak największe zagrożenie dla jakości wody powstaje w produkcji zwierzęcej umiejscowionej głównie w zagrodzie i jej otoczeniu. W zagrodzie ponadto przechowuje się produkty przeznaczone na sprzedaż oraz pasze dla inwentarza żywego.

Przechowywane w zagrodzie produkty i pasze tracą część zawartych w nich składników nawozowych, głównie w wyniku psucia się produktów, rozproszenia, wycieków, zjadania przez gryzonie itp. Część tak traconego azotu i fosforu nagromadza się w zagrodzie i wokół zagrody, inna część jest wynoszona poza gospodarstwo. Brakuje badań nad rozpraszaniem związków azotu do środowiska z produktów lub półproduktów rolnych przechowywanych w zagrodzie.

Dużo lepiej rozpoznane są straty, zwłaszcza azotu, z odchodów zwierzęcych składowanych w zagrodzie. Najlepszym sposobem ich wykorzystania jest stosowanie jako nawozów. Jednak względy technologiczne, jak i ochrony jakości wody wymagają, by nawozy odzwierzęce były składowane od 6 do 10 miesięcy. Względy techniczne i ekonomiczne powodują, iż te nawozy są składowane w zagrodzie lub w najbliższym jej otoczeniu. W ten sposób w obrębie zagrody powstaje duże źródło zanieczyszczania wody. W Polsce dominuje obecnie system utrzymywania zwierząt obornikowo-gnojówkowy, a sposoby składowania tych nawozów wyraźnie sprzyjają zanieczyszczaniu wody. Obornik w ponad 95% gospodarstw jest składowany bezpośrednio na gruncie, często dobrze przepuszczalnym. Woda gnojowa wsiąka do gruntu lub spływa do najbliższego cieków lub rowu melioracyjnego. Zbierana gnojówka jest na ogół składowana w nieszczelnych i o małej pojemności zbiornikach, co również sprzyja zanieczyszczaniu wody. Ilości nieorganicznych związków azotu, nagromadzające się w profilu gruntu pod lub obok przyzmy obornika, przekraczają niekiedy 300 mg N/dm³ gruntu; w powierzchniowych warstwach gruntu gromadzi się forma amonowa, głębiej azotanowa (tabela 4). Usunięcie przyzmy obornika i wybudowanie płyty gnojowej bardzo wolno oddziałuje na poprawienie jakości wody gruntowej, gdyż nagromadzone składniki są wolno wymywane z gleby. W tabeli 5 zestawiono wyniki analizy próbek wody gruntowej pobieranych w punkcie położonym tuż przy dawnej przyzmy obornika, a oddalonym o 1 m od wybudowanej w czerwcu 1993 r. roku płyty gnojowej. Próbkę pobiera się co miesiąc, lecz w tabeli podano tylko wyniki co drugiego pobrania. Stężenie azotanów było na ogół większe od standardu dla wody do picia. Stężenie azotu amonowego tylko w kilku przypadkach było większe od 0,5 mg N-NH₄/dm³, z wyjątkiem wiosny 1996 r., kiedy to po długotrwałym zamarznięciu stężenie było skrajnie wysokie, podobnie duże były też wtedy

Tabela 4

Zawartość związków azotu w gruncie w pobliżu składowania obornika w gospodarstwie produkującym mleko w województwie szczecińskim

The content of nitrogen compounds in ground profile near manure pile in a farm located in Szczecin area

Głębokość – Depth cm	NO ₃ -N mg/dm ³	NH ₄ -N mg/dm ³
0-20	13.5	123.6
20-40	25.1	87.3
40-60	28.3	67.2
80-100	45.9	37.9
100-120	87.0	17.3
120-160	178.0	4.5
160-200	234.0	2.1

Tabela 5

Zawartość składników w wodzie gruntowej w pobliżu przyzmy obornika (Gmina Czerwin)

Nutrient concentration and groundwater near new build manure pad (County Czerwin)

Data pobrania Sampling date	pH	N-NO ₃ mg N/dm ³	N-NH ₄ mg N/dm ³	P mg P/dm ³	K mg K/dm ³	Cl mg Cl/dm ³
93.06.29	6.7	23.9	0.12	0.27	20.7	153
93.08.30	6.7	13.0	1.16	1.90	42.7	80
93.11.09	7.0	40.2	0.16	0.79	4.2	427
94.01.08	7.0	71.4	1.34	0.35	68.0	736
94.03.08	6.9	164.0	0.43	0.12	131.1	531
94.05.09	6.9	61.7	0.13	2.28	151.6	328
94.07.05	7.0	13.5	0.13	0.23	61.7	301
94.10.08	6.9	25.1	0.04	0.65	107.3	337
94.12.05	6.6	167.0	0.06	0.01	88.1	562
95.02.06	6.5	65.3	1.28	0.84	106.8	134
95.04.06	6.3	70.3	0.07	0.49	283.7	163
95.06.08	6.6	84.0	0.08	0.17	220.0	268
95.08.07	6.5	88.0	0.17	0.04	364.1	328
95.10.08	6.7	9.6	0.09	1.72	182.4	65
95.12.10	6.8	9.5	0.09	0.34	260.2	300
96.04.14	7.7	4.1	7.83	0.83	645.6	366
96.05.13	7.1	3.5	70.0	10.00	1196.0	556

stężenia fosforu, potasu i chlorków. Stężenie fosforu w tylko niektórych terminach było duże. Regularnie duże były stężenia potasu i chlorków. Obydwa składniki nagromadzają się wokół produkcji zwierzęcej. Okres trzech lat jest zbyt krótki, by zanieczyszczenia nagromadzone w gruncie zagrody uległy wymyciu.

Produkcja zwierzęca i zagęszczenie masy towarowej w obrębie zagrody powodują zanieczyszczenie wody gruntowej pod zagrodą, co dobrze obrazują analizy ponad tysiąca próbek wody do picia z ujęć własnych w gospodarstwach.

Stężenie azotanów było większe od dopuszczalnego ($10 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$) w 50% próbek, a w 15% próbek stężenie to przekraczało $40 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ (tabela 6). Zanieczyszczeniu wody do picia azotanami towarzyszy na ogół zanieczyszczenie fosforem, potasem i chlorkami; często stężenia tych składników są drastycznie duże (tabela 7). Zagroda jest więc poważnym źródłem zanieczyszczania wody.

Tabela 6

Stężenie azotu azotanowego w próbach wody do picia z ujęć własnych w gospodarstwach rolnych (Sapek i in. 1993)

Nitrate nitrogen concentration of drinking water samples from farm wells (Sapek i in. 1993)

		Procent próbek w przedziale stężenia azotu azotanowego (N-NO ₃) (%)				
		Percent of samples in concentration limits (N-NO ₃) (%)				
Województwo Voivodeship	Liczba próbek Sample number	<5.0 mg N/dm ³	5.0-10.0 mg N/dm ³	10.0-20.0 mg N/dm ³	20.0-40.0 mg N/dm ³	>40.0 mg N/dm ³
Ostrołęka	784	36.6	12.2	12.0	23.8	15.4
Łomża	102	26.5	3.9	23.5	31.4	14.7
Nowy Sącz	225	58.6	18.4	13.8	8.0	1.1
Szczecin	213	18.3	12.2	14.1	22.5	32.9
Razem	1324	36.5	13.2	13.9	20.5	15.9

Tabela 7

Przykłady analizy wody do picia ze studni w gospodarstwach rolnych w województwie szczecińskim
Example of chemical analysis of drinking water samples from farm wells

Miejscowość – Location Numer próbki – Sample No	Stężenie składników nawozowych mg/dm ³ Nutrient concentration mg/dm ³				
	NO ₃ -N	NH ₄ -N	P	K	Cl
Dębica nr 1	10.5	0.01	0.50	80	43
Dębica nr 2	24.6	0.03	1.60	126	65
Warnice nr 1	16.1	0.11	0.02	3	60
Warnice nr 2	0.6	0.86	0.01	23	129
Nieborowo nr 1	78.9	0.06	2.85	105	61
Nieborowo nr 2	4.0	0.56	1.90	546	67
Turze nr 1	147.0	0.06	0.01	670	496
Turze nr 2	3.7	0.59	0.10	1813	1166
Wierzbno nr 1	369.0	0.09	0.71	307	269
Wierzbno nr 2	98.0	0.03	3.89	671	601
Stężenie dopuszczalne Concentration limits	10.0 mg/dm ³	0.50 mg/dm ³	5.00 mg/dm ³	5 mg/dm ³	300 mg/dm ³

PROCESY ZWIĄZANE Z WYMYWANIEM AZOTU

Nie wykorzystany w produkcji rolnej azot ulega rozproszeniu do środowiska następującymi drogami:

- do atmosfery w wyniku:
 - emisji amoniaku,
 - denitryfikacji
- do wód powierzchniowych lub podziemnych w wyniku:
 - wymycia azotanów do wód podziemnych,
 - spływu podpowierzchniowego,
 - spływu powierzchniowego,
 - erozji wodnej i powietrznej.

Denitryfikacja

Jedynie denitryfikacja nie powoduje zanieczyszczenia wody, uczestniczy natomiast w oczyszczaniu wody z azotanów, także wody gruntowej. Denitryfikacja jest naturalnym procesem mikrobiologicznym. W przyrodniczym obiegu biomasy służy do usuwania nadmiaru związków azotu wchodzących do układu na skutek biochemicznego wiązania azotu, lecz także azotu pochodzącego z nawozów mineralnych. Obecnie wydajność denitryfikacji zależy znacznie od masy przemysłowo wiązanego azotu i ta przemysłowa synteza jest odpowiedzialna za nadmiar podtlenku azotu w atmosferze i niszczenie strefy ozonowej.

Emisja amoniaku

Dotychczas mało uwagi poświęcano emisji amoniaku do atmosfery, która stanowi istotne zagrożenie dla jakości wody, gdyż amoniak i jego produkt – jon amonowy – szybko wracają z opadem na powierzchnię ziemi i przyczyniają się do zanieczyszczenia i zakwaszenia wody oraz eutrofizacji naturalnych ekosystemów lądowych i wodnych. Około 50% azotu w Bałtyku pochodzi z opadu amoniaku. Stężenie amonu w opadzie atmosferycznym w Polsce mieści się w granicach od 0,5 do 4 mg/dm³, co odpowiada od 4 do 10 kg N-NH₄/ha [Sapek 1996].

Rolnictwo jest dominującym źródłem emisji amoniaku. Udział energetyki, przemysłu i motoryzacji nie ma istotnego znaczenia w zanieczyszczaniu atmosfery amoniakiem. Głównym źródłem emisji amoniaku z rolnictwa jest produkcja zwierzęca. Tylko część białka roślinnego pobranego z paszą jest strawiona przez zwierzęta i wykorzystana na przyrost ciała lub produkcję mleka czy wełny. Reszta jest wydalana z odchodami w postaci nie strawionego białka roślinnego lub produktów jego przemiany. Zawartość amoniaku lub jonu amonowego w kale wynosi około 25% azotu całkowitego azotu. Szczególnie bogaty w azot jest mocz. Z moczem zwierzęta wydalają od 50 do 70% spożytego, lecz nie przyswojonego azotu. Około 90% azotu w moczu jest w postaci mocznika, który na zewnątrz organizmu, przy udziale enzymu ureazy, szybko hydrolizuje do amoniaku i dwutlenku węgla. Pomiót drobiu zawiera również znaczne ilości mocznika, który także ulega w nim szybko hydrolizie. Krótkotrwałe nawet pozostawienie odchodów na

powierzchni w pomieszczeniach lub na pastwisku czy polu jest połączone ze znacznymi stratami amoniaku przez ulatnianie. Długotrwałe pozostawianie tych odchodów na większej powierzchni może powodować straty amoniaku osiągające 90% jego zawartości.

Emisja amoniaku produkcji zwierzęcej powstaje:

- w wydzielanych gazach fizjologicznych, zwłaszcza u przeżuwaczy,
- w pomieszczeniach dla zwierząt,
- na pastwiskach bydła i owiec,
- na wybiegach,
- w czasie składowania odchodów,
- w czasie utylizacji odchodów jako nawozów.

Największe straty amoniaku powstają podczas składowania odchodów i ich utylizacji. Stratom tym można też najłatwiej przeciwdziałać. W krajach rozwiniętych, a zwłaszcza Unii Europejskiej, regulacje prawne opisują wyraźnie wymagania w zakresie sposobów i czasu przechowania i utylizacji odchodów zwierzęcych. Zbiorniki na odchody winny być odpowiednio szczelne i mieć pojemność wystarczającą na gromadzenie odchodów przez co najmniej 6 miesięcy. Budowa miejsc składowania jest dość kosztowną inwestycją. W wielu krajach część kosztów takich inwestycji pokrywano z budżetu państwa. Duże straty amoniaku z odchodów zwierzęcych następują podczas stosowania ich jako nawozów na pola i łąki. Straty te mogą wahać się od 5 do 95% azotu amonowego zawartego w nawozie [Aldag i Dohler 1990]. Rozprowadzenie stałych lub płynnych nawozów na pole powoduje bardzo duże zwiększenie powierzchni parowania, co bardzo sprzyja ulatnianiu amoniaku. Wydajność ulatniania zależy od czasu pozostawiania nawozu na powierzchni pola oraz od temperatury otoczenia i nasilenia wiatru. Straty amoniaku są jednak zawsze największe w pierwszym dniu po rozprowadzeniu nawozu, tak stałego jak płynnego [Bless 1992].

W celu ograniczenia strat amoniaku z nawozów organicznych zastosowanych na powierzchnię pola zaleca się możliwie szybkie wymieszanie ich z glebą za pomocą odpowiednich zabiegów. Czynności takiej nie można wykonać na użytku zielonym, dlatego zaleca się tam rozcieńczanie wodą gnojowicy lub gnojówki przed ich zastosowaniem. Wszystkie te zabiegi tylko częściowo ograniczają ulatnianie amoniaku. Istotne ograniczenie tych strat uzyskuje się, gdy płynne nawozy wprowadza się bezpośrednio na powierzchnię lub pod powierzchnię gleby, tak pól ornych jak i użytków zielonych. Wprawdzie urządzenia takie są drogie, to jednak w kilku krajach europejskich rozważa się wydanie nakazu wprowadzania gnojowicy pod powierzchnię gleby.

Wypasane bydło i owce pozostawiają odchody bezpośrednio na pastwisku. Wydalane odchody pozostają cały czas na powierzchni pastwiska aż do ich zasymilowania przez glebę lub rośliny. Warunki te sprzyjają emisji amoniaku, która wynosi około 40% azotu zawartego w moczu i 30% w krowieńcu. [Buijsman i in. 1987, Steele i Vallis 1988]. Niemniej przyjmuje się, że całkowite ulatnianie

amoniaku na pastwisku jest mniejsze niż w alkiezowym systemie żywienia [Conway 1990]. Amoniak ulatnia się także z wysianych nawozów mineralnych, z rosnących i obumarłych roślin oraz z gleby.

Nowym kierunkiem ograniczania strat amoniaku z odchodów zwierzęcych jest zmniejszanie ilości białka podawanego w paszy zwierzętom lub zwiększanie jego strawności, a w przypadku trzody chlewnej kontrolowanie składu aminokwasów w paszy. Klasyczne badania, wykonane przed dwudziestoma laty [Kemp i in. 1979], wykazały, że zwiększenie ilości białka podawanego z paszą krowom mlecznym nie zwiększa na ogół wydajności produkcji mleka, lecz zwiększa ilość wydalonych związków azotu (tabela 8). Dlatego w celu zmniejszenia emisji amoniaku z odchodów zwierzęcych zaleca się ograniczanie zawartości azotu w paszy do niezbędnego minimum oraz równocześnie zwiększanie strawności białka, nawet przez dodawanie do paszy przyswajalnych aminokwasów w przypadku trzody chlewnej [Hartung 1992].

Tabela 8

Wpływ zawartości białka surowego w paszy pastwiskowej na wydzielanie azotu z mlekiem, kałem i moczem przez krowę mleczną
Influence of protein content in pasture fodder on nitrogen excretion with milk, faces, and urine by dairy cow [Kemp et al. 1979]

Zawartość białka g/kg s.m. Protein content g/kg DM	Współczynnik strawności białka Digestibility coefficient %	Dziennie pobranie azotu Daily nitrogen uptake g	Azot w wydzielinach Nitrogen in excretion		
			mleko milk g	kał feces g	mocz urine g
150	72.0	360	106	101	153
185	76.8	444	106	103	235
220	79.5	528	106	108	314
255	82.0	612	106	110	396

Dane dotyczące arealu użytków rolnych, obsady zwierząt i zużycia nawozów zestawione w Roczniku Statystycznym Rolnictwa posłużyły do oceny emisji amoniaku w skali kraju. Wyniosła ona około 400 tysięcy ton NH_3 w latach 1992 i 1993 [Sapek 1995]. Emisja ta uległa wyraźnemu obniżeniu w porównaniu do roku 1985.

Przemieszczanie do wód powierzchniowych i podziemnych

Związki azotu mogą przemieszczać się do wód pod kilkoma postaciami:

- rozpuszczalnych substancji organicznych,
- nierozpuszczalnych substancji organicznych,
- azotu amonowego [N-NH_4],
- azotu azotanowego [N-NO_3].

Największy udział w zanieczyszczaniu wody związkami azotu mają procesy związane ze spływem podpowierzchniowym i wymywaniem azotanów do wód

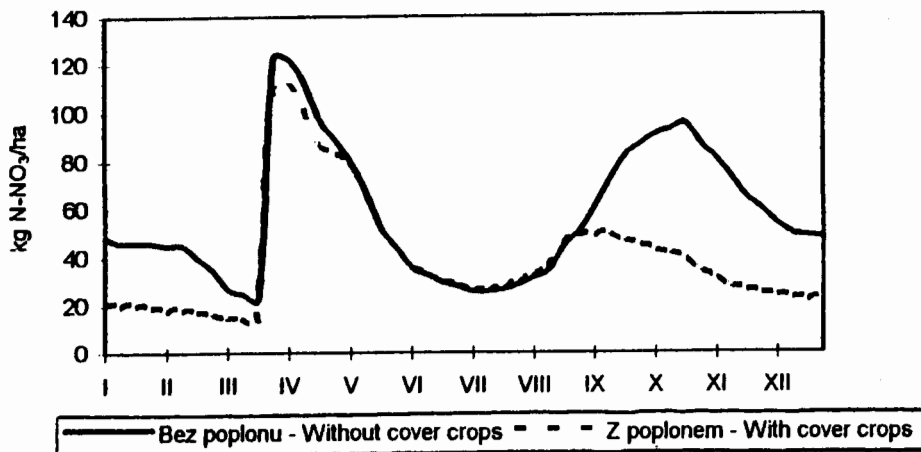
podziemnych. Procesy te są też najlepiej poznane. W mniejszym stopniu opisano zanieczyszczanie wody w wyniku erozji.

Zainteresowania erozją wodną i wietrzną skupiają się przeważnie na powodowanym przez nią niszczeniu gleby. Również udział erozji w zanieczyszczaniu wody związkami azotu i fosforu jest jednak istotny. Obydwa rodzaje erozji wnoszą do wody głównie nierozpuszczalne postacie azotu związane z glebową materią organiczną. Szacunki ilości azotu i fosforu wnoszonych do wody wynikają ze specyfiki obiektu objętego erozją i nie można ich ekstrapolować w skali kraju. Zresztą krajowe badania nad udziałem erozji w zanieczyszczaniu wody składnikami nawozowymi są skromne [Kopeć 1984, 1990].

Największe zagrożenie dla jakości wody stanowi wymywanie azotanów poza strefę korzeniową roślin. Proces ten zależy od obiegu azotu w glebie oraz od rozkładu opadów i ilości wody przesiąkającej do wód gruntowych. Ilość wymywanych azotanów zależy bardziej od ich zawartości w glebie, natomiast stężenie w wodzie gruntowej od wielkości przesiąku. Kontrolować można, w ograniczonym zakresie, obieg azotu w glebie, nie można natomiast wpływać na wysokości opadu atmosferycznego.

Azotany w glebie powstają w wyniku mineralizacji glebowej materii organicznej. Wprowadza się je z nawozami saletrzanymi. Inne postacie azotu w nawozach, jak sole amonowe lub mocznik, szybko ulegają w glebie nityfikacji do azotanów. Podobne są losy azotu uwalnianego z nawozów organicznych, a tylko proces ich uwalniania jest dłuższy. Nawożenie nie decyduje jednak bezpośrednio o zawartości azotanów w glebie. Zawartość azotanów w glebie ulega znacznym wahaniom w ciągu roku. Azot z nawozów, zwłaszcza stosowanych wiosną, jest szybko pobierany przez intensywnie wtedy rosnące rośliny. Nie pobrany azot jest wiązany przez mikrofaunę glebową i odkładany w glebowej materii organicznej. W sierpniu, po zbiorze zbóż i zmniejszeniu pobierania azotu przez pozostałe uprawy, nasila się również mineralizacja azotu organicznego w glebie, rośliny nie nadążają z pobieraniem całej ilości uwalnianego azotu mineralnego i zwiększa się stężenie azotanów w glebie. Zbiega się to z nadmiarem wody z opadu i jej przesiąkaniem do wody gruntowej. Dlatego wymywanie przeważającej ilości azotanów następuje późną jesienią i zimą, kiedy to zwiększone stężenie azotanów w glebie zbiega się z odnawianiem wody gruntowej (rysunek 1). Cała więc strategia działania mająca na celu ograniczenia wymywania azotanów zmierza do ograniczenia ich zawartości w glebie po zakończonym sezonie wegetacyjnym.

Opady w Polsce są wyraźnie mniejsze w porównaniu do krajów Europy Zachodniej. Powoduje to, iż mniejsze jest odnawianie wody gruntowej. Średnio w Polsce do wody gruntowej przesiąka rocznie około 100 mm wody opadowej, gdy w Danii, Holandii, Irlandii czy Normandii ponad 300 mm. Dlatego już roczne wymycie z hektara 10 do 20 kg azotu azotanowego zagraża jakości wody do picia (tabela 9). Badania wykazały, iż w Polsce z użytków rolnych ulega rocznie wymyciu 1 do 43 kg N-NO₃/ha [Pondel 1989]. Potwierdzają to również prace



Rys. 1. Azotany w glebie

Fig. 1. Nitrate in soil

Tabela 9

Stężenie azotanów w wodzie gruntowej w zależności od ilości wymytego azotu i wielkości przesiąku
 Nitrate concentration in groundwater in relation to nitrogen leached and accumulated drainage

Ilość wymytego azotu kg N/ha/rok	Wielkość przesiąku (mm/rok) – Accumulated drainage (mm/year)		
	100 mm	200 mm	40 mm
	mg N-NO ₃ /dm ³		
10	10*	5	2.5
20	20	10*	5.0
50	50	25	12.5
100	100	50	25
200	200	100	50

* – Najwyższe dopuszczalne stężenie w wodzie do picia według polskich przepisów

* – The heights permitted nitrate concentration according to Polish regulation

symulacyjne wykonane za pomocą modelu CREAMS, według których, w zależności od poziomu nawożenia, wymywa się 5 do 40 kg N-NO₃/ha spod upraw polowych (tabela 10) [Sapek & Sapek 1995]. Uważa się, iż ilości azotanów wymywane spod trwałych użytków zielonych są na ogół mniejsze niż spod użytków orných. Badanie doświadczalne i symulacyjne wykonane w IMUZ wskazują, że przy poziomie nawożenia 120 lub 240 kg N/ha można spodziewać się wymycia azotanów najczęściej w granicach od 10 do 30 kg N-NO₃/ha [Sapek & Sapek 1993]. Wymycie to zależy od dawki i formy nawozu azotowego oraz sposobu użytkowania (łąka kośna, pastwisko) [Sapek B. 1995a, Sapek B., Sapek A. 1995, Sapek B., Pietrzak S. 1996]. Ilości wymywanych azotanów spod gruntów orných i użytków

Tabela 10

Wpływ uprawianej rośliny na wymycie azotanów (gleba piasek gliniasty mocny)
Impact of crop kind on nitrate leaching (loamy very fine sand)

Dawka azotu w rotacji kg N/ha/5 lat Nitrogen rate in rotation kg N/ha/5 year	Wymycie azotanów (kg N/ha/rok) Nitrate leaching (kg N/ha/year)				
	Ziemniaki Potatoes	Owies Oats	Len Line	Żyto ozime Winter rye	Kukurydza na kisonkę Silomaize
50	4.3	8.4	4.1	3.3	2.3
160	6.3	13.4	9.0	8.1	5.0
230	7.7	15.3	10.4	11.0	6.3
390	12.2	23.6	16.0	16.3	9.7
560	23.4	40.3	24.0	25.1	17.5

Tabela 11

Szybkość przemieszczania azotanów w glebie w zależności od jej pojemności wodnej i wielkości przesiąku

Velocity of nitrate transport down the soil profile in relation to water capacity and accumulated drainage

Połowa pojemność wodna Field capacity mm/dm	Wielkość rocznego przesiąku (mm) Yearly accumulated drainage (mm)					
	50	100	150	200	300	400
	Średnia szybkość przemieszczania azotanów (m/rok) Mean velocity of nitrate transport (m/year)					
10	0.50	1.00	1.50	2.00	3.00	4.00
15	0.33	0.67	1.00	1.33	2.00	2.67
20	0.25	0.50	0.75	1.0	1.50	2.00
25	0.20	0.40	0.60	0.80	1.20	1.60
30	0.17	0.33	0.50	0.67	1.00	1.33
40	0.13	0.25	0.38	0.50	0.75	1.00
50	0.10	0.20	0.30	0.40	0.60	0.80

zielnych stanowią istotne zagrożenie dla jakości wód podziemnych. Wymywaniu azotanów towarzyszy zakwaszanie gleby, a w konsekwencji też wody gruntowej [Sapek B., 1995b].

Azotany w profilu gleby stosunkowo powoli przemieszczają się do głębszych warstw. W warunkach polskich szybkość tego przemieszczania w głąb profilu wynosi przeciętnie 0,5 do 1 metra rocznie (tabela 11). Większe dawki nawozów azotowych stosuje się w Polsce dopiero od 20 lat, dlatego być może nie obserwuje się dużego zanieczyszczenia azotanami zasobów wód podziemnych. To powolne przemieszczanie powoduje także, iż po ograniczeniu wymywania, zmniejszenie stężenia azotanów w wodach podziemnych jest również procesem długotrwałym.

Wymywanie azotanów poza strefę korzeniową można ograniczyć przez kultywowanie i wprowadzanie odpowiednich praktyk rolniczych. Wszystkie one zmierzają do zmniejszenia zawartości azotanów w glebie, zwłaszcza w okresie jesienno-zimowym, kiedy to odnawianie wody gruntowej jest największe. Proponowano różne praktyki, nie wszystkie okazały się skuteczne lub przydatne. Skuteczne i często obowiązkowe w krajach zachodniej Europy są dwa zalecane postępowania, w wyniku których ogranicza się potencjalne wymycie azotanów w okresie jesienno-zimowym:

- wprowadzanie poplonów po uprawach zbieranych w lipcu i sierpniu,
- zakaz stosowania gnojowicy i innych nawozów odzwierzęcych po 1 października.

Skuteczność poplonów polega na pobieraniu przez nie azotu mineralnego i w efekcie zmniejszaniu stężenia azotanów w glebie w okresie jesienno-zimowym. Uprawy poplonowe mogą ograniczyć wymywanie azotanów nawet o 70% (rysunek 1). W wielu krajach Europy Zachodniej wyznacza się rolnikom areał ich gospodarstw, który musi być pod okrywą zieloną w okresie jesienno-zimowym. Jon amonowy zawarty w nawozach odzwierzęcych ulega szybko nityfikacji, co powoduje, iż w glebie nagromadzają się azotany, które po 1 październiku nie są pobierane przez rośliny i potencjalnie mogą ulec wymyciu poza strefę korzeniową.

Propozycja stosowania inhibitorów nityfikacji lub nawozów azotowych o opóźnionym działaniu jest dyskusyjna. Opóźnienie w powstawaniu lub uwalnianiu azotanów może sprzyjać ich nagromadzeniu w glebie w czasie, gdy nie będą wykorzystane przez rośliny.

Zmiana użytkowania gruntów lub zaoranie upraw wieloletnich przyspieszają na ogół mineralizację azotu glebowego i sprzyjają wymyciu dużych ilości azotanów.

Typowym przykładem jest zamiana trwałych użytków zielonych na uprawy polowe. W warunkach angielskich zaoranie trwałego użytku zielonego spowodowało mineralizację 4 ton N/ha azotu organicznego. Ponad 50% tej mineralizacji nastąpiło w pierwszych pięciu latach, a 90% po osiemnastu latach. W pierwszym roku po zamianie stężenie azotanów w wodzie drenarskiej osiągało 450 mg N-NO₃/dm³ [Whitemore i in. 1992]. W Anglii przypuszcza się, że zaoranie w okresie II wojny światowej i tuż po jej zakończeniu dużych obszarów użytków zielonych przyczyniło się do trwającego do dzisiaj zanieczyszczenia azotanami dużych zasobów wód podziemnych i, że zmiana użytkowania, a nie nawożenie azotem, jest głównym źródłem azotanów w wodzie podziemnej [Jarvis i Dampney 1993]. Zaoranie kilkuletniej polowej uprawy trawy lub roślin motylkowych może spowodować w pierwszym roku po zabiegu wymycie od 100 do 400 kg N-NO₃/ha [Hatch i Jarvis 1991, Whitehead i in. 1992]. W tak zwanych gospodarstwach ekologicznych głównym źródłem azotu są krótkotrwałe uprawy roślin motylkowych na paszę, których zaoranie może spowodować wymycie ponad 100 kg N-NO₃/ha [Watson in. 1988].

Ilości azotanów znajdujące w wodach powierzchniowych i podziemnych są

często mniejsze niż wymyte z użytków rolnych. Nie wynika to wcale z niedoskonałości metod stosowanych do pomiaru wymywania. Różnica ta powstaje na skutek denitryfikacji azotanów w czasie ich transportu w strefie nienasyconej i nasyconej – procesu mało poznanego [Lowrance 1991]. W strefie nienasyconej i nasyconej oprócz denitryfikacji mikrobiologicznej większą rolę może odgrywać denitryfikacja chemiczna, polegająca na utlenianiu żelaza dwuwartościowego do trójwartościowego kosztem redukcji azotanów [Van Hecke i in. 1990].

PODSUMOWANIE

Rolnictwo istotnie przyczynia się do zanieczyszczania wody składnikami nawozowymi, zwłaszcza związkami azotu i fosforu.

Naczelną zasadą przeciwdziałania zanieczyszczeniu wody składnikami nawozowymi ze źródeł rolniczych jest:

– ograniczenie wprowadzania tych składników do gospodarstwa, a następnie najbardziej efektywne wykorzystanie wprowadzonych składników.

W celu kontroli zużycia i strat azotu, fosforu i potasu w gospodarstwie, korzystne jest coroczne opracowywanie bilansu tych składników. Na ich podstawie rolnik może zmniejszyć ilości składników wnoszonych z nawozami i paszami do gospodarstwa, a zaoszczędzone fundusze przeznaczyć na inne cele.

Zapobieganie zanieczyszczaniu wody azotem opiera się na ogół na innych zasadach niż w przypadku fosforu. Poniżej zestawiono służące temu celowi praktyki rolnicze osobno na użytkach rolnych i w zagrodzie.

Produkcja roślinna

Największe ilości azotu na użytki rolne stosuje się w postaci nawozów mineralnych i odzwierzęcych, a dodatkowym źródłem jest wiązanie biologiczne głównie przez rośliny motylkowe. W przeciętnym, nie podupadłym gospodarstwie, ilości azotu wnoszone na użytki rolne są na ogół większe niż wynoszone z plonem. Istota polowych technologii produkcji powinna polegać na zmniejszaniu tej różnicy. Można to uzyskać poprzez:

1. Opracowanie planów nawożenia dla całego gospodarstwa, w których wyznacza się dawki azotu pod poszczególne uprawy według zaleceń doradztwa nawozowego. Przy opracowywaniu planów nawożenia ważne jest uwzględnienie zawartości azotu w nawozach odzwierzęcych i zawartości azotu mineralnego w glebie przed ruszeniem wegetacji. Dlatego potrzebne jest upowszechnienie następujących analiz chemicznych, których koszt pokryją zyski z mniejszego zakupu nawozów:

- azotu w nawozach odzwierzęcych w warunkach polowych, za pomocą prostego i taniego urządzenia przez doradców ODR lub samych rolników w większych gospodarstwach,
- N_{\min} glebie, w skali regionalnej oraz w większych gospodarstwach.

2. Uporządkowanie zasad stosowania nawozów odzwierzęcych w zakresie dawek, terminów oraz sposobów wprowadzania do gleby. W związku z tym:
 - w jednorazowych dawkach ilość dostępnego azotu nie powinna być większa niż wynosi na niego zapotrzebowanie roślin,
 - obornik należy stosować wczesną jesienią i wczesną wiosną,
 - gnojowicę i gnojówkę należy stosować tylko pod rosnące rośliny lub tuż przed ruszeniem wegetacji,
 - wszystkie nawozy należy wymieszać z glebą w dniu ich zastosowania,
 - należy dążyć do upowszechnienia urządzenia do wprowadzania nawozów płynnych bezpośrednio na powierzchnię gleby [rękawy] lub pod jej powierzchnię,
 - gnojowicę i gnojówkę stosowane na użytki zielone warto rozcieńczać wodą w stosunku 1:1,
 - powinno się ograniczać wypas we wrześniu na pastwiskach położonych na lekkich przepuszczalnych glebach.
3. Pozostawienie na okres jesienno-zimowy większości pól pod pokrywą zieloną poprzez:
 - zwiększanie areалу zbóż ozimych kosztem jarych,
 - wprowadzanie poplonów i międzyplonów.
4. Ograniczenie zamiany trwałych użytków zielonych na pola orne.
5. Zaorywanie trawy w uprawie polowej i wieloletnie uprawy motylkowe tylko w okresie wiosennym.
6. Zamianę pól ornych na ekstensywne trwałe użytki zielone na terenach ujęć wody oraz w otulinach parków narodowych.

Produkcja zwierzęca

Straty azotu w produkcji zwierzęcej, zwłaszcza przez emisję amoniaku, wynikają z niedotrzymywania właściwej technologii żywienia, często spotykanego nieporządku w budynkach inwentarskich i obejściu, braku odpowiednich miejsc składowania odchodów zwierzęcych i troski o ich składowanie. Ograniczyć te straty można poprzez:

1. opracowanie rocznych planów żywienia zwierząt w całym gospodarstwie na podstawie zalecanych norm żywieniowych. W planach tych należy korygować dawki żywieniowe w stosunku do wieku zwierząt rzeźnych lub przebiegu laktacji krów mlecznych.
2. zachowanie czystości w obejściu oraz zwiększenie troski o odpowiednie składowanie odchodów zwierzęcych przez:
 - utrzymywanie czystości w pomieszczeniach inwentarskich,
 - unikanie pozostawiania odchodów zwierzęcych w obejściu lub otoczeniu zagrody,
 - przechowywanie stałych odchodów na odpowiednich składowiskach,
 - przechowywanie płynnych odchodów w szczelnych zbiornikach.

3. Utrzymywanie w paszy odpowiedniej proporcji składników energetycznych do składników białkowych w celu ograniczenia ilości azotu w odchodach.
4. Poprawianie składu aninokwasów w paszy.
5. Obsada zwierząt w gospodarstwie powinna odpowiadać możliwości wykorzystania nawozów odzwierzęcych.

WNIOSKI

1. Azot stosowany w produkcji rolnej jest w niej wykorzystany tylko częściowo. Jego nadmiar może ulec rozproszeniu do środowiska i w konsekwencji zanieczyszczać wodę.
2. Rolnik może najskuteczniej wykorzystać azot i uniknąć jego strat, jeśli będzie produkował w oparciu o wiedzę rolniczą, a zwłaszcza będzie korzystał z doradztwa nawozowego i norm żywienia zwierząt.
3. Brak czystości w zagrodzie, niedbalstwo i zła organizacja pracy jest poważną przyczyną zanieczyszczania wody, także tej, którą pije rolnik i jego rodzina.
4. Niedoinwestowanie rolnictwa w zakresie budowli do składowania odchodów zwierzęcych stwarza bezpośrednio największe zagrożenie dla jakości wody.
5. Współczesna wiedza rolnicza proponuje wiele skutecznych sposobów produkcji rolnej, które ograniczają zanieczyszczanie wody, nie zmniejszają zysków rolnika, a nawet je zwiększają.
6. Brakuje w Polsce centralnego programu działania zmierzającego do ograniczenia zanieczyszczenia wody i atmosfery z produkcji rolnej.

LITERATURA

1. ALDAG R., DOHLER H. (1990): Mesung der Ammoniak—Emission nach der Gulleausbringung. BEF 1989: Emission von Ammoniak. Quelle — Verbleib — Wirkungen — Schutzmasnahmen. Arbeitsmaterialien des Bundesamtes fur Ernährung und Forstwirtschaft. Frankfurt, Marz 1990.
2. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat, Wilhelmstrase 19, 2900 Oldenburg. 1-42.
3. BLESS H-G. (1992): Ammonia emission after the application of manure in the field. W: Baltic Sea Environment Proceedings No. 44. HELCOM, 28-37.
4. BUIJSMAN E., MAAS H.F.M., ASMAN W.A.H. (1987): Anthropogenic NH₃ emissions in Europe. Atmospheric Environment 21(5):1009-1022.
5. CONWAY G.R., PRETTY J.N. (1990): Unwelcome Harwest [Agriculture and Pollution]. Earthscan Publication Ltd., London.
6. HARTUNG J. (1992): A general code of practice to reduce ammonia volatilization from animal husbandary. W: Baltic Sea Environment Proceedings No. 44. HELCOM, 38-47.
7. HATCH D.J. AND JARVIS S. (1991): An assessment of the contribution of net mineralization to N cycling in grass swards using a field incubation method. Plant and Soil 138:22-23.
8. ISERMANN K. (1991): Nitrogen and phosphorus balances in agriculture — A comparison of several

- Wester European Countries. Proceedings from „International Conference on Nitrogen, Phosphorus and Organic Matter”, May, 13-15, 1991. Helsingor [Denmark], 1-20.
9. JARVIS S., DAMPNEY P. (1993): Progress in grassland nitrogen management. W: Solving the nitrate problem, MAFF, 21-24.
 10. KEMP A., HEMKES O.J., VAN STEENBERGEN T. (1979): The crude protein production of grassland and utilization by milking cows. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 36-47.
 11. KOPEĆ S. (1984): Wielkość spływu powierzchniowego po stoku i straty składników chemicznych. *Wiadomości Melioracyjne*, 27, nr 4, 111-112.
 12. KOPEĆ S. (1990): Wpływ sposobu użytkowania gruntu na wielkość spływu powierzchniowego po stoku i stężenia unoszonych składników nawozowych. *Materiały Seminaryjne IMUZ*, nr 26, 61-68.
 13. LOWRANCE R.R. (1991): Fate of Nitrate in Subsurface Drainage Waters. W: *Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability*, SSSA, 237-257.
 14. PIETRZAK S. (1994): Metoda uproszczonego bilansowania azotu w gospodarstwie rolnym. *Materiały instruktażowe nr 108, IMUZ Falenty*.
 15. PONDEL H. (1989): Wpływ nawożenia mineralnego na chemiczne właściwości gleb oraz na wody glebowo-gruntowe i powierzchniowe. W: *Some aspects of chemical contamination of soils*. MAB Scope, PAN, 11-39.
 16. SAPEK A. (1991): Wykorzystanie modelu CREAMS do prognozowania wymywania azotanów z gleb użytków zielonych. W: *Krajowa Konferencja „Geologiczne aspekty ochrony środowiska”*, Kraków, 21-23 października 1991. Wydawnictwo AGH, Kraków, 144-148.
 17. SAPEK A. (1993a): Szacowanie zanieczyszczeń obszarowych wody na podstawie bilansu azotu w rolnictwie polskim. W: *Materiały na sympozjum IAWQ „Ochrona Zasobów Wodnych przed Zanieczyszczeniem”*. Polski Komitet Międzynarodowego Stowarzyszenia Jakości Wody IAWQ. Kraków, 41-48.
 18. SAPEK A., SAPEK B. RZEPIŃSKI W. (1993b): Wstępne rozpoznanie zanieczyszczenia wody do picia z ujęć własnych w gospodarstwach rolnych na terenie województwa ostrołęckiego. W: *Materiały na sympozjum IAWQ „Ochrona Zasobów Wodnych przed Zanieczyszczeniem”*. Polski komitet Międzynarodowego Stowarzyszenia Jakości Wody IAWQ. Kraków, 211-223.
 19. SAPEK A., SAPEK B. (1993c): Assumed non-point water pollution based on the nitrogen budget in Polish Agriculture. *Water Science and Technology*, V. 28. No. 3-5, 483-488.
 20. SAPEK A., SAPEK B. (1995): Application of Nitrogen Balance and CREAMS Model to Describe and Foresee the Nitrogen Losses in Polish Agriculture. *Proceedings of 9th International Symposium on Computer Science for Environmental Protection CSEP;95 „Space and Time in Information Systems”*, Part II, 214-222.
 21. SAPEK A. (1995): Emisja amoniaku z produkcji rolnej. *Postępy Nauk Rolniczych*. Nr 2/95. 3-23.
 22. SAPEK A., SAPEK B., FOSTER W. (1996): Water quality protection in Polish agriculture. *Baltic Basin Agriculture and Environmental Series*. Iowa State University, Ames. Report 96-BB 5. April, 1-16.
 23. SAPEK A. (1996): Ammonia emission and ammonia in precipitation in Poland. *Proceedings of 9th Nitrogen Workshop, Braunschweig, September 9-12, 1996*.
 24. SAPEK A. (1996): Wpływ rolnictwa na jakość wody. *Materiały na seminarium: „Zanieczyszczenia rolnicze a przyszłość ekonomiczna gospodarstw – Problemy i rozwiązania”*, IBMER, Warszawa, 20 lutego 1996r. 10-14.
 25. SAPEK B., SAPEK A. (1993): The application of CREAMS model to forecasting the nitrate and chloride leaching from grassland. *Water Science and Technology*, V. 28, No 3-5, 649-658.
 26. SAPEK B., SAPEK A. (1995): Zmiany zawartości azotu mineralnego oraz odczynu przed i po wegetacji w glebach łąkowych wytworzonych z torfów. W: *Torfoznawstwo w badaniach naukowych i praktyce*, Sesja naukowa, Falenty IMUZ 6-7 XI 1995, 247-254.
 27. SAPEK B. (1995a): The monitoring of water on a farm scale. *Proceeding of the Second International*

- IAWQ Specialized Conference and Symposia on Diffuse Pollution, Brno Prague, August 13-18, 1995, 14-19.
28. SAPEK B. (1995b): Wymywanie azotanów oraz zakwaszanie gleby i wód gruntowych w aspekcie działalności rolniczej. Materiały Informacyjne IMUZ nr 30, Falenty 1995, 1-31.
 29. SAPEK B., PIETRZAK S. (1996): Zastosowanie metody aparatów z ceramicznymi kupkami porowatymi do oceny potencjalnego wymycia azotanów z gleb łąkowych. Mat. z Konferencji Naukowej „Azotany w ekosystemach rolniczych”. ART Olsztyn, 7-8 listopada 1996 (w druku).
 30. STEELE K.W., VALLIS I. (1988): The nitrogen cycle in pasture. Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystem. ed. J.R. Wilson. CAB. International, 274-291.
 31. VAN HECKE K., VAN CLEEMPUT O., BAERT L. (1990): Theoretical aspects on chemo-denitrification of nitrate in groundwater. W: Internationale Symposium „Nitrates-Agriculture-Eau” Paris, November 7-8, 1990. Institut National de la Recherche Agronomique Paris-Grignon. 215-220.
 32. WATSON, C.A., FOWLER, S.M., WILMAN, D. (1988): Nitrate Leaching Following the Ploughing of Grass/Clover Leys in Organic Farming Systems. Research Meeting No. 1, British Grassland Society, September 1988, Session IV, Paper 3.
 33. WHITEHEAD, D.C., BRISTOW, A.W., LOCKYER, D.R. (1990): Organic Matter and Nitrogen in the Unharvested Fractions of grass swards in relation to the potential for nitrate leaching after ploughing. Plant and Soil 123:39-49.
 34. WHITEMORE, A.P., BRADBURY, N.J., JOHNSON, P.A. (1992) Potential contribution of ploughed grassland to nitrate leaching. Agriculture, Ecosystems and Environment 39:221-233.

STRESZCZENIE

Rolnictwo istotnie przyczynia się do zanieczyszczania wody składnikami nawozowymi, zwłaszcza związkami azotu i fosforu. Głównymi przyczynami zanieczyszczania wody z rolnictwa polskiego jest niedoinwestowanie rolnictwa w zakresie budowli do składowania odchodów zwierzęcych oraz zaniebdania w umiejętnym stosowaniu tych odchodów jako nawozów. Inną ważną przyczyną jest brak czystości w zagrodzie, niedbalstwo i zła organizacja pracy.

Współczesna wiedza rolnicza proponuje wiele skutecznych sposobów produkcji rolnej, które ograniczają zanieczyszczanie wody, nie zmniejszają zysków rolnika, a nawet je zwiększają.

Jak dotąd brakuje w Polsce centralnego programu działania zmierzającego do ograniczenia zanieczyszczenia wody i atmosfery z produkcji rolnej.

THE RISK CONNECTED WITH WATER POLLUTION FROM AGRICULTURAL ACTIVITY

Andrzej Sapek

Institute for Land Reclamation and Grassland Farming at Falenty, Poland

S u m m a r y

Agriculture has an evident impact on water pollution with nutrients, particularly with nitrogen and phosphorus compounds. The main cause of water pollution from Polish agriculture is a lack of construction for storage of animal wastes as well as the defaults in handling of these wastes. Other important cause is the nonproper cleanness on farmstead and there about as well as bad organization of work.

Contemporary agricultural knowledge and know-how propose a lot of effective agricultural management practices, which can abate the water pollution, but do not decrease the farmers profit, and in many cases this profit can increase.

At the time being there is no a national program to protect the water and atmosphere quality from the agricultural pollution.

Prof. dr hab. Andrzej Sapek
Instytut Melioracji i Użytków Zielonych
w Falentach
05-090 Raszyn k. Warszawy