

Próba ekonomicznego rozwiązania problemu obszarowego odrolniczego zanieczyszczania wód podziemnych azotem w Wielkiej Brytanii¹

Wprowadzenie

Uważa się, że nadmierna koncentracja związków azotu w wodzie pitnej może być powodem raka żołądka u dorosłych i głodu tlenowego u osesków [Hanley 1991]. Europejska Wspólnota Gospodarcza wydała w związku z tym dyrektywę ustanawiającą górną granicę stężenia azotanów w wodzie pitnej na 50 mg/l [Council Directive 80/778/EEC 1980]. Inna dyrektywa zobowiązywała rządy krajów członkowskich do wyznaczenia stref zagrożenia wód zanieczyszczeniami azotanami pochodzenia rolniczego w tych krajach do końca 1993 roku², opracowania do końca 1995 roku planów akcji zapobiegawczej, wdrożenia jej i osiągnięcia w jej wyniku do końca roku 1999 stężeń poniżej normatywu [Council Directive 91/676/EEC 1991]. W ramach przygotowań do osiągnięcia tego celu w Wlk. Brytanii wyznaczono już w roku 1990 strefy największego zagrożenia zbiorników wód podziemnych przez infiltrację wodą zanieczyszczoną azotanami pochodzącymi z produkcji polowej (Nitrate Sensitive Areas: NSA). Opracowano też w brytyjskim ministerstwie rolnictwa, rybołówstwa i żywienia (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food: MAFF) pilotowy program ochrony wód gruntowych w tych rejonach (Pilot NSA Scheme: NSAS). Był on skierowany do rolników i posługując się środkami ekonomicznymi miał doprowadzić do ograniczenia stężeń azotanów w odsiaku z pól w głąb gruntu poniżej normy dla wody pitnej. Był to program eksperymentalny, rozszerzony z pewnymi modyfikacjami w 1994 roku na dalsze strefy zagrożenia [The New Nitrate, 1994].

¹ Praca autora stanowiąca podstawę niniejszego tekstu, wykonana częściowo w czasie stażu w Macaulay Land Use Research Institute w Aberdeen, Szkocja, była sfinansowana z funduszu Phare w ramach grantu ACE 92-0168-F. Autor składa stosowne podziękowania obu instytucjom. Rysunki i tabele, po spolszczeniu i pewnych modyfikacjach, zostały wzięte z tej pracy [Manteuffel Szoega 1994].

² Strefy te zostały wyznaczone w Wlk. Brytanii pod nazwą Nitrate Vulnerable Areas [Designations 1994].

W związku z eksperymentalnym charakterem programu towarzyszyły mu badania skuteczności zastosowanych polityk ochrony [Monitoring 1991 i lata następne].

Polska aspirując do członkostwa Unii Europejskiej musi liczyć się z koniecznością ewentualnego zastosowania się do wszystkich obowiązujących w niej dyrektyw, także dyrektyw azotowych³. Autor wyraża nadzieję, że wyniki eksperymentalnego programu i związanych z nim badań mogą się okazać interesujące także dla polskiego czytelnika, tym bardziej że niektóre z nich, jak np. model wymywania azotu z warstwy glebowej, mogą mieć znaczenie nie tylko w odniesieniu do omawianego przedsięwzięcia ochrony.

Pilotowy program NSAS

Program polegał na tym, że w zamian za rekompensatę pieniężną rolnicy mający swoje pola w strefach zasilania warstw wodonośnych dobrowolnie mogli wprowadzić pewne zmiany narzucone przez program i podjąć się przestrzegania pewnych ograniczeń w prowadzeniu produkcji roślinnej. W ramach programu wyróżniono pięć alternatywnych opcji. Wybór opcji należał do włączającego się do programu rolnika. Od rodzaju podjętej opcji zależała wielkość rekompensaty.

Program miał na celu taką modyfikację praktyki rolniczej na wyróżnionych terenach, która prowadziłaby do drastycznych redukcji wymywania azotanów do warstwy wodonośnej. Wiązało się to z ograniczaniem oraz dezintensyfikacją produkcji roślinnej i wypasu, a także podjęciem dodatkowych niedochodowych przedsięwzięć ze strony rolników. W sumie oznaczało to zmniejszenie dochodów rolników i w zamian za to otrzymywali oni rekompensatę.

Możliwe do wyboru opcje programu obejmowały opcję bazową i 4 opcje premiowe. Opcja bazowa oznaczała dla rolnika:

- konieczność przestrzegania zaleceń nawozowych odnośnie poszczególnych upraw; zalecenia wydawane przez służbę upowszechnieniową miały na celu stosowanie ekonomicznie optymalnych wielkości nawożenia azotowego, z uwzględnieniem dawek azotu wnoszonych przez nawozy organiczne i zasobności stanowiska po poprzednich uprawach,

³ Polska norma zawartości azotu w wodzie pitnej jest nieco ostrzejsza niż unijna, wynosi 10 mg N/l [Rozporządzenie MZiOS, 1990], podczas gdy norma unijna odpowiada stężeniu 11,3 mg N/l. Ze względu na niski poziom nawożenia w porównaniu z rolnictwem zachodnioeuropejskim obserwowane w Polsce stężenia azotanów w odpływie z warstwy glebowej na gruntach chłopskich plasują się na ogół poniżej norm unijnej i polskiej, choć częstokroć powyżej tych norm na gruntach gospodarstw wielkoobszarowych (por. badania IUNGu [Terelak, Mostowicka-Terelak, Sadurski 1999] i Politechniki Białostockiej [Banaszuk, Banaszuk, Wysocka 1999]).

- obniżenie nawożenia azotowego poniżej ekonomicznego optimum o 25 kg/ha w stosunku do zbóż ozimych i o 50 kg/ha w stosunku do rzepaku ozimego,
- wprowadzenie upraw okrywowych na okres jesienno-zimowy na polach, które w normalnej praktyce rolniczej byłyby w tym czasie ugorowane (przed uprawami jarymi),
- niestosowanie nawożenia organicznego większego niż 175 kg N/ha w ciągu roku,
- niestosowanie pomiotu kurzego ani gnojowicy od lipca do października włącznie (na użytkach zielonych we wrześniu i październiku).

W opcjach premiowych rolnik musiał zmienić zgłoszone do programu grunty orne w trwałe użytki zielone i dodatkowo w opcji:

- A: nie stosować nawozów sztucznych ani naturalnych i nie wypasać zwierząt,
- B: nie stosować nawozów sztucznych ani naturalnych, ale mógł prowadzić wypas,
- C: nie stosować więcej niż 150 kg N/ha, ale mógł wypasać zwierzęta,
- D: gospodarować jak w innym programie środowiskowym Farm Woodland Scheme, co oznaczało zalesienie części gruntu i niestosowanie nawożenia.

Rekompensata za poniesione straty w dochodach rolniczych była różna dla różnych lokalizacji i wahała się w opcji bazowej od 55 do 95 GBP (funtów brytyjskich) na rok na hektar użytków rolnych zgłoszonych do programu, od 280 do do 380 GBP/ha/rok w premiowej opcji A, od 250 do 350 GBP/ha/rok w opcji B, od 170 do 270 GBP/ha/rok w opcji C, od 180 do 280 GBP/ha/rok w opcji D⁴. Rekompensata była uzależniona od szacunkowej produktywności ziemi w różnych lokalizacjach. Poza tym, jeśli rolnik podejmował którąś z opcji premiowych na powierzchni większej niż 25% swoich gruntów, otrzymywał stawki obniżone (od $\frac{2}{3}$ do $\frac{3}{4}$ podstawowej wielkości rekompensaty w danej opcji), jeśli na większej niż 75% swoich gruntów, to jeszcze niższe (od $\frac{1}{3}$ do $\frac{1}{2}$ stawki podstawowej). Choć nie było to uzasadnione w opisach programu, należy się domyślać, że takie rozwiązanie wynikało z jego eksperymentalnego charakteru: chodziło prawdopodobnie o możliwość porównania wyników różnych opcji z opcją bazową.

⁴ Dla porównania z warunkami polskimi można podać, że średni kurs GBP w Narodowym Banku Polskim wahał się w pierwszej połowie roku 1999 od 5,76 do 6,49 zł/GBP, 22 lipca 1999 roku wynosił 6,05 zł/GBP.

Program trwał 4 lata, począwszy od roku 1990/1991, a od roku 1994 przestał mieć charakter pilotowy, przy czym został znacznie zmieniony i rozszerzony. W programie pilotowym ostatecznie znalazło się 9362 hektarów użytków rolnych.

Model wymywania azotu w głąb profilu glebowego

Wydział ochrony środowiska MAFF zlecił badanie odsiaku wody w głąb profilu glebowego i zawartości w nim azotanów na polach objętych programem NSAS. Co najmniej 10 pól było wybranych do badania pod kątem reprezentatywności upraw w każdym z 11 pilotowych NSA. Wyniki były publikowane corocznie [Monitoring 1991, 1992, 1993]. Publikacje te posłużyły do budowy prostego modelu regresji, mającego wyjaśnić kształtowanie się ilości wymywanego azotu w funkcji zmiennych zależnych od działalności ludzkiej, jak nawożenie i dobór upraw, oraz czynnika przyrodniczego, jakim jest, zależna przede wszystkim od opadów, infiltracja wody w głąb profilu poza sezonem wegetacyjnym i w okresie słabej wegetacji późną jesienią i wczesną wiosną (odsiak w czasie sezonu został uznany w badaniach za nieistotny). Czynniki glebowe zostały w publikacji wyników badań fizykochemicznych, a co za tym idzie w modelu, właściwie pominięty. Badanie zależności wielkości odsiaku od materiału podłoża gleby wskazywało na występowanie średnio niedużych różnic w wieloletniu i na kształtowanie się tych różnic różnokierunkowo w różnych latach (tab. 1).

Tabela 1

Średnia wielkość infiltracji w głąb profilu na polach doświadczalnych poza sezonem wegetacyjnym, mm/rok

Skała rodzima podłoża	Lata						Średnia trzyletnia	
	1990/91		1991/92		1992/93		mm	ranga
	mm	ranga	mm	ranga	mm	ranga	mm	ranga
Wapień	117	3	86	2	265	2	156	3
Piaskowiec	159	2	88	1	234	3	160	2
Kreda	163	1	58	3	347	1	189	1

Model odnosi się do standardowej powierzchni jednego hektara. Zmienne niezależne modelu to przede wszystkim wystąpienie poszczególnych upraw, modelowane zerojedynkowo. Ujemne współczynniki regresji przy tych zmiennych oznaczają zużycie azotu na 1 ha przez daną uprawę w ciągu sezonu wegetacyjnego, czyli zmniejszenie ilości azotu wymywanego w głąb profilu (tab. 2). Takie modelowanie było możliwe dzięki dołączeniu obserwacji sztucznych, w których nie występowała żadna uprawa na polu i w których przy

obserwowanym w kubku porowatym na głębokości 90 cm odsiaku równym 250 mm lub więcej strata azotu wyrównywana była sztucznie do wielkości wniesionej w nawożeniu. Przyjęcie takiej równości było uzasadnione uogólnieniem obserwacji szczegółowych, według których przy wspomnianej lub większej wielkości sezonowego odsiaku każda ilość azotu wniesiona do gleby i nie pobrana przez roślinę była wypłukiwana w głąb.

Tabela 2

Model wymywania azotu

Zmienna niezależna	Współczynnik regresji	Błąd standardowy współczynnika regresji	Poziom istotności dla zmiennej t Studenta
Jęczmień jary	-51,595	35,252	0,1441
Jęczmień ozimy	-102,144	35,512	0,0042
Burak cukrowy	-125,970	36,547	0,0006
Pastwisko	-93,876	36,217	0,0099
Ziemniaki w plonie głównym	-47,865	36,018	0,1847
Kukurydza na pasze	-81,428	52,184	0,1195
Groch	-43,366	38,325	0,2585
Pszenica ozima	-102,791	35,348	0,0038
Trawa koszona/nieokreślone	-132,973	35,692	0,0002
Trawa koszona i wypasana	-106,821	44,240	0,0162
Rzepak ozimy	-99,623	39,650	0,0124
Pszenica ozima	-106,302	51,820	0,0409
Len na ziarno	-59,150	46,854	0,2076
Warzywa (sałata i in.)	-55,732	45,485	0,2212
Truskawki	-68,071	51,803	0,1896
Trawa w opcji A	-93,694	39,930	0,0195
Trawa w opcji C	-118,50	38,080	0,0020
Trawa w opcji B	-92,194	39,002	0,0186
Rzepak jary	-106,864	64,242	0,0970
Fasola ozima	-67,276	65,111	0,3021
Trawa w opcji D	-94,194	64,467	0,1448
Następujący plon jary	54,584	34,953	0,1192
Następujący plon ozimy	21,502	33,774	0,5247
Zasłóści nawożenia obornikiem	125,215	15,473	0,0000
Uprawa okrywowa	-29,500	13,420	0,0285
N [kg/ha] × odsiak [m]	1,312	0,136	0,0000
Obornik × odsiak [m]	313,325	50,014	0,0000
(obornik × odsiak [m]) ²	-995,284	190,962	0,0000
STAŁA RÓWNANIA	73,692	9,138	0,0000

Zmienna zależna: wymyty w głąb gruntu ładunek azotu, kg N/ha/rok.

Współczynnik korelacji wielorakiej $R = 0,749$.

Współczynnik determinacji $R^2 = 0,561$.

Jako osobną zmienną zerojedynkową wprowadzono występowanie uprawy okrywowej w jesieni i zimie. Podobnie wprowadzono występowanie następnej po tegorocznej uprawie rośliny jarej lub ozimej. Współczynniki przy tych ostatnich zostały wyestymowane dodatnio, jakby uprawy te zwiększały, a nie zmniejszały strat azotu, co może budzić sprzeciw. Bez bardziej szczegółowego roztrząsania tej sprawy można powiedzieć, że ważna jest nie tyle bezwzględna wartość tych współczynników, ile różnica pomiędzy nimi⁵. Różnica ta ułożyła się zgodnie z oczekiwaniem i była także równa w przybliżeniu, co podtrzymuje logikę modelu, współczynniki przy zmiennej oznaczającej wystąpienie uprawy okrywowej.

Zmienna nazwana „zaszłości nawożenia obornikiem”, mająca też postać zerojedynkową, oznaczała, czy dane pole było przed włączeniem do programu szczególnie intensywnie nawożone obornikiem, czy nie. Bardziej szczegółowe ilościowe modelowanie tego faktu nie było dostępne z braku innych, poza stwierdzeniem ogólnym, danych na ten temat. Z pewnością obniżyło to bardzo dokładność modelu, bo wpływ tej zmiennej na zmienną objaśnianą był bardzo duży.

Wielkość nawożenia w poprzedzającym dany okres jesienno-zimowy sezonie wegetacyjnym reprezentowana była przez dwie zmienne. Pierwsza dotyczyła nawożenia mineralnego i wyrażona była ilościowo w kgN/ha, druga, dotycząca obornika, była w danych charakteryzowana tylko werbalnie jako nawożenie od zerowego po bardzo, bardzo, bardzo wysokie (przyjęto modelowanie wysokości tego nawożenia w postaci rang od 0 do 7). Obie zmienne występują jednak w modelu nie samodzielnie, ale w interakcji z odsiąkiem w danym okresie, mierzonym dla uniknięcia problemów numerycznych w metrach, a nie (zwyczajowo) w milimetrach słupa wody. Interakcja modelowana jest w postaci iloczynu wartości dwóch synergicznie działających zmiennych.

Dodatkowo zmienna oznaczająca interakcję nawożenia obornikiem i wielkości odsiąku wystąpiła także w postaci kwadratu, co było jedynym odstępstwem od liniowej postaci modelu. Wiadomo powszechnie, a potwierdziły to także analizy wykonane w opisywanym badaniu, że straty azotu w zależności od wielkości odsiąku układają się krzywoliniowo [Monitoring 1992]. Najlepszym przybliżeniem byłaby krzywa logistyczna, ze względu jednak na trudności z wyestymowaniem parametrów modelu w takiej postaci przyjęto zależność kwadratową. Ponieważ jednak w tym przypadku począwszy od wielkości odsiąku równej 285 mm wyestymowana parabola strat azotu zaczyna się obniżać,

⁵ Jeden z tych dwóch przypadków musiał zawsze wystąpić, wobec czego mniejszy z dwóch współczynników przy uprawie ozimej dodaje się faktycznie do stałej równania.

co oczywiście jest niedopuszczalne i nielogiczne, przyjęto w uproszczeniu stały poziom wymywania azotu powyżej tej wielkości.

Analogiczne włączenie kwadratu zmiennej oznaczającej interakcję nawożenia mineralnego i odsiaku nie poprawiało istotnie dopasowania modelu. Wobec tego zrezygnowano, po próbach, z takiej zmiennej drugiego stopnia.

Model w postaci liniowego, a kwadratowego w jednym składniku, równania regresji jest oczywiście wielkim uproszczeniem różnych powiązań przyczynowo-skutkowych zachodzących w glebie i podglebiu przy różnych uprawach, poziomach, dawkach i okresach nawożenia obecnie i w przeszłości, różnych warunkach klimatycznych i różnej strukturze gleby. Statystycznie daje jednak niezłe przybliżenie rzeczywistości i dlatego został uznany za wystarczające narzędzie w ekonomicznej ocenie przedsięwzięcia ochrony wód [Manteuffel Szoega 1994]. Dla potrzeb bardziej szczegółowej przyrodniczej analizy efektów przedsięwzięć ochronnych niezbędne byłoby użycie nieporównanie bardziej skomplikowanych i dokładnych modeli. Wyniki estymacji modelu zgadzają się na ogół z wynikami badań przyrodniczych [np. Vinten et al. 1993; Burt, Haycock 1993].

Koszty i efekty programu pilotowego

Do wspomnianych na wstępie kosztów rekompensat dla rolników doliczyć należy koszty administracyjne programu, oszacowane na 17 GBP/ha/rok⁶, i koszty dodatkowych dopłat do przechowywania gnojowicy świńskiej oraz do transportu nawozu świńskiego i drobiowego na oddalone pola w celu uniknięcia koncentracji nawożenia. Jednostkowe koszty redukcji wymywania azotu i koncentracji azotanów w infiltrującej wodzie podane są w tabeli 3. Koszty te odnoszą się do średniej w warunkach angielskich wielkości infiltracji i perspektywicznych warunków, w których zaniknie długookresowy wpływ nadmiernego nawożenia naturalnego przed uruchomieniem programu oraz do średnich wielkości rekompensat na 1 ha.

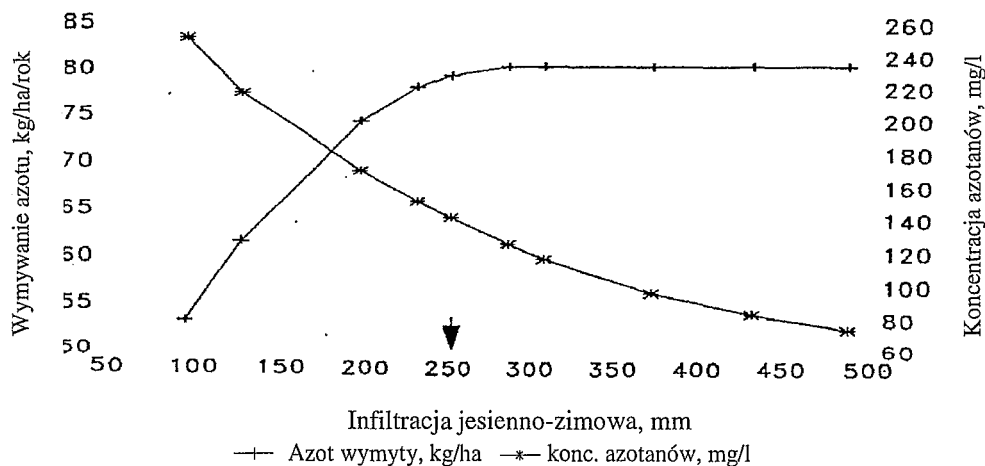
⁶ Koszty administracyjne różnych programów ochrony środowiska skierowanych do rolników w Wlk. Brytanii wahały się w granicach od 10 do 33% kosztów całkowitych, włączając w te ostatnie także rekompensaty [Colman i in. 1992].

Tabela 3

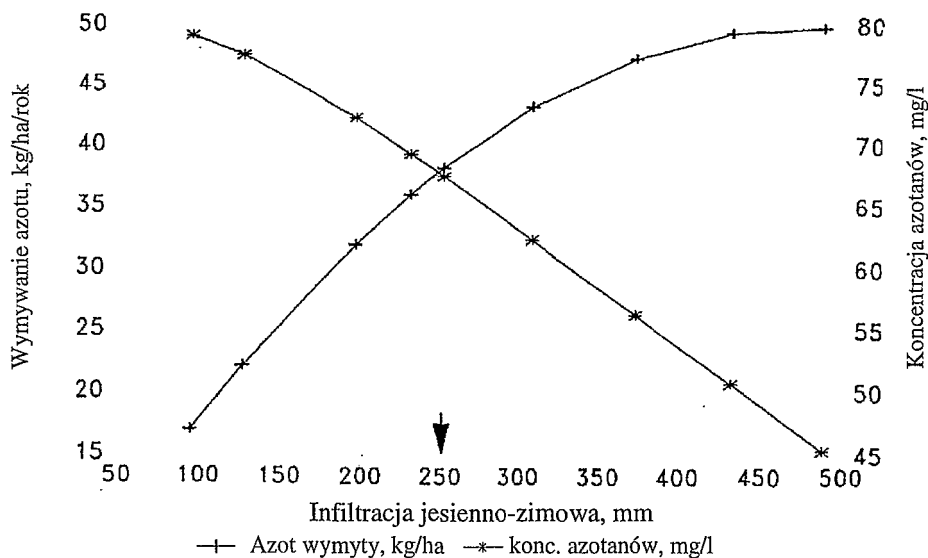
Jednostkowe koszty redukcji wymywania azotu z gleby w programie Nitrate Sensitive Areas Scheme, przy infiltracji 250 mm; średnie rekompensaty na 1 ha, efekty długoterminowe, poziom cen 1991

Opcja polityki	Redukcja wymywania ładunku azotu GBP/kg N/ha/rok	Redukcja koncentracji azotanów GBP/mg NO ₃ /l
Opcja podstawowa	1,942	1,096
Premiowa opcja A	4,591	2,591
Premiowa opcja B	4,341	2,450
Premiowa opcja C	3,494	1,972
Premiowa opcja D	4,230	2,388

Przy użyciu prezentowanego modelu badano wpływ programu pilotowego na zmniejszenie wymywania azotu w głąb profilu. Wyniki syntetyczne dla całego programu, przyjmujące średnią strukturę zasiewów przed jego wprowadzeniem oraz średnią strukturę zasiewów i użytkowania ziemi w 3 lata po jego wprowadzeniu, włączając w to faktyczną średnią mieszankę wybranych opcji bazowej i premiowych programu, przedstawione są na rysunkach 1 i 2. Na rysunku 3 prezentowana jest prognoza strat azotu i koncentracji azotanów w wodzie infiltrującej przy założeniu tych samych struktur zasiewów i mieszanki opcji programowych, ale z wyłączeniem efektu zaszłości w dotychczasowym nawożeniu obornikiem. Prognoza taka dotyczy dłuższego okresu, w którym wpływ poprzedzającego program bardzo czasami intensywnego nawożenia obornikiem powinien zaniknąć.

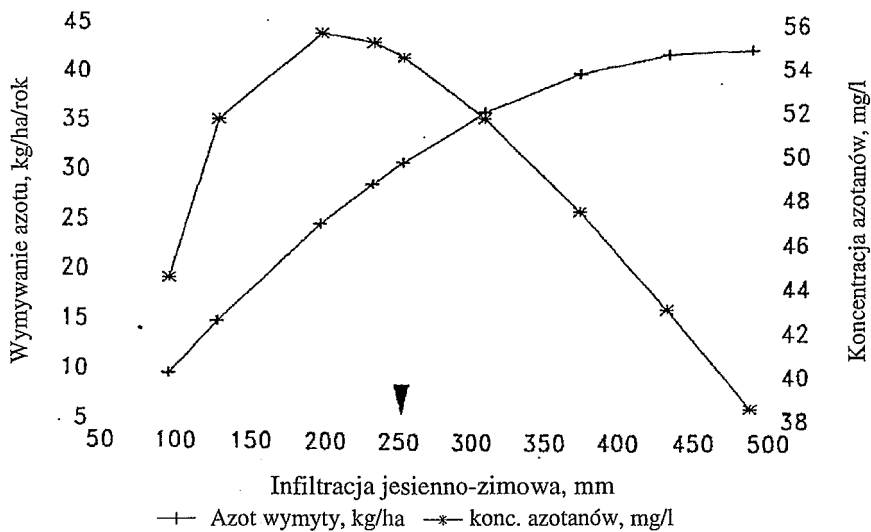
**Rysunek 1**

Wymywanie azotu, stan przed rozpoczęciem pilotowego programu NSA



Rysunek 2

Wymywanie azotu, stan po 3 latach istnienia pilotowego programu NSA



Rysunek 3

Wymywanie azotu perspektywiczne, mieszanka opcji jak po 3 latach NSA

Wdrożenie programu spowodowało wyraźną obniżkę strat azotu na skutek wymywania go w głąb profilu i zarazem obniżkę koncentracji azotanów w infiltrującej wodzie. Jednakże docelowa wartość 50 mg/l nie została w warunkach średniej infiltracji równej 250 mm/rok osiągnięta ani w 3 lata po rozpoczęciu programu (nadmiar 17 mg/l), ani prawdopodobnie nie zostanie osiągnięta w perspektywie (nadmiar 4 mg/l). Można to interpretować jako niecałkowite spełnienie założonego kryterium efektywności środowiskowej. W celu osiągnięcia docelowej koncentracji należałoby zwiększyć około dwukrotnie udział powierzchniowy opcji premiowych w całości obszaru objętego programem (z około 15% do około 30%) lub zastrzyć wymagania w opcji bazowej, jak to zrobiono, jednocześnie z podniesieniem wysokości rekompensat, w następnym programie rozpoczynającym się jesienią 1994 r. W opcjach premiowych docelowa koncentracja została osiągnięta z dużym zapasem (szczegółowe analizy w [Manteuffel Szoeg 1994] i [Manteuffel Szoeg, Crabtree, Edwards 1996]).

Opcja bazowa okazała się najbardziej efektywna kosztowo, nie można jej jednak uznać jednoznacznie za najlepszą, gdyż przy jej stosowaniu nie osiągnięto założonej efektywności środowiskowej, czyli stężenia 50 mg N/l wody infiltrującej w warunkach średniej wielkości infiltracji sezonowej.

Obliczono także ekonomiczną efektywność programu NSAS z punktu widzenia budżetu państwa brytyjskiego i budżetu EWG. W początku lat 90. funkcjonowały jeszcze w ówczesnej EWG dopłaty do cen produktów rolnych, które generalnie zostały zniesione w wyniku reformy wspólnej polityki rolnej zwanej reformą Mac Sharry'ego po 1993 roku i zastąpione innego rodzaju subwencjami dochodów rolniczych. W ówczesnych warunkach jednak zmniejszenie produkcji wywołane wdrożeniem programu NSAS spowodowało jednocześnie zmniejszenie dopłat do produkcji z budżetu państwa, dopłat zresztą częściowo refundowanych z budżetu EWG. Wartość oszczędzanych dopłat oszacowano z grubsza na podstawie pracy Rastoina [1992]. Wynikające stąd kalkulacje efektywności ekonomicznej przedstawione są w tabeli 4.

Tabela 4

Ekonomiczna efektywność pilotowego projektu NSAS w powiązaniu z dezyntensyfikacją produkcji, punkt widzenia budżetu państwa, GBP/ha/rok

Element rachunku	Opcja podstawowa	Opcje premiowe				Mieszanka opcji jak w NSA
		A	B	C	D	
Średnia rekompensata	67	341	315	231	241	105
Koszty administracyjne	17	17	17	17	17	17
Oszczędność na subsydiach produkcyjnych	13	335	306	234	335	59
Efekt netto	-71	-23	-26	-14	70	-62

Porównawcza ocena programu NSAS na tle dającej podobne rezultaty innej metody zmniejszenia wymywania azotu do wód podziemnych, jaką jest ugorowanie (ang. *set aside*), stosowane we Wspólnej Polityce Rolnej skądinąd jako metoda ograniczania produkcji rolniczej, wskazuje na to, że ugorowanie było metodą tańszą w odniesieniu do jednostki powierzchni. Rekompensata wynosiła w podstawowej opcji ugorowania 222 GBP/ha plus koszty administracyjne, w przybliżeniu takie same jak w NSAS. Na jednostkę efektu rzeczowego w postaci redukcji zawartości azotanów w wodzie infiltrującej do warstw wodonośnych pilotowy NSAS był jednak prawdopodobnie tańszy, bo z powodu większych rekompensat więcej rolników przystępowało do programu. Poza tym, był on ograniczony do stref zagrożenia, a nie jednakowo adresowany do wszystkich, jak program ugorowania.

Z punktu widzenia uczestniczących w programie rolników zmiana struktury użytkowania gruntów i dezintensyfikacja produkcji oznaczała zmianę struktury kosztów rolniczych, czyli oszczędność na niektórych (na ogół przede wszystkim na koszcie pracy) i zwiększenie innych, oraz dodatkowy dochód z tytułu rekompensaty i straty z tytułu zmniejszenia dotowanej produkcji. Wyniki ostateczne tych wszystkich zmian są oszacowane w tabeli 5:

Wśród opcji premiowych 43% gruntów zgłoszono do opcji A, 22% do B, 32% do C i 3% do D [Report 1993]. Taki rozkład podejmowanych opcji w świetle tabeli 5 świadczy o tym, że rolnicy kierowali się przy wyborze wysokością rekompensaty, ale także dość trafnie przewidzieli względną opłacalność podjęcia poszczególnych opcji.

Tabela 5

Ekonomiczna efektywność pilotowego projektu NSA z punktu widzenia rolników, poziom cen 1991, GBP/ha/rok

Element rachunku	Opcja podstawowa	Opcje premiowe				Mieszanka opcji jak w NSA
		A	B	C	D	
Średnia rekompensata	67	341	315	231	241	105
Oszczędność nakładu pracy	-4	65	78	78	65	9
Oszczędność innych nakładów bieżących	4	336	336	336	336	58
Dodatkowe koszty zmienne	3	10	10	38	10	6
Wartość zmniejszenia produkcji	26	697	638	488	697	22
Korzyść netto rolnika	39	30	75	115	-70	43

Uczestnictwo rolników w programie było dość silnie związane z wysokością wypłacanych im rekompensat. Obrazuje to tabela 6, w której podane są wyniki estymacji kilku funkcji regresji procentowego uczestnictwa w programie w stosunku do wielkości rekompensat. Rekompensaty, jak wspomniano, różniły się wielkością w różnych rejonach Anglii.

Sukces programu polegającego na dobrowolnym uczestnictwie zależy przede wszystkim od stopnia partycypacji w nim ze strony członków grupy docelowej. W projekcie NSAS uczestniczyło ostatecznie 87% gruntów do jakich program był adresowany. Oznacza to dobry wynik próby połączenia interesu publicznego z interesem rolników.

Pozytywne współczynniki regresji w opisujących partycypację równaniach prezentowanych w tabeli 6 świadczą, że zróżnicowanie opłat pomiędzy różnymi lokalizacjami było prawdopodobnie większe niż różnice w utraconych dochodach.

Tabela 6

Partycypacja rolników w projekcie NSA w funkcji wielkości rekompensat liczonych w GBP/ha/rok

Zmienna zależna	Współczynniki regresji przy zmiennych niezależnych		Stała równania	Współczynnik korelacji
	Rekompensata podstawowa	Rekompensata w premii opcji A		
Procent rolników partycypujących w opcji podstawowej	0,283	x	58,8	0,219
Procent rolników partycypujących w obu opcjach	1,526	0,417	-163,3	0,553
Procent użytkowników rolnych partycypujących w opcji podstawowej	0,906	x	6,1	0,618
Procent użytkowników rolnych partycypujących w opcji premii	x	0,129	-33,2	0,534
Procent użytkowników rolnych partycypujących w obu opcjach	1,750	0,426	-163,3	0,506

Dyskusja

Z doświadczeń brytyjskich wynika, że skuteczna ochrona wód podziemnych przy zastosowaniu ekonomicznych instrumentów polityki proekologicznej jest możliwa. Ochrona ta jednak sporo kosztuje. Koszt ten obciąża budżet państwa, a co za tym idzie całe społeczeństwo kraju. Jest to zgodne z pojęciem

sprawiedliwości społecznej, gdyż efekt w postaci zachowania czystości wód podziemnych dotyczy całego społeczeństwa. Obciążanie kosztem ochrony samych tylko rolników poprzez wymuszanie na nich odpowiednich ograniczeń w produkcji rolnej uważane jest w krajach cywilizowanych za niedopuszczalne. Z drugiej strony, dotowanie rolników w zamian za ograniczenie zanieczyszczającej działalności klóci się dość wyraźnie z przyjętą ogólnie w krajach rozwiniętych (np. w OECD od 1974 r.) zasadą „zanieczyszczający płaci”. Subsydiowanie zanieczyszczających w celu doprowadzenia do zmniejszenia generowanych przez nich emisji zanieczyszczeń jest jednak powszechnie stosowane w tych krajach nie tylko w rolnictwie, ale także w innych gałęziach gospodarki. Interpretowane jest to jako prawo społeczeństwa do wyboru dróg ograniczenia zanieczyszczeń w drodze, jaka w najtańszy sposób prowadzi do celu. Z punktu widzenia ekonomicznego mamy w tym przypadku klasyczną sytuację handlu prawem do zanieczyszczenia rozpatrywaną w sławnym artykule przez Coase'a [1960]. Poszkodowane społeczeństwo opłaca zanieczyszczających rolników w zamian za ograniczenie emisji zanieczyszczeń. Inaczej można to nazwać też handlem prawem do gospodarowania w rolnictwie. Społeczeństwo uznaje prawo rolników do gospodarowania z taką intensywnością, jaka jest dla nich ekonomicznie optymalna. W zamian za częściową rezygnację z ekonomicznej optymalności w gospodarce rolnej rekompensuje ich materialnie⁷.

Polskę najprawdopodobniej czeka przejście do takiego typu rozwiązań problemów ekologicznych w odniesieniu do rolnictwa, między innymi ze względu na przewidywane wstąpienie do Unii Europejskiej⁸. Poza tym, ekonomiczne metody ochrony środowiska, zakładające dobrowolność przystosowania się przez emitentów zanieczyszczeń, są na ogół skuteczne. Stosowanie środków prawnych operujących przymusem często nie osiąga skutku, budząc jednocześnie niezadowolenie społeczne. Istnieje jednak wątpliwość, czy ubogie w porównaniu z krajami Unii społeczeństwo polskie, w tym ubożający od wielu lat budżet, stać będzie na sfinansowanie ekonomicznych rozwiązań ochrony środowiska metodami podobnymi do opisywanego wyżej NSAS.

⁷ Skierowanych do rolników dobrowolnych programów mających znaczenie proekologiczne istnieje w krajach UE mnóstwo. Przykładowo można przytoczyć niepełną listę programów funkcjonujących w Wlk. Brytanii w pierwszej połowie lat 90.: odłogowanie w ramach CAP, programy Environmentally Sensitive Areas, Moorland, Habitat, Organic Aid, Countryside Access, Management Agreements, Areas of Outstanding Natural Beauty, Broads Grazing Marshes Conservation, Countryside Premium, Farm Conservation Grants, Farm Conservation, Farm Woodlands, Grant Aid, Grant Aided Purchase, Hill Livestock Compensatory Allowance, Nature Reserve Agreement, National Scenic Area, Sites of Special Scientific Interest, Countryside Stewardship, Group Marketing, European Agricultural Guidance and Guarantee Fund, Beef Cows and Finished Male Cattle.

⁸ Choć aktualnie na skutek wieloletniego trendu dezintensyfikacji produkcji rolnej od czasu zmiany ustroju gospodarczego zagrożenie zanieczyszczeniami obszarowymi jest stosunkowo niewielkie w porównaniu z krajami Europy Zachodniej, może to się szybko zmienić na niektórych przynajmniej obszarach kraju, szczególnie po ewentualnym przystąpieniu do Unii. Intensywność nawożenia będzie prawdopodobnie szybko rosła w gospodarstwach mających szansę na przetrwanie i rozwój oraz w gospodarstwach przejętych przez obcokrajowców.

Literatura⁹

- ALLANSON P., MOXEY A., WHITE B., 1992: Agricultural Nitrate Emission Patterns in the Tyne Catchment. Countryside Change Working Paper Series. Working Paper 30. Countryside Change Unit and NERSC/ERSC Land Use Programme. Department of Agricultural Economics and Food Marketing. Wyd. University of Newcastle upon Tyne.
- BANASZUK P., BANASZUK H., WYSOCKA A., 1999: Rola naturalnych barier geochemicznych w ochronie wód powierzchniowych przed eutrofizacją. [W:] *Ochrona zasobów i jakości wód powierzchniowych*. Red. D. Wawrentowicz. Wyd. Ekonomia i Środowisko. Augustów.
- BURT T.P., HAYCOCK N.E., 1993: Controlling losses of nitrate by changing land use. [W:] *Nitrate, Processes, Patterns and Management*. Red. Burt T.P., Heathwaite A.L., Trudgill S.T. Wyd. Wiley & Sons. Londyn.
- CLUNIES-ROSS T., 1993: Taxing Nitrogen Fertilizers. *The Ecologist*. T. 23, Nr 1.
- COLMAN D., CRABTREE B., FROUD J., O'CARROLL L., 1992: *Comparative Effectiveness of Conservation Mechanisms*. Wyd. University of Manchester. Department of Agricultural Economics.
- COASE R.: The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*. Nr 3, 1960, ss.1–44.
- Council Directive of 12 December 1991 Concerning the Protection of Waters Against Pollution Caused by Nitrates from Agricultural Sources. 91/676/EEC. Official Journal of the European Communities, Nr L 375/1, 31.12.1991.
- Council Directive of 15 July 1980 Relating to the Quality of Water Intended for Human Consumption. 80/778/EEC. Official Journal of the European Communities, Nr L 229, 30.8.1980.
- Designation of nitrate vulnerable zones under the Nitrate Directive 91/676*. Wyd. MAFF. Londyn, 1994.
- HANLEY N., 1991: The Economics of Nitrate Pollution Control in the UK. [W:] *Farming and the Countryside. An Economic Analysis of External Costs and Benefits*. Red. Nick Hanley. Wyd. CAB.
- MANTEUFFEL SZOEGE H., 1994: Cost-effectiveness of Prevention of the Non-point Agricultural Groundwater Pollution in the U.K. Maszynopis rozliczający grant ACE 92-0168-F, Warszawa.

⁹ Spis literatury ograniczony na żądanie redakcji.

- MANTEUFFEL SZOEGE H., 1999: Ekonomiczne oddziaływania w celu ochrony wód podziemnych przed obszarowymi odrolniczymi zanieczyszczeniami azotem (na przykładzie Wlk. Brytanii). [W:] *Ochrona zasobów i jakości wód powierzchniowych*. Red. D. Wawrentowicz. Wyd. Ekonomia i Środowisko. Augustów.
- MANTEUFFEL SZOEGE H., CRABTREE B., EDWARDS T., 1996: Policy Cost-effectiveness for Reducing Non-point Agricultural Groundwater Pollution in the U.K. *Journal of Environmental Planning and Management*, 39(2), ss. 205–222.
- Monitoring of Nitrate Concentrations in Water Moving Trough Subsoil. Winter 1990/91. Pilot Nitrate Sensitive Areas Scheme. Information and Advice to Farmers*. Wyd. MAFF. 1991.
- Monitoring of Nitrate Concentrations in Water Draining from Subsoil. Winter 1991/92. Pilot Nitrate Sensitive Areas Scheme. Information and Advice to Farmers*. Wyd. MAFF. 1992.
- Monitoring of Nitrate Concentrations in Water Draining from Subsoil. Winter 1992/93. Pilot Nitrate Sensitive Areas Scheme. Information and Advice to Farmers*. Wyd. MAFF. 1993.
- Nitrate Sensitive Areas Successful in Reducing Nitrate Leaching*. Wyd. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. News Release 433/93.
- RASTOIN J.L., 1992: *Economie agro-industrielle: le systeme alimentaire*. Wyd. ENSA-M/Chaire d'Economie et Gestion d'Entreprise. Montpellier.
- Report on the first 3 years. Pilot Nitrate Sensitive Areas Scheme*. Wyd. MAFF. Working paper, 1993.
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z 4 maja 1990 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków, jakim powinna odpowiadać woda do picia i na potrzeby gospodarcze. DzURP nr 35 poz. 205 z 1990 r.
- TERELAK H., MOTOWICKA-TERELAK T., SADURSKI W., 1999: Wymywanie składników chemicznych z gleb gruntów ornych do wód drenarskich. [W:] *Ochrona zasobów i jakości wód powierzchniowych*. Red. D. Wawrentowicz. Wyd. Ekonomia i Środowisko. Augustów.
- The New Nitrate Sensitive Areas Scheme*. Wyd. MAFF. Londyn, 1994.
- VINTEN A.J.A., HOWARD R.S., REDMAND M.H., 1993: Measurement of nitrate leaching losses from arable plots under different nitrogen input regimes. *Soil Use Management* 7, s. 5–14.

Attempt of economic solution to the problem of the non-point agriculturally originated nitrogen pollution of groundwater in Great Britain

Abstract

The pilot Nitrate Sensitive Areas scheme was launched in the early 90-ies in the United Kingdom in order to limit the nitrate leaching into the groundwater.

A new division of the market in rights to farm was introduced in this way. The payments offered to farmers in return for changing their agricultural practices and ultimately reducing the nitrogen input into the soil proved to be attractive for the potential participants.

Very significant reductions in the nitrogen leaching into the groundwater in some of the areas supplying the main English aquifers have been achieved. Under the basic option of the scheme and the average drainage from fields the target concentration of nitrates, according to a model analysis of the effects, has failed by a narrow margin to be reached, although it has been fully obtained under the more costly premium options. A simple regression model of nitrate leaching dependent on the crops grown, the fertiliser and manure application and the autumn-winter drainage has been developed to facilitate the policy analysis.

Some indications for Poland have been suggested.