

OBIEG AZOTU W UKŁADZIE GLEBA–ROŚLINNOŚĆ W WARUNKACH 20-LETNIEGO DOŚWIADCZENIA ŁĄKOWEGO W FALENTACH

Andrzej SAPEK

Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Zakład Ochrony Jakości Wody

Słowa kluczowe: azot w roślinności łąkowej, nawożenie azotem, pobranie azotu, wieloletnie doświadczenie

Streszczenie

W pracy omówiono niektóre wyniki 20-letniego doświadczenia łąkowego, w którym gleba była częściowo uniezależniona od niedostatku wody. Rozważano następujące zagadnienia: wpływ utrzymywania optymalnego uwilgotnienia i napowietrzenia gleby na pobieranie azotu przez roślinność łąkową, zmniejszanie się w kolejnych latach zawartości azotu w roślinności łąkowej i pobierania tego składnika w warunkach stałego nawożenia azotowego, zróżnicowanie działania azotu z nawozu mineralnego i naturalnego (gnojówki), pochodzenie nadmiernej ilości azotu pobranej z plonem w odniesieniu do ilości zastosowanej z nawozami. Wykonano również, za pomocą modelu CREAMS, symulację strat azotu w wyniku wymycia azotanów i denitryfikacji. Stwierdzono, że ilości azotu pobranego przez roślinność były większe niż ilości tego składnika zastosowane z nawozami mineralnymi oraz że symulowane straty azotu w wyniku wymycia azotanów nie stanowią większego zagrożenia dla jakości wody, a straty w wyniku denitryfikacji nie mają dużego znaczenia w gospodarce tym składnikiem.

WSTĘP

Rozwój rolnictwa zdynamizowany wzrostem produkcji i stosowania mineralnych nawozów azotowych przyczynił się do zaspokojenia potrzeb żywnościowych w krajach rozwiniętych, lecz równocześnie spowodował niepokój, wynikający z dwóch obserwowanych skutków. Pierwszy to nadmierne wzbogacanie produktów roślinnych w azotany, uważane za szkodliwe w diecie człowieka, gdy występują

w nadmiernych ilościach w żywności. Kolejny to nadmiar azotu w środowisku, powstający w wyniku stosowania mineralnych nawozów azotowych. Już w latach sześćdziesiątych ubiegłego wieku sygnalizowano potrzebę ograniczenia rozpraszania azotu z rolnictwa do środowiska, co z początkiem lat siedemdziesiątych skutkowało powołaniem zespołów, przygotowujących podstawy prawne i merytoryczne niezbędne do podjęcia zorganizowanych działań w ramach opracowywanej dyrektywy azotanowej, przewidywanej do wdrożenia w krajach Wspólnoty Europejskiej. Podobne przedsięwzięcia, w tym samym czasie, podjęło Ministerstwo Rolnictwa (Department of Agriculture) i Ministerstwo Ochrony Środowiska (Agency of Environment Protection) Stanów Zjednoczonych. W owym czasie wspomnianie w Polsce o rolnictwie jako źródle zanieczyszczenia wody i atmosfery azotem uchodziło w niektórych środowiskach naukowych za nieprzyzwoite, a w ośrodkach decydenckich – za politycznie niepoprawne. Taki stan świadomości trwał do początku obecnego wieku, kiedy to przystąpienie Polski do Unii Europejskiej wymusiło na władzach rozpoczęcie dyskusji o zagrożeniach, jakie stwarza rolnictwo dla czystości wody i atmosfery, i o roli nauki w rozpoznaniu tych zjawisk oraz zapobieganiu im. Podejmowane badania nadal jednak skupiają się głównie na stwierdzaniu stanu, czyli monitorowaniu stężenia związków azotu w wodzie, a mniej na badaniu procesów i źródeł.

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w 1980 r. nawiązał współpracę z Międzynarodowym Instytutem Stosowanych Analiz Systemowych w Luxemburgu w zakresie wykorzystania modeli matematycznych do symulowania zachowania się azotu w glebach uprawnych. Wynikiem tej współpracy było, między innymi, uzyskanie przez Instytut wykonywanego w latach 1987–1994 projektu „Opracowanie sposobów gospodarowania w rolnictwie ograniczające straty azotu z gleby w wyniku wymywania azotanów i denitryfikacji”, realizowanego wspólnie z Rolniczą Służbą Badawczą Stanów Zjednoczonych, sponsorowanego przez tamtejsze Ministerstwo Rolnictwa. Jednym z działań w tym projekcie było śledzenie obiegu azotu na trwałym użytku zielonym, poczynając od wnoszenia azotu z opadem atmosferycznym, wodą do nawodnień i nawozami, przez zmiany stężenia azotu mineralnego w glebie, kończąc na jego pobraniu z plonem oraz wymyciu do wody gruntowej. Badania te prowadzono na wieloletnim doświadczeniu założonym w 1987 r. Badany obieg symulowano również za pomocą modelu matematycznego CREAMS [1980]. Wyniki badań opisano w kilkunastu pracach, z których do najważniejszych należą publikacje SAPKA i LEONARDA [1990], SAPKA [1991], SAPKA i SAPEK [1993] oraz SAPEK B. [1997]. Ponadto od chwili założenia doświadczenia badano zmiany zawartości azotu mineralnego w glebie z wszystkich obiektów [SAPEK, SAPEK, 2006a, b; 2007].

W niniejszej pracy omówiono zmiany zawartości azotu w roślinności łąkowej oraz pobierania tego składnika w czasie 20 lat trwania doświadczenia, w którym gleba łąki objęta badaniami była częściowo uniezależniona od niedostatku wody. Rozważano następujące zagrożenia:

- wpływ utrzymywania optymalnego uwilgotnienia i napowietrzenia gleby na pobieranie azotu przez roślinność łąkową,
- zakres zmniejszania się w kolejnych latach zawartości azotu w roślinności łąkowej i pobierania tego składnika przy stałych dawkach nawozów azotowych,
- różnicę działania azotu z nawozu mineralnego w porównaniu z azotem z nawozu naturalnego – gnojówki.
- pochodzenie nadmiernej ilości azotu pobranej z plonem w odniesieniu do ilości zastosowanej z nawozami.

MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Doświadczenie założono w Falentach w 1987 r. na polu (wieloletnim nieużytku) porośniętym roślinnością trawiastą, na glebie – czarnej ziemi zdegradowanej, o składzie granulometrycznym gliny średniej do głębokości 80 cm, a poniżej piasku luźnego lub słabo gliniastego. W celu prowadzenia badań nad wymywaniem składników nawozowych pole przeznaczone pod doświadczenie ściśle zdrenowano na głębokości 180 cm, aby zapobiegać dopływowi azotu z podsiąkającą wodą. W celu zapewnienia optymalnej wilgotności gleby stosowano nawodnienie deszczowniane w granicach od 120 do 240 mm rocznie, w dawkach polewowych 20 mm, w liczbie zależnej od aktualnej zawartości wody w glebie. Rocznie, w zależności od natężenia i rozkładu opadów, poza strefę korzeniową przesiąkało od 45 do 200 mm wody [SAPEK, 1997]. Średnie stężenie N-NO₃ w wodzie do nawodnień wynosiło ok. 5 mg N·dm⁻³ [SAPEK i in., 2003a]. Z opadem deszczowym wnoszono rocznie od 13 do 25 kg N·ha⁻¹·rok⁻¹, głównie w postaci jonu amonowego [SAPEK i in., 2003b]. Doświadczenie prowadzono metodą losowanych bloków w czterech powtórzeniach.

Wiosną 1987 r. pole pod doświadczenie zaorano, następnie zastosowano nań wapno węglanowe w dawce 2,0 t CaO·ha⁻¹, a po niezbędnych zabiegach uprawowych obsiano mieszanką traw.

Na doświadczeniu wydzielono pięć obiektów nawozowych. Na trzech stosowano wyłącznie nawożenie mineralne, a na dwóch – gnojówkę bydlęcą uzupełnianą nawozami mineralnymi. Stosowano trzy poziomy nawożenia azotem: 120, 240 i 360 kg N·ha⁻¹ i odpowiednie poziomy nawożenia fosforem i potasem, według zalecanych wówczas dawek (tab. 1). Azot stosowano przed każdym pokosem w postaci saletry amonowej (34,5% N), w odpowiednio podzielonych dawkach (tab. 2), fosfor – jednorazowo przed pierwszym pokosem, w postaci superfosfatu podwójnego (20,1% P), a potas – pod pierwszy i drugi pokos, w postaci soli potasowej (47,3% K).

Tabela 1. Stosowane roczne dawki nawozów**Table 1.** Applied annual nutrient doses

| Objekt Object | Dawka nawozu, kg·ha ⁻¹ Fertiliser dose, kg·ha ⁻¹ | | | |
|------------------|------------------------------------------------------------------------|----|--------------------------------------------------|------------------------------|
| | N | P | K w latach 1988–1990 K in the years 1988–1990 | K od 1991 r. K since 1991 |
| N-120 | 120 | 35 | 83 | 100 |
| N-240 | 240 | 52 | 125 | 150 |
| N-360 | 360 | 70 | 200 | 200 |
| NG-240 | 240 | 52 | 125 | 150 |
| NG-360 | 360 | 70 | 200 | 200 |

Objaśnienia: N – nawożono azotanem amonu, NG – nawożono azotanem amonu i gnojowicą bydłą.

Explanations: N – fertilised with ammonium nitrate, NG – fertilised with ammonium nitrate and cattle slurry.

Tabela 2. Dawki azotu stosowane przed kolejnym odrostem, kg·ha⁻¹ N**Table 2.** Nitrogen fertiliser rates applied before each regrowth, kg·ha⁻¹ N

| Odrost Regrowth | Lata 1988–1990 Years 1988–1990 | | | Lata 1991–2007 Years 1991–2007 | | |
|--------------------|--------------------------------|-----------------|-----------------|--------------------------------|-----------------|-----------------|
| | N-120 | N-240 NG-240 | N-360 NG-360 | N-120 | N-240 NG-240 | N-360 NG-360 |
| I | 60 | 120 | 180 | 40 | 80 | 120 |
| II | 40 | 80 | 120 | 30 | 60 | 90 |
| III | 20 | 40 | 60 | 30 | 60 | 90 |
| IV | – | – | – | 20 | 40 | 60 |

Objaśnienia, jak pod tabelą 1. Explanations as in Tab. 1.

Objętości gnojówki ustalano na poziomie odpowiadającym dawkom potasu na obiektach NG-240 i NG-360, na których zapotrzebowanie na azot i fosfor uzupełniano nawozami mineralnymi. Średnie stężenie fosforu w gnojówce wynosiło 0,088 g P·dm⁻³, a potasu – 3,2 g K·dm⁻³. Azot z gnojówki stanowił przeciętnie 70% tego składnika stosowanego na danym obiekcie.

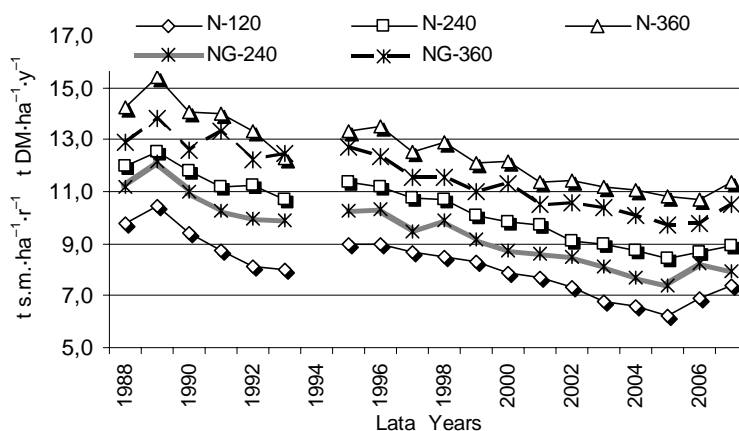
W pierwszym roku doświadczenia całą powierzchnię pod przyszłe poletka nawożono jednolitą dawką nawozów przewidzianą na obiekt N-240 (tab. 1). W pierwszych trzech latach (1988–1990) zbierano trzy pokosy. Plony na świeżo zagospodarowanym i nawożonym nieużytku były bardzo duże, co sprzyjało zachwaszczeniu runi i zakłócało zbiór pokosów. Od 1991 r. wprowadzono zbiór czterech pokosów w celu stabilizacji runi, co jednak nie zapobiegło inwazji chwastów i potrzebna była renowacja łąki, którą przeprowadzono w 1994 r.

Próbki roślin pobierano i analizowano osobno z każdego poletka obiektu. W ten sposób każdy wynik był średnią zawartością azotu w roślinności z każdego poletka. Próbki roślinności mineralizowano w kwasie siarkowym i nadtlenu wodoru. Analizy wykonywano za pomocą autoanalyzera przepływowego. Azotany oznaczano kolorymetrycznie z N-1-naftyloetylenodwuaminą, a amon – koloryme-

trycznie z salicylanem sodu, zgodnie z metodyką producenta urządzenia. Przedstawione dane zbierano od 1 stycznia 1988 r. do 31 grudnia 2007 r.

OMÓWIENIE WYNIKÓW

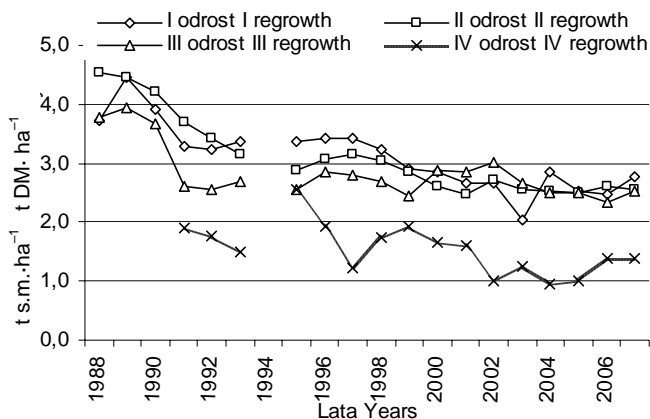
Utrzymywanie zawartości wody w glebie na optymalnym poziomie, na świeżo zagospodarowanym nieużytku oraz rozpoczęcie systematycznego nawożenia skutkowało stosunkowo dużymi plonami roślinności w czasie 3 pierwszych lat doświadczenia, gdy zbierano trzy odrosty runi oraz przez następne 7 lat, w których zbierano 4 odrosty. Roczne plony suchej masy ulegały systematycznemu zmniejszaniu w kolejnych latach trwania doświadczenia (rys. 1). Roczne plony suchej masy roślinności łąkowej z obiektów, na których część nawozów stosowano w postaci gnojówki, były mniejsze niż z obiektów, na których stosowano tylko nawozy mineralne. Średnie ze wszystkich obiektów plony suchej masy z kolejnych odrostów coraz mniej się różniły z upływem lat (rys. 2).



Rys. 1. Roczne plony suchej masy; objaśnienia, jak pod tabelą 1.

Fig. 1. Annual dry weight yields, explanations as in Tab. 1

Zwiększenie liczby pokosów oraz renowacja łąki sprzyjała wzrostowi i ustabilizowaniu się zawartości azotu w roślinności (rys. 3). Zawartości te były stosunkowo duże, zwłaszcza w roślinności z obiektów nawożonych dawką $360 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$, w której osiągały ponad $30 \text{ g N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s.m.}$ Zawartość azotu w roślinności z obiektów nawożonych częściowo gnojówką była we wszystkich odrostach mniejsza niż z obiektów, na których stosowano wyłącznie nawozy mineralne (rys. 3a, b, c, d).

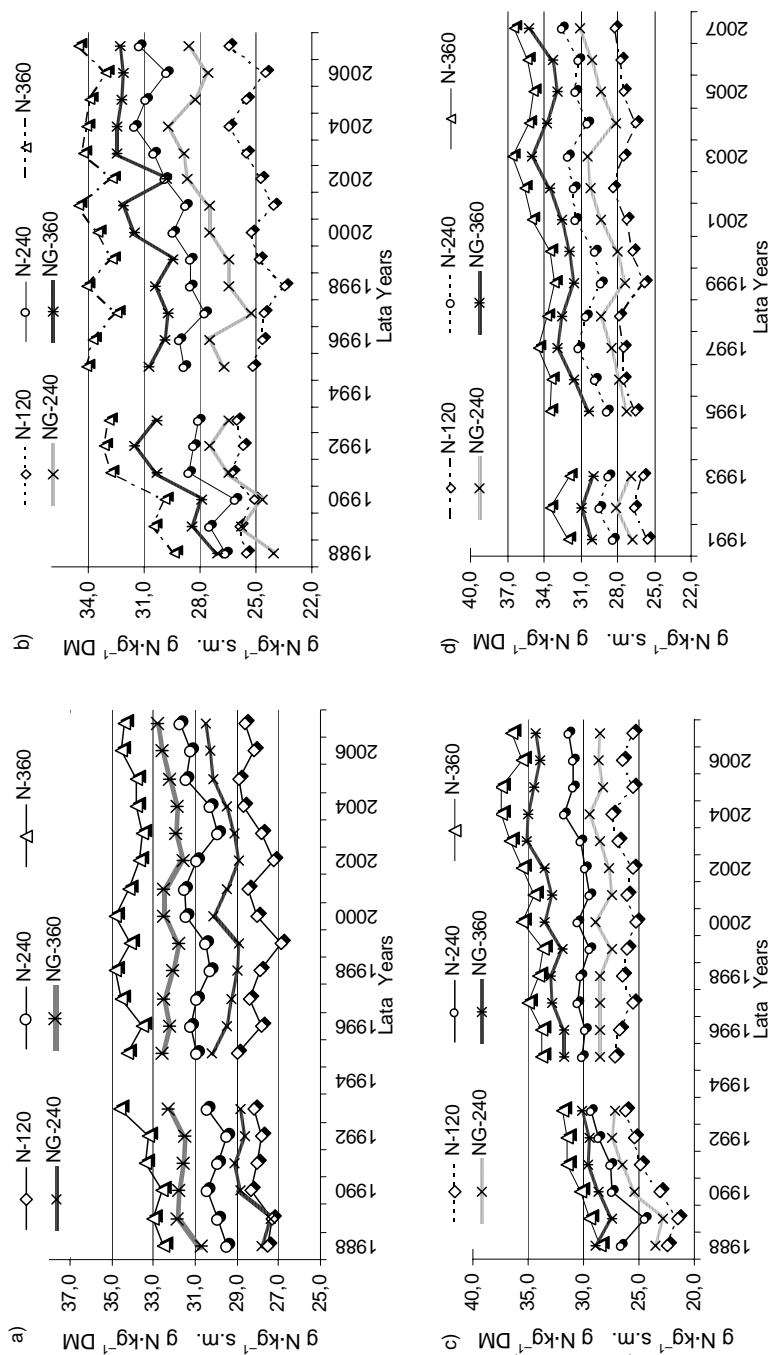


Rys. 2. Średnie ze wszystkich obiektów plony suchej masy w poszczególnych odrostach

Fig. 2. Mean yield of dry matter from all objects from subsequent regrowths

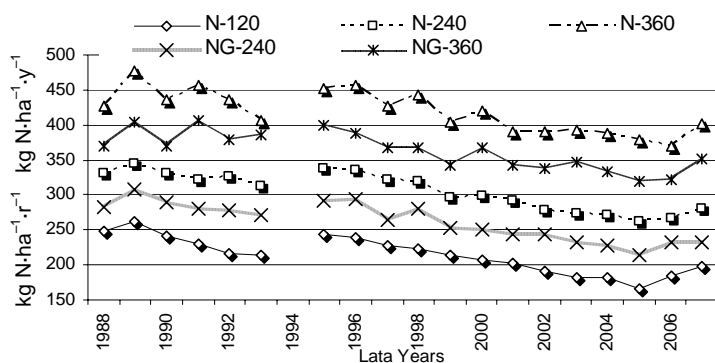
Pobranie azotu przez roślinność było większe na obiektach nawożonych wyłącznie nawozami mineralnymi niż na obiektach nawożonych częściowo gnojówką. Tę różnicę obserwowano przez cały czas trwania doświadczenia (rys. 4) i to we wszystkich odrostach (rys. 5a, b, c, d). Sumaryczne ilości azotu pobierane z plonem roślin były największe w pierwszych jedenastu latach doświadczenia, także kiedy zbierano tylko trzy pokosy (rys. 4). Przed renowacją łąki pobranie azotu z pierwszego i drugiego odrostu było na podobnym poziomie, a z trzeciego – mniejsze. Bardzo małe było pobranie azotu z plonem czwartego odrostu. Po renowacji łąki większe pobranie azotu w pierwszym odroście utrzymywało się przez pięć lat (rys. 5a, b, c, d). W dalszych 7 latach, na wszystkich obiektach, utrzymywało się ono na podobnym poziomie w kolejnych odrostach, a w następnych latach było podobne w trzech pierwszych odrostach, a w czwartym odroście proporcjonalnie mniejsze, zgodnie z plonem suchej masy (rys. 5a, b, c, d).

Sumaryczne ilości azotu pobrane z plonem roślinności różniły się wyraźnie od ilości zastosowanych z nawozami i to niezależnie od dawek i postaci nawozów azotowych (rys. 6). Różnice te na obiektach, na których stosowano tylko nawozy mineralne były dodatnie przez cały czas trwania doświadczenia, natomiast na obiektach częściowo nawożonych gnojówką – tylko do jedenastego roku doświadczenia (rys. 6 i 7a, b, c, d). Na obiekcie nawożonym $120 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ różnice te przekraczały $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ we wszystkich latach. Obserwowane różnice były największe w pierwszych trzech latach, gdy zbierano tylko trzy pokosy, lecz utrzymywały się na wysokim poziomie do końca trwania doświadczenia. Po upływie jedenastu lat doświadczenia omawiane różnice ustabilizowały się i były podobne w pierwszych trzech odrostach z wszystkich obiektów (rys. 7 a, b, c, d). Największą stabilność tej różnicy na wszystkich obiektach obserwowano w trzecim



Rys. 3. Zawartość azotu w suchej masie roślinności z kolejnych odrostów (a, b, c, d); objaśnienia, jak pod tabelą 1.

Fig. 3. Nitrogen content in plant dry weight from subsequent regrowths (a, b, c, d); explanations as in Tab. 1



Rys. 4. Roczne pobranie azotu z plonem roślinności; objaśnienia, jak pod tabelą 1.

Fig. 4. Annual nitrogen uptake by plant crops; explanations as in Tab. 1

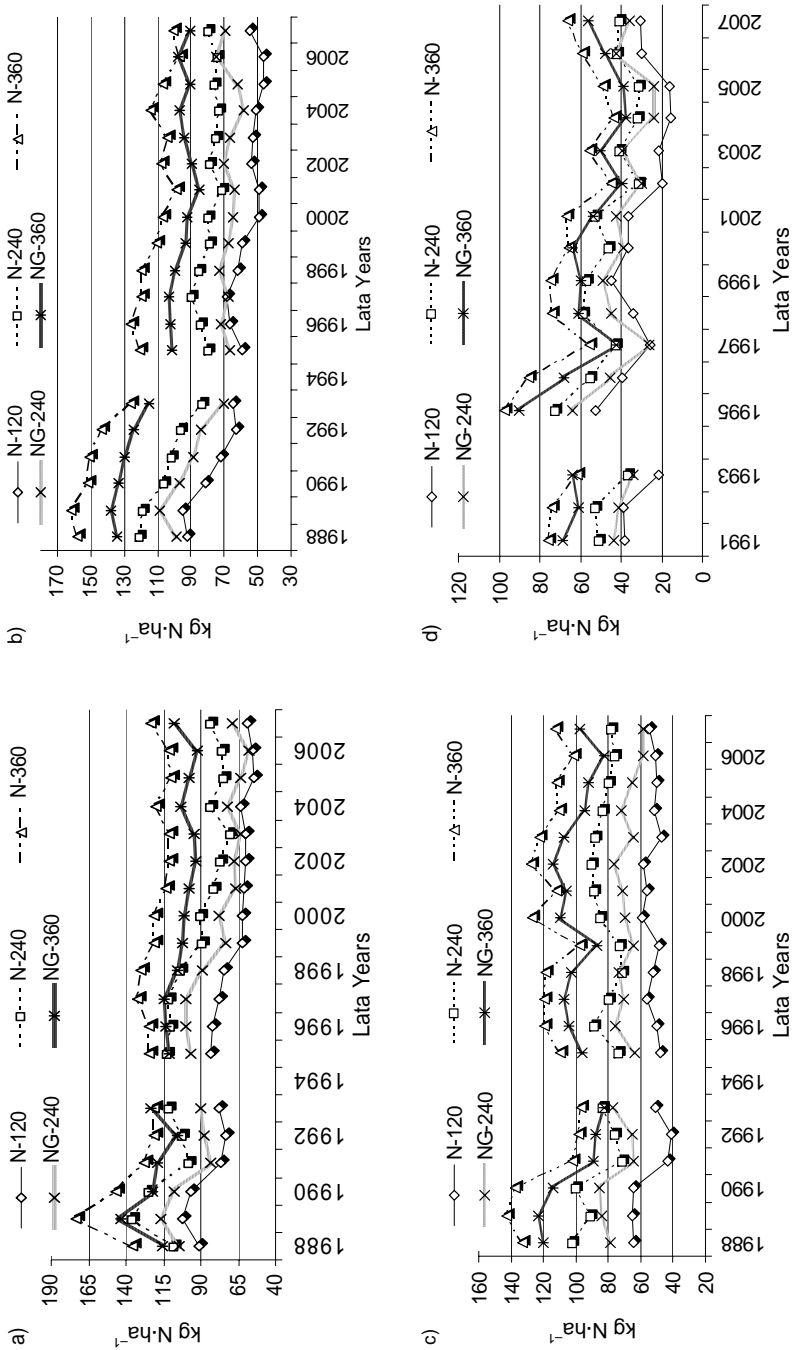
odroście (rys. 7c), co świadczy również o stabilizacji tła doświadczenia. Takiej prawidłowości nie obserwowano w czwartym odroście (rys. 7d).

DYSKUSJA I PODSUMOWANIE

W glebie łąki, w której w czasie całego sezonu wegetacyjnego utrzymywano optymalne warunki uwilgotnienia i napowietżenia warunki doświadczenia wyrównały się już po 10 latach trwania doświadczenia. Zaoranie wieloletniego nieużytku tuż przed rozpoczęciem doświadczenia i stosowanie systematycznego nawodnienia nadało nowe tło i dynamizm glebie łąki, co między innymi przyspieszyło mineralizację glebowej materii organicznej. Spowodowało to w pierwszych latach bardzo duże plonowanie łąki na wszystkich obiektach. W kolejnych latach plony systematycznie malały, a od 2001 r. ustabilizowały się i utrzymywały na wyrównanym poziomie (rys. 1). Podobną stabilizację zawartości azotu w roślinności oraz jego pobrania stwierdzano po 12 latach trwania doświadczenia. Ta stabilność uwidoczniła mniejsze działanie nawozowe nawozu naturalnego (gnojówki) niż nawozów mineralnych oraz słabsze wykorzystanie omawianego składnika z nawozów naturalnych.

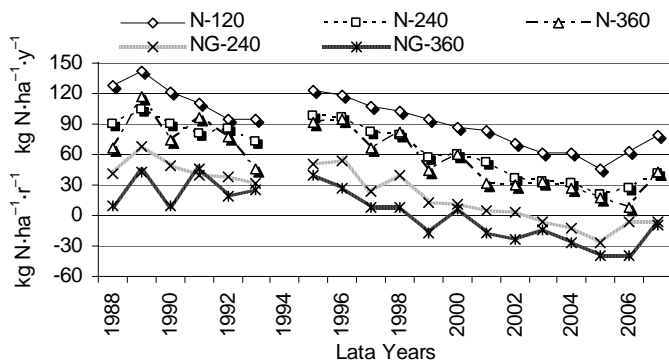
Otrzymane wyniki spełniły oczekiwania zawarte w celu „Projektu...” [1987–1994], w ramach którego doświadczenie założono. Ważne jest stwierdzenie, że ilości azotu pobierane z plonem, w warunkach doświadczenia, były zawsze większe niż ilości składnika zastosowane z nawozami mineralnymi, a w czasie pierwszych lat – również z gnojówką. To większe pobranie azotu mogłoby wskazywać, że w warunkach doświadczenia straty azotu są niewielkie, a może nawet mniejsze niż wnoszenie tego składnika z innych słabo rozpoznanych źródeł.

Wyjaśnienia wymaga pochodzenie tej dodatkowej masy azotu, która na obiekcie nawożonym $120 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ była większa niż 50 kg przez cały czas trwania



Rys. 5. Pobranie azotu z plonem roślinności w kolejnych odrostach (a, b, c, d); objaśnienia, jak pod tabelą 1.

Fig. 5. Nitrogen uptake by plants during subsequent regrowths (a, b, c, d), explanations as in Tab. 1



Rys. 6. Różnica między ilością azotu pobraną przez roślinność z plonem a ilością zastosowaną z nawozami na poszczególne obiekty; objaśnienia, jak pod tabelą 1.

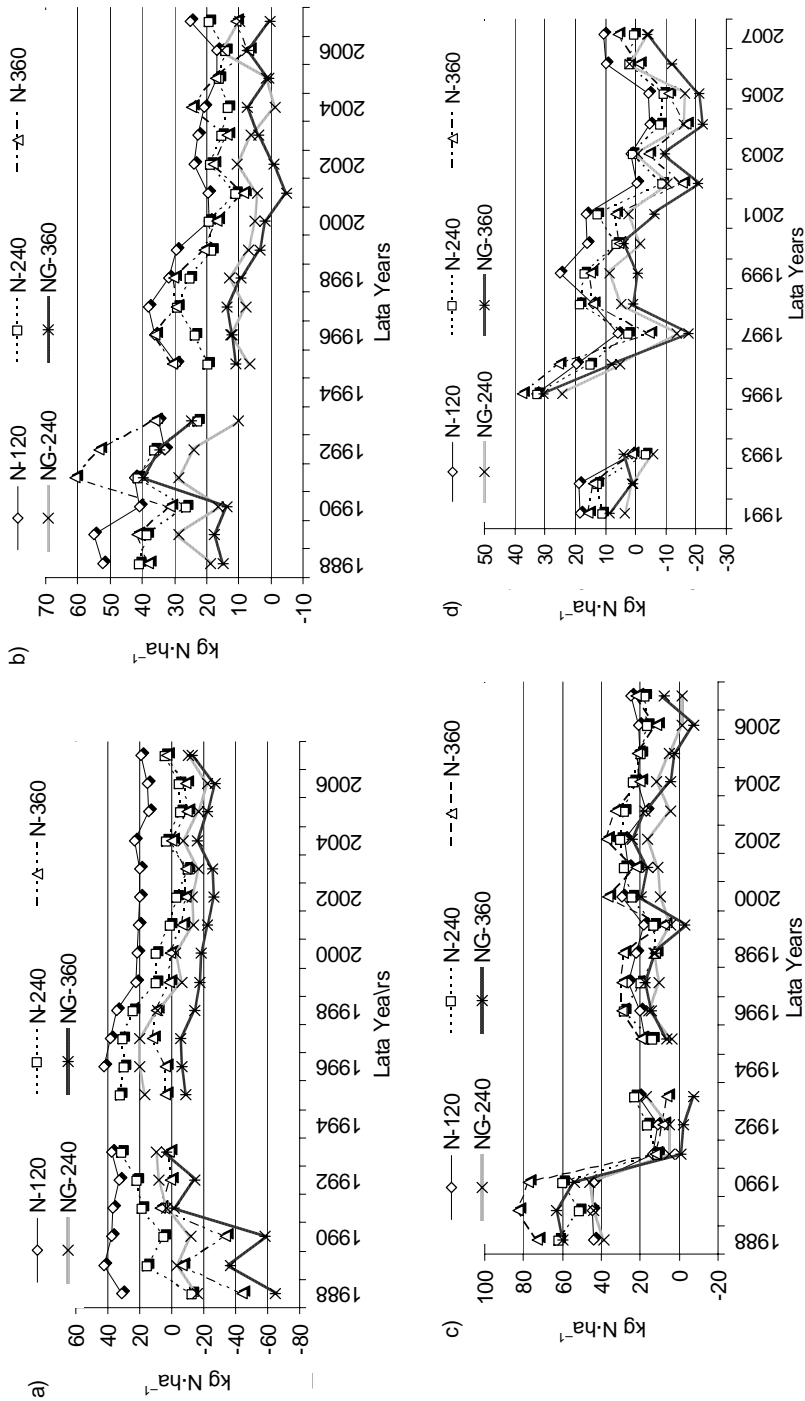
Fig. 6. Difference between the amount of nitrogen in crops and that applied with fertilisers in particular objects; explanations as in Tab. 1

doświadczenia. To większe pobranie azotu stwierdzano również na obiekcie, na którym stosowano nawożenie 360 kg N·ha⁻¹·r⁻¹. Nadmiar ten może częściowo pochodzić z przyspieszonej mineralizacji glebowej materii organicznej w pierwszych latach doświadczenia oraz obserwowanego zwiększania się zawartości azotanów w glebie począwszy od 2001 r., którego przyczyn nie wyjaśniono [SAPEK, SAPEK, 2007].

Wydaje się, że w przeprowadzanych bilansach azotu na powierzchni pola (łąki) nie uwzględnia się w pełni wszystkich źródeł tego składnika. Jednym z jego ważnych źródeł jest opad atmosferyczny, z którym w warunkach polskich wprowadza się ok. 50 kg N·ha⁻¹·r⁻¹ [SAPEK, 2010]. Innym niebranym pod uwagę źródłem może być wiązanie azotu przez wolne bakterie, których aktywność mogła ulec zwiększeniu w warunkach optymalnej wilgotności i napowietrzenia gleby, stanowiących zasadę doświadczenia.

Mimo stwierdzonego większego niż nawożenie pobierania azotu przez rośliny nadal należy się liczyć z jego stratami w wyniku denitryfikacji, wymycia azotanów i emisji amoniaku. Strat na skutek dwóch pierwszych powodów nie udało się określić doświadczalnie. Wykorzystano w tym celu symulację matematyczną za pomocą modelu CREAMS [1980], do której uruchomienia skorzystano z danych wejściowych zebranych w ramach omawianego doświadczenia z lat 1988–2004. Straty te na obiektach nawożonych azotanem amonu nie miały dużego znaczenia w bilansie azotu w porównaniu z ilością tego składnika pobieranego z plonem (tab. 3, rys. 8).

Licząc się straty azotu stwierdzono na obiekcie, na którym stosowano nawóz naturalny – gnojówkę. Średni roczny plon azotu z tych obiektów był o ok. 14% mniejszy niż z obiektów, na których stosowano wyłącznie nawozy mineralne, co odpowiadało różnicy 44 i 56 kg N·ha⁻¹·r⁻¹, odpowiednio na obiekcie NG-240 i NG-360. Najbardziej prawdopodobne jest przypuszczenie, że różnica ta odpowiada



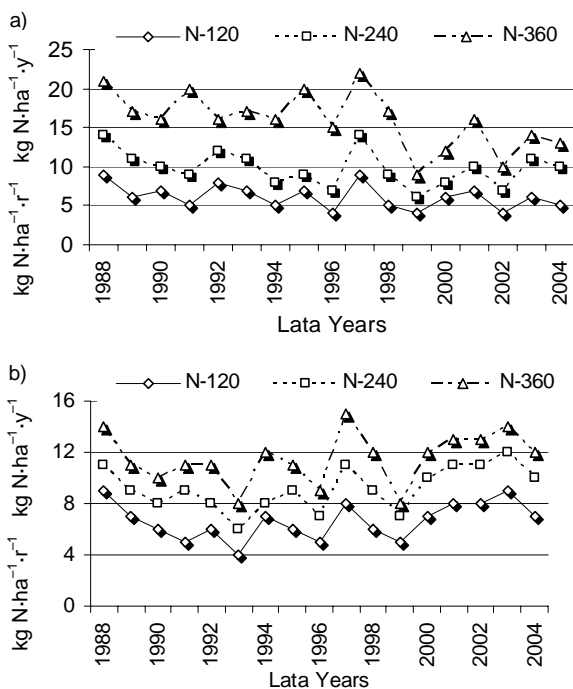
Rys. 7. Różnica między ilością azotu pobraną przez roślinność z płonem a ilością zastosowaną z nawozami na poszczególne obiekty pod kolejne odrosty (a, b, c, d); objaśnienia, jak pod tabelą 1.
 Fig. 7. Difference between the amount of nitrogen in crops and that applied with fertilisers to subsequent regrowths in particular objects (a, b, c, d); explanations as in Tab. 1

Tabela 3. Symulowane wymycie azotu azotanowego i straty azotu w wyniku denitryfikacji z obiektów nawożonych nawozami mineralnymi

Table 3. Simulated nitrate leaching and nitrogen losses due to denitrification from objects fertilised with mineral fertiliser

| Obiekt nawozowy Fertilisation object | Wymycie, kg N-NO ₃ ·ha ⁻¹ ·r ⁻¹ Leaching, kg N-NO ₃ ·ha ⁻¹ ·y ⁻¹ | Denitryfikacja, kg N-N ₂ ·ha ⁻¹ ·r ⁻¹ Denitrification, kg N-N ₂ ·ha ⁻¹ ·y ⁻¹ |
|-----------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| N-120 | 6,1 | 6,6 |
| N-240 | 9,8 | 9,2 |
| N-360 | 15,9 | 11,5 |

Objaśnienia, jak pod tabelą 1. Explanations as in Tab. 1.



Rys. 8. Symulowane roczne wymycie N-NO₃ (a) i azot cząsteczkowy uwolniony w wyniku denitryfikacji (b) z obiektów nawożonych azotanem amonu; objaśnienia, jak pod tabelą 1.

Fig. 8. Simulated N-NO₃ leaching (a) and molecular nitrogen released due to denitrification (b) from objects fertilised with ammonium nitrate; explanations as in Tab. 1

stracie azotu w wyniku emisji amoniaku. Byłaby to bardzo duża strata azotu, znacznie większa niż w wyniku symulowanego wymycia azotanów i denitryfikacji z obiektów nawożonych azotanem amonu.

WNIOSKI

1. Obieg azotu w układzie gleba-roślinność w warunkach doświadczenia uległ stabilizacji. Stabilizacja ta uwidoczniła się już od 11. roku jego trwania.

2. Utrzymywanie optymalnych warunków powietrzno-wodnych w świeżo zagospodarowanej glebie nieużytku sprzyjało dużym przyrostom biomasy, w pierwszych latach doświadczenia, lecz również inwazji chwastów.

3. Pobranie azotu przez roślinność było większe niż ilości składnika zastosowane z nawozem mineralnym, a w czasie pierwszych 10 lat trwania doświadczenia także z nawozem naturalnym.

4. Plony suchej masy i pobranie azotu przez roślinność z obiektów nawożonych gnojówką były zawsze mniejsze niż z odpowiednich obiektów nawożonych azotem amonu.

5. Symulowane straty azotu w wyniku wymycia azotanów nie stanowią większego zagrożenia jakości wody, a straty w wyniku denitryfikacji nie mają dużego znaczenia w gospodarce tym składnikiem.

Po przejściu Autora na emeryturę, zmieniono cel i program doświadczenia oraz zaniechano pobierania próbek i wykonywania ich analizy chemicznej.

LITERATURA

- CREAMS – A field scale model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems, 1980. Pr. zbior. Red. W.G. Knisel. USDA-SEA Conservation Report 26.
- Projekt. Opracowanie sposobów gospodarowania w rolnictwie ograniczające straty azotu z gleby w wyniku wymywania azotanów i denitryfikacji (1987–1994). Sponsorowany przez Ministerstwo Rolnictwa Stanów Zjednoczonych.
- SAPEK A., LEONARD R.A., 1990. Comparison of nitrogen balance on permanent meadow performed on the experimental data basis and simulation by means of CREAMS model. Proc. 13th General Meeting EGF. Banská Bystrica, June 25–26 1990 r. Vol. 2 s. 44–46.
- SAPEK A., 1991. Wykorzystanie modelu CREAMS do prognozowania wymywania azotanów z gleb użytków zielonych. W: Geologiczne aspekty ochrony środowiska. Kraków: Wydaw. AGH s. 144–148.
- SAPEK B., SAPEK A., 1993. The application of CREAMS model to forecasting the nitrate and chloride leaching from grassland. Water Science and Technology vol. 28 no 3–5 s. 649–658.
- SAPEK A., 1997. Nitrogen balance in permanent grassland. W: Gaseous nitrogen emissions from grasslands. Pr. zbior. Red. S.C. Jarvis, B.F. Pain. Wallingford: CAB International s. 391–396.
- SAPEK B., 1997. Potential nitrate leaching resulted from the nitrogen mineralization dynamic in grassland soils. W: Gaseous nitrogen emissions from grasslands. Pr. zbior. Red. S.C. Jarvis, B.F. Pain. Wallingford: CAB International s. 419–422.
- SAPEK A., NAWALANY P., BARSZCZEWSKI J., 2003a. Stężenie składników nawozowych w wodzie do nawodnień i do picia w Falentach. Woda Środowisko Obszary Wiejskie t. 3 z. specj. (6) s. 79–84.

- SAPEK A., NAWALANY P., BARSZCZEWSKI J. 2003b. Ładunek składników nawozowych wnoszony z opadem mokrym na powierzchnię ziemi w Falentach w latach 1995–2001. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie t. 3 z. specj. (6) s. 69–78.*
- SAPEK A., SAPEK B., 2006a. Mineralizacja azotu w glebie łąki nawożonej różnymi dawkami azotu i nawodnianej deszczowniano. *Inżynieria Ekologiczna 17 s. 97–99.*
- SAPEK A., SAPEK B., 2006b. Mineralizacja związków azotu w glebie łąki nawożonej różnymi dawkami azotu i nawodnianej deszczowniano. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych z. 513 s. 355–364.*
- SAPEK A., SAPEK B., 2007. Zmiany zawartości azotu mineralnego w glebie łąkowej na tle zróżnicowanego nawożenia azotem. *Roczniki Gleboznawcze t. 58 z. 1 s. 99–108.*
- SAPEK A., 2010. Rolnictwo polskie i ochrona jakości wody, zwłaszcza wody Bałtyku. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie t. 10 z. 1(29) s. 175–200.*

Andrzej SAPEK

**NITROGEN CYCLING IN THE SOIL-VEGETATION SYSTEM
OF A 20 YEARS-LONG MEADOW EXPERIMENT IN FALENTY**

Key words: long-term experiment, nitrogen fertilisation, nitrogen in meadow plants, nitrogen uptake

S u m m a r y

Some results of 20 years-long meadow experiment in which soil was partly free from water deficits are described in this paper. The following issues were considered; the effect of maintaining optimum soil moisture and aeration on nitrogen uptake by meadow plants, decreasing nitrogen content in meadow plants during subsequent years and uptake of this element at constant fertilisation, differential effect of nitrogen from mineral and natural (cattle slurry) fertiliser, origin of excess nitrogen taken up by plants in relation to that applied in fertilisers. Nitrogen losses due to nitrate leaching and denitrification were simulated with the CREAMS model. The amounts of nitrogen taken up by vegetation were larger than those delivered in fertilisers. It was found that simulated N losses due to nitrate leaching did not pose a threat to water quality and denitrification losses were negligible in the nutrient balance.

Recenzenci:

prof. dr hab. Kazimierz Mazur

prof. dr hab. Piotr Wesolowski

Praca wpłynęła do Redakcji 28.06.2010 r.