

ZAWARTOŚĆ MINERALNYCH FORM AZOTU W GLEBIE NA TERENIE FERM ŚWIŃ

Ewa Bekier-Jaworska, Bogdan Szostak

Instytut Nauk Rolniczych, ul. Szczepieszka 102, 22-400 Zamość
e-mail: b_szostak@inr.edu.pl

Streszczenie. Celem pracy było ustalenie stopnia zanieczyszczenia gleby mineralnymi związkami azotu ($N-NO_3$, $N-NH_4$) przy różnych obiektach fermowych trzody chlewnej. Badania przeprowadzono na terenie dwóch ferm świń w południowo-wschodniej Polsce, położonych na glebach czarnoziemnych. Analizowanym materiałem była gleba pobrana wokół różnych obiektów fermowych: składowisko obornika, tuczarnia, okólnik, płyta gnojowa). Próby pobierano z sześciu warstw, co 20 cm do głębokości 100 cm, a ostatnią na głębokości 100-150 cm. Oznaczenie zawartości azotu amonowego w próbach gleby dokonano kolorymetrycznie metodą Nesslerera, a azotu azotanowego zmodyfikowaną metodą brucynową. W analizowanych próbach gleby dominującą formą azotu (z wyjątkiem płyty gnojowej – ferma B) był azot azotanowy i to zarówno w powierzchniowych jak i głębszych warstwach profilu glebowego. Najwyższą średnią zawartość azotu azotanowego odnotowano w glebie w odległości 10 m od płyty gnojowej ($111,52 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$). Zawartość azotu azotanowego zależała istotnie ($P<0,01$) od obiektu przy którym pobierano próby, warstwy gleby, a także od współdziałania obu czynników. Azot amonowy wykazywał tendencję do gromadzenia się w głębszych warstwach profilu glebowego. W przypadku płyty gnojowej koncentracja analizowanego składnika sukcesywnie wzrastała, aż do uzyskania wartości $109,68 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, na głębokości 100-150 cm. Zawartość azotu amonowego w glebie na terenie analizowanych ferm zależała istotnie ($P<0,01$) od obiektu, głębokości profilu gleby, oraz interakcji między tymi czynnikami.

Słowa kluczowe: ferma, zanieczyszczenie gleby, formy azotu

WSTĘP

Wykorzystanie azotu ze skarmianej paszy mieści się w granicach od 5 do 25% i zależy od sposobu gospodarowania oraz jakości stosowanych pasz. Niestrawiony azot jest wydalany z odchodami [17]. Podczas złego przechowywania obornika straty azotu mogą przekraczać nawet 50%, a podczas dobrego zaledwie 10% w stosunku do ilości wyjściowej azotu rocznie od 1SD [10]. Ograniczanie strat azotu w gospodarce odchodami zwierzęcymi oprócz efektu gospodarczego przy-

nosi również korzyści ekologiczne. Stąd też konieczne jest poszukiwanie nowych rozwiązań mających na celu zmniejszenie zawartości azotu w odchodach zwierzęcych [5,7,8,25,29].

Wielu autorów podaje, że azot z nawozów naturalnych rozprzestrzenia się w środowisku w znacznie większym stopniu niż azot z nawozów mineralnych wskutek ulatniania się amoniaku i tlenków azotu do atmosfery oraz przemieszczania się azotanów do wód gruntowych, a także "włączania" się ich do glebowej substancji organicznej [3,4,11,20,21,26]. Na środowisko mogą wpływać ujemnie związki azotu w procesie nityfikacji, szczególnie powstające azotany. Azot mineralny składa się głównie z azotu w formie amonowej (NH_4^+) i azotanowej (NO_3^-) [6]. Duże ilości amoniaku w glebie świadczą o dużym jej zanieczyszczeniu substancjami organicznymi pochodzenia zwierzęcego. Przy zanieczyszczeniu fekaliami ilość jonów amonowych wzrasta nawet dziesiątki razy. Natomiast obecne w glebie azotany (końcowy produkt procesu nityfikacji) świadczą, że proces zanieczyszczenia nastąpił dawno [28].

Związki azotowe, w tym azotany i azotyny, są zaliczane, obok związków ołowiu, kadmu i siarki, do najgroźniejszych czynników, które poprzez środowisko mogą wywierać szkodliwy wpływ na zdrowie ludzi i zwierząt. Mogą one powstawać w żle ułożonych przyzmacz obornika, w warunkach beztlenowych w obecności substancji organicznej. Azotany są łatwo wymywane z gleby, ponieważ nie są przez nią sorbowane i zawsze występują w postaci rozpuszczalnej. Dzięki temu przesiąkająca woda transportuje je w głąb profilu. Ilość azotanów przesiąkających do wody gruntowej zależy przede wszystkim od ich stężenia w glebie, a w mniejszym stopniu od wielkości przesiąku. W Polsce ilość azotanów wymywanych z pól uprawnych mieści się przeciętnie w granicach od 10 do 15 kg N z ha rocznie [13,22,27].

MATERIAŁ I METODY

Analizowanym materiałem była gleba pobrana wokół różnych obiektów na terenie dwóch ferm specjalizujących się w hodowli trzody chlewnej. Próby pobierano w sezonie wiosenno-letnim.

Do analiz chemicznych gleby pobrano próby z sześciu, co 20 cm do głębokości 100 cm, a ostatnią (szóstą warstwę) na głębokości 100-150 cm.

Na terenie fermy A próby do badań pobierano z miejsc w pobliżu następujących obiektów: składowisko obornika w odległości 7 i 15 m od obiektu, 10 m od płyty gnojowej oraz 5 i 20 m od budynku tuczarni.

W przypadku fermy B próby gleby pobrano: na terenie okólnika (wybieg dla loch prośnych), 4 m od ogrodzenia okólnika, 5 i 10 m od płyty gnojowej oraz 20 m od budynku tuczarni.

Wszystkie próby zostały pobrane w trzech powtórzeniach.

Badania chemiczne gleby wykonano według powszechnie przyjętej metodyki [1,16]. Analizy obejmowały oznaczenie:

- azotu azotanowego (N-NO_3^-) kolorymetrycznie zmodyfikowaną metodą brucynową,
- azotu amonowego (N-NH_4^+) kolorymetrycznie metodą Nesslera.

Wyniki analiz opracowano statystycznie wykorzystując analizę wariancji dla podwójnej klasyfikacji krzyżowej. Z ryzykiem błędu $\leq 1\%$, określono najmniejszą istotną różnicę (NIR) pomiędzy obiektami, warstwami a także interakcję obiekt x warstwa [15].

WYNIKI I DYSKUSJA

W tabeli 1 przedstawiono zawartość azotu azotanowego w glebie pobranej z obejścia analizowanych ferm.

Najwyższą średnią zawartość azotu azotanowego odnotowano w glebie przy płycie gnojowej w odległości 10 m ($54,75 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Przy składowisku obornika zaobserwowano tendencję spadkową zawartości analizowanego składnika w miarę przesuwania się w głąb profilu glebowego. W przypadku pozostałych obiektów daje się zauważyć wyższą koncentrację w warstwie 40-60 cm (płyta gnojowa 10 m) i 60-100 cm (tuczarnia 5 i 20 m). Próbkę gleby pobrane na głębokości 100-150 cm przy płycie gnojowej ($51,51 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i tuczarni ($53,67 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) były bogatsze w azotany niż warstwy powierzchniowe.

Na terenie fermy A zawartość azotu azotanowego zależała istotnie od obiektu przy którym pobierano próby, warstwy gleby, a także współdziałania obu czynników.

Najwyższą koncentrację N-NO_3^- średnio dla całego profilu na fermie B, oznaczono w glebie pobranej 10 m od płyty gnojowej ($111,52 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$) – tabela 1. Zasobne w azot azotanowy były także próby gleby pobrane na terenie okólnika (średnio $76,38 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) oraz w odległości 5 m od płyty gnojowej (średnio $97,98 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Najbogatsze w azot azotanowy były powierzchniowe warstwy gleby (średnio $109,65 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Zawartość analizowanego składnika wykazywała tendencję spadkową wraz ze wzrostem głębokości, z wyjątkiem gleby pobranej z warstwy 60-80 cm na terenie okólnika ($62,44 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Dla fermy B różnice były istotne ($p \leq 0,01$) pomiędzy obiektami i warstwami oraz w przypadku współdziałania obu czynników doświadczenia.

Według Ostrowskiej i in. [16] zawartość azotu azotanowego w glebach Polski w powierzchniowej warstwie gleby wynosi $0,6-8,0 \text{ mg}\cdot(100 \text{ g})^{-1}$; a w podglebiu $0,5-5,1 \text{ mg}\cdot(100 \text{ g})^{-1}$ gleby.

Tabela 1. Zawartość azotu azotanowego w glebie na terenie ferm ($\text{mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Table 1. The content of nitrate nitrogen in soil in analysed farms ($\text{mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Obiekt doświadczalny Object	Warstwa gleby – Layer (cm)						Średnia dla obiektu Average for object
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	100-150	
Ferma – Farm A							
Składowisko obor- nika 7 m Organic manure site	58,03	42,87	42,04	41,01	40,60	30,43	42,50
Składowisko obor- nika 15 m Organic manure site	58,83	53,42	48,64	42,43	39,18	36,26	46,46
Płyta gnojowa 10 . Dunghill	49,75	52,62	65,15	57,72	51,74	51,51	54,75
Tuczarnia 5 m Fattening house	51,76	48,23	45,63	46,79	48,62	42,37	47,23
Tuczarnia 20 m Fattening house	45,01	44,23	42,79	63,81	71,39	53,67	53,48
Średnia dla warstwy Average for layer	52,68	48,27	48,85	50,35	50,30	42,85	48,88
Ferma – Farm B							
Okólnik – Pen 4 m. od ogrodzenia okólnika Outside pen	149,95	80,47	58,39	62,44	54,27	52,77	76,38
Płyta gnojowa 5 m Dunghill	37,66	35,52	34,72	35,10	35,70	36,55	35,87
Płyta gnojowa 10 m Dunghill	138,45	102,88	102,06	95,91	77,32	71,24	97,98
Płyta gnojowa 10 m Dunghill	162,23	120,19	118,93	109,74	89,47	68,53	111,52
Tuczarnia 20 m Fattening house	59,94	59,79	46,27	38,66	38,59	37,17	46,74
Średnia dla warstwy Average for layer	109,65	79,77	72,07	68,37	59,07	53,25	73,70

Ferma A: $\text{NIR}_{(0,01)}$ obiekty – 1,41; $\text{NIR}_{(0,01)}$ warstwy – 1,54; $\text{NIR}_{(0,01)}$ obiekt x warstwa – 3,45,
 Ferma B: $\text{NIR}_{(0,01)}$ obiekty – 2,17; $\text{NIR}_{(0,01)}$ warstwy – 2,37; $\text{NIR}_{(0,01)}$ obiekt x warstwa – 5,30,
 Ferm A: $\text{LSD}_{(0,01)}$ object – 1.41; $\text{LSD}_{(0,01)}$ layer – 1.54; $\text{LSD}_{(0,01)}$ object x layer – 3.45,
 Ferm B: $\text{LSD}_{(0,01)}$ object – 2.17; $\text{LSD}_{(0,01)}$ layer – 2.37; $\text{LSD}_{(0,01)}$ object x layer – 5.30.

Uzyskane w fermie A zawartości azotanów w warstwach 0-20 cm ($52,68 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i 20-40 cm ($48,27 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) mieszczą się w granicach podanych przez Ostrowską i in. Jednakże niepokojąca jest wysoka zawartość azotanów w głębszych warstwach gleby. Wokół wszystkich obiektów, z wyjątkiem składowiska obornika, odnotowano wyższą koncentrację azotanów w warstwach położonych poniżej 40 cm. Ponadto próbki glebowe pobrane na głębokości 100-150 cm przy płycie gnojowej i tuczarni były bogatsze w azotany niż warstwy powierzchniowe.

W przypadku fermy B stwierdzono bardzo silne oddziaływanie na środowisko glebowe płyty gnojowej i okólnika. Przy tych obiektach powierzchniowe warstwy gleby charakteryzowały się wyższą zawartością azotanów w odniesieniu do wartości podawanych przez Ostrowską i in. [16] i dla warstwy 0-20 cm wynosiły: $149,95 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ (okólnik); $138,45 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ (płyta gnojowa 5 m); $162,23 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ (płyta gnojowa 10 m). Wokół wszystkich obiektów obserwowano tendencję spadkową zawartości azotanów w miarę przemieszczania się w głąb profilu glebowego.

Wypłukiwanie azotu z gleby jest częstym zjawiskiem. Szczególnie podatne na ten proces są azotany, gdyż jako aniony nie są silnie adsorbowane przez koloidy glebowe. Jeżeli woda przesiąka przez glebę, azotany są wypłukiwane poniżej strefy korzeniowej do podglebia i podłoża gruntowego. W podłożu tym mogą trafić do wody gruntowej i przyczynić się do jej zanieczyszczenia [2,12,17,22].

Jak podają Mazur i Sądej [14] wymycie azotanów z gleby w porównaniu z innymi formami azotu jest największe. Ponadto azot azotanowy jest łatwiej wymywany z gleby nawożonej obornikiem niż gnojowicą. Średnia ilość azotu azotanowego w wodach przesiąkowych pochodzących z obiektów nawożonych gnojowicą wynosiła $20,26 \text{ mg/lizyometr}$, a obornikiem $24,18 \text{ mg/lizyometr}$.

Ile azotanów dostaje się do wód gruntowych z produkcji roślinnej, ile z odchodów zwierzęcych, a ile z przyrodniczych procesów geologicznych nie jest wciąż jasne. Niektórzy badacze próbowali stosować izotopy azotu ($^{15}\text{N} : ^{14}\text{N}$) aby odkryć źródło azotanów. Niestety badania te nie przyniosły spodziewanych wyników i problem nadal jest otwarty [9].

Jak podaje Sapek i in. [23] zanieczyszczenie gleby, a następnie wody gruntowej, związkami azotu w bardzo dużym stopniu zależy od sposobu i miejsca składowania nawozów naturalnych. W wielu gospodarstwach obornik często składowany jest bezpośrednio na gruncie i to nieutwardzonym. Wyciekająca z przyzmy woda gnojowa wsiąka w glebę powodując, w zależności od warunków terenowych w glebie, miejscowe ich zanieczyszczenie dużymi ilościami azotu azotanowego i amonowego.

W tabeli 2. przedstawiono zawartość azotu amonowego w glebie na terenie fermy A i B.

Tabela 2. Zawartość azotu amonowego w glebie na terenie badanych ferm ($\text{mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Table 2. The content of ammonia nitrogen in soil in analysed farms (mg N kg^{-1})

Obiekt doświadczalny Object	Warstwa gleby – Layer (cm)						Średnia dla obiektu Average of object
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	100-150	
Ferma – Farm A							
Składowisko obornika 7 m Organic manure site	17,35	20,24	21,20	23,32	37,01	27,95	24,51
Składowisko obornika 15 m Organic manure site	19,86	13,49	19,86	16,58	14,46	13,11	16,22
Płyta gnojowa 10 m Dunghill	21,20	20,63	18,70	19,47	19,08	17,73	19,47
Tuczarnia 5 m Fattening house	20,24	18,70	20,43	18,12	18,51	18,51	19,08
Tuczarnia 20 m Fattening house	24,87	23,13	19,47	12,53	12,92	13,30	17,70
Średnia dla warstwy Average for layer	20,70	19,24	19,93	18,00	20,39	18,12	19,40
Ferma – Farm B							
Okólnik – Pen 4 m. od ogrodzenia okólnika Outside pen	43,76	17,73	19,28	69,78	20,05	18,31	31,49
Płyta gnojowa 5 m Dunghill	17,54	17,16	19,28	17,54	17,73	16,77	17,67
Płyta gnojowa 10 m. Dunghill	22,36	22,75	32,96	48,18	72,87	109,68	51,47
Tuczarnia 20 m Fattening house	217,25	37,40	61,30	111,42	104,67	117,20	108,21
Średnia dla warstwy Average for layer	16,39	14,26	11,95	11,76	11,76	10,60	12,79
Średnia dla warstwy Average for layer	63,46	21,86	28,95	51,74	45,42	54,51	44,32

Ferma A: $\text{NIR}_{(0,01)}$ obiekty – 1,70; $\text{NIR}_{(0,01)}$ warstwy – 1,86; $\text{NIR}_{(0,01)}$ obiekt x warstwa – 4,16,
 Ferma B: $\text{NIR}_{(0,01)}$ obiekty – 7,70; $\text{NIR}_{(0,01)}$ warstwy – 8,43; $\text{NIR}_{(0,01)}$ obiekt x warstwa – 18,86,
 Ferm A: $\text{LSD}_{(0,01)}$ object – 1.70; $\text{LSD}_{(0,01)}$ layer – 1.86; $\text{LSD}_{(0,01)}$ object x layer – 4.16,
 Ferm B: $\text{LSD}_{(0,01)}$ object – 7.70; $\text{LSD}_{(0,01)}$ layer – 8.43; $\text{LSD}_{(0,01)}$ object x layer – 18.86.

Najbogatsze w N-NH_4^+ były próbki gleby pobrane 7 m od składowiska obornika ($24,51 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$). Azot amonowy wykazywał tendencję do gromadzenia się w głębszych warstwach profilu glebowego. Zjawisko to było najbardziej widoczne przy składowisku obornika (7 m). W tym miejscu oznaczono najwyższą dla całej fermi koncentrację N-NH_4^+ na głębokości 80-100 cm ($37,01 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$). Znaczną koncentrację azotu amonowego odnotowano także w ostatniej warstwie profilu glebowego przy tuczarni ($18,51 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$) i płycie gnojowej ($17,73 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Zawartość azotu amonowego w fermie zależała istotnie ($p \leq 0,01$) od obiektu, warstwy, a także była istotnie ($p \leq 0,01$) modyfikowana współdziałaniem obu czynników.

Na fermie B gleba pobrana przy płycie gnojowej w odległości 10 m od obiektu była najbardziej zasobna w azot amonowy i zawierała średnio $108,21 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$, a w ostatniej warstwie profilu glebowego nawet $117,20 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$. W profilach glebowych okólnika oraz przy płycie gnojowej (5 i 10 m) odnotowano wyraźny wzrost zawartości N-NH_4^+ , odpowiednio w warstwach 60-80 cm i 40-150 cm. W przypadku płyty gnojowej (5 m) koncentracja analizowanego składnika sukcesywnie wzrastała, aż do uzyskania wartości $109,68 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ na głębokości 100-150 cm.

Na terenie fermy B zawartość analizowanego składnika zależała istotnie od obiektu, warstwy gleby oraz interakcji między tymi czynnikami.

Według Ostrowskiej i in. [16] zawartość azotu amonowego (N-NH_4) w glebach Polski wynosi: w powierzchniowej warstwie gleby $0,5-1,9 \text{ mg N}\cdot(100 \text{ g})^{-1}$; a w podglebiu $0,6-1,3 \text{ mg N}\cdot(100 \text{ g})^{-1}$ gleby.

Uzyskane w fermie A zawartości azotu amonowego w warstwie 0-20 cm ($20,7 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$) są zbliżone do podawanych przez Ostrowską i in. Natomiast w warstwie 20-40 cm ($19,24 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$) zaznacza się nieznaczny wzrost zawartości azotu amonowego. Podobnie jak azot azotanowy również azot amonowy wykazywał tendencje do gromadzenia się w głębszych warstwach profilu glebowego.

Analizując zawartość azotu amonowego w glebie na terenie fermy B zauważa się bardzo silne oddziaływanie płyty gnojowej i okólnika. Średnie zawartości N-NH_4 dla tych obiektów wynosiły odpowiednio: $51,47 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ i $108,21 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ oraz $31,49 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$. Spośród analizowanych warstw najbardziej zasobną była powierzchniowa warstwa gleby ($63,46 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$). Zaobserwowano przemieszczanie się azotu amonowego do głębszych warstw gleby. Zjawisko to najwyraźniej zaznacza się w punktach położonych 5 i 10 m od płyty gnojowej. Próbkę glebową pobraną wokół tego obiektu na głębokości 100-150 cm zawierały $109,68 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ i $117,20 \text{ mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ azotu amonowego.

Przemieszczanie się azotu amonowego w głąb profilu glebowego zaobserwowali także inni autorzy [24,27]. Rossa [19] donosi o wymyciu amoniaku w glebie przy oborze na głębokość 80 cm. Autorka oceniając wpływ odchodów zwierzęcych na środowisko gruntowo-wodne na terenie ZD IMUZ w Falentach oznaczyła w po-

wierzchniowej warstwie gleby od 0 do $7,7 \text{ mgN} \cdot (100 \text{ g})^{-1}$ gleby amoniaku. Spośród wszystkich obiektów najwyższe stężenie tego składnika oznaczyła w gruncie wokół składowiska obornika ($7,7 \text{ mg N} \cdot (100 \text{ g})^{-1}$ gleby) i obory ($7 \text{ mg} \cdot (100 \text{ g})^{-1}$ gleby).

Na uwagę zasługuje fakt, że w przypadku racjonalnego stosowania nawozów naturalnych wymycie tej formy azotu jest niskie. Z doświadczeń przeprowadzonych przez Mazura i Sądej [14] wynika, że z obiektów w których wprowadzono z nawozami jednakową ilość azotu wymycie azotu amonowego kształtowało się na poziomie zbliżonym do obiektu kontrolnego, natomiast w obiekcie z gnojowicą stosowaną w podwójnej dawce było blisko 3-krotnie wyższe.

Sapek i Urbaniak [24] badając zawartość N-NO_3 i N-NH_4 w glebie z punktów na terenie zagrody stwierdzili, że w wierzchnich warstwach gleby (do głębokości około 40 cm) w pobliżu silosu na kiszonkę i miejscu składowania obornika oraz w pobliżu chlewni i gnojowni przeważała forma azotanowa. Świadczy to o dobrym napowietrzeniu gleby. W głębszych warstwach gleba wokół tych obiektów, występowała głównie amonowa forma azotu.

Badania te korespondują z uzyskanymi wynikami. W powierzchniowej warstwie gleby wokół wszystkich obiektów z wyjątkiem płyty gnojowej (10 m) w fermie B przeważała forma azotanowa. Jednakże wokół większości obiektów azotu azotanowy dominuje także w głębszych warstwach gleby. Nie jest to zgodne z obserwacjami Sapka i Urbaniaka. [24]. Wyjątek stanowi płyta gnojowa (5 i 10 m) w fermie B, gdzie poniżej warstwy 60-80 cm przeważa azot w formie amonowej.

WNIOSKI

1. Na terenie analizowanych ferm świń nie stwierdzono zanieczyszczenia powierzchniowych warstw gleby związkami azotu, jednakże zaobserwowano tendencje do przemieszczania i gromadzenia się azotu w głębszych warstwach profilu.

2. W analizowanych próbach gleby dominującą formą azotu (z wyjątkiem płyty gnojowej – ferma B) był azot azotanowy i to zarówno w powierzchniowych, jak i głębszych warstwach profilu glebowego.

PIŚMIENNICTWO

1. **Baran S.:** Ocena stanu degradacji i rekultywacji gleb. Wydawnictwo AR w Lublinie, 2000.
2. **Choudhary M., Bailey L.D., Grant C.A.:** Review of the use of swine manure in crop production: effects on yield and composition and on soil and water quality. *Waste Management and Research*, 14 (6), 581-595, 1996.
3. **Dendooven L., Bonhomme E., Merckx R., Vlassak K.:** Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soil*, 27, 5-8, 1998.
4. **Erd J., Tymczyna L.:** Antropogeniczne źródła amoniaku w atmosferze. *Ekoinżynieria*, 5 (30), 27-31, 1998.

5. **Fernández J.A., Poulsen H.D., Boisen S., Rom H.B.:** Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: Denmark. *Livestock Production Science*, 58 (3), 225-242, 1999.
6. **Fotyma E., Mercik S.:** *Chemia rolna*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1995.
7. **Jamroz D.:** Zmniejszenie obciążeń środowiska przez modyfikację żywienia zwierząt użytkowych. *Mat. z Konf. Nauk.-Tech. "Pasze przemysłowe a ochrona środowiska."* Puławy, 19-20 maja 1997.
8. **Jongbloed A.W., Lenis N.P.:** Alteration of nutrition as a means to reduce environmental pollution by pigs. *Livestock Production Science*, 31, 75-94, 1992.
9. **Kowalik P.:** *Ochrona środowiska glebowego*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2001.
10. **Kuszelewski L.:** Racjonalna gospodarka odchodami zwierzęcymi pod kątem ograniczania strat azotu. *Zeszyty Edukacyjne, IMUZ Falenty*, 2 17-29, 1997.
11. **Marcinkowski T.:** Bilans azotu oraz zawartość azotanów w środowisku glebowo-wodnym w gospodarstwach rolnych regionu Żuław Wiślanych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 440, 231-237, 1996.
12. **Mazur T.:** Nawożenie organiczne a zawartość azotanów w glebie. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 440, 239-247, 1996.
13. **Mazur T., Sądej W.:** Zmiany zawartości azotu mineralnego w czasie inkubacji gleby nawożonej gnojowicą, obornikiem i nawozami mineralnymi. *Zesz. Nauk. AR w Szczecinie*, 172, *Rolnictwo* 62, 341-348, 1996
14. **Mazur T., Sądej W.:** Wymywanie składników pokarmowych z gleby nawożonej gnojowicą trzody chlewnej, obornikiem i nawozami mineralnymi. *Fol. Agric. Stetin*. 200, *Agricultura*, 77, 257-262, 1999.
15. **Oktaba W.:** *Elementy statystyki matematycznej i metodyka doświadczalnictwa*. Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Lublinie, Lublin, 1998.
16. **Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z.:** *Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin*. Katalog. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 1991.
17. **Potkański A., Sapek A.:** Możliwości ograniczania zanieczyszczenia wody związkami azotu i fosforu w wyniku zmian sposobu żywienia zwierząt. *Post. Nauk Roln.*, 6, 83-91, 1997.
18. **Peterson E.W., Davis R.K., Brahana J.V., Orndorff H.A.:** Movement of nitrate through regolith covered karst terrane, northwest Arkansas. *Journal of Hydrology*, 256 (1-2), 35-47, 2002.
19. **Rossa L.:** Wstępna ocena wpływu odchodów zwierzęcych na środowisko gruntowo-wodne na przykładzie Zakładu Doświadczalnego IMUZ w Falentach. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie*, 1 (41), 37-41, 1998.
20. **Roszkowski A.:** Intensyfikacja produkcji zwierzęcej a Kodeks Dobrych Praktyk Rolniczych. *Mat. Konf. Nauk. „Problemy intensyfikacji produkcji zwierzęcej przy uwzględnieniu ograniczeń ochrony środowiska.”* IBMER, Warszawa 29-30 września, 186-193, 1998.
21. **Sapek A.:** Emisja amoniaku z produkcji rolnej. *Post. Nauk Roln.*, 2, 3-23, 1995.
22. **Sapek A.:** Zagrożenie zanieczyszczenia wód azotem w wyniku działalności rolniczej. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 440, 309-329, 1996.
23. **Sapek B., Sapek A.:** Monitoring jakości wody gruntowej w zagrodzie wiejskiej i jej otoczeniu. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 458, 495-504, 1998.
24. **Sapek B., Urbaniak M.:** Ocena zanieczyszczenia gleby z terenu zagrody i jej otoczenia składnikami nawozowymi w gospodarstwach demonstracyjnych projektu BAAP II. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie*, 1 (388), 32-36, 2001.
25. **Sobotka W.:** Emisja związków azotowych przez tuczniaki w zależności od pochodzenia białka w mieszankach paszowych. *Biul. Nauk.*, 15, 133-145, 2002.

26. **Sorensen P., Amato M.:** Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *European Journal of Agronomy*, 16 (2), 81-95, 2002.
27. **Sykut S.:** Dynamika procesu wymywania składników mineralnych z gleb w doświadczeniu lizymetrycznym. I. Aniony. *Pamiętnik Puławski*, 103, 11-33, 1993.
28. **Tymczyna L., Chmielowiec-Korzeniowska A.:** Higiena środowiska wiejskiego. Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Lublinie, Lublin 2002.
29. **Więcek J., Skomiał J.:** Poziom białka i aminokwasów w diecie a wydalanie azotu i produktywność świń. *Post. Nauk Roln.*, 1, 75-86, 2001.

THE CONTENT OF MINERAL FORMS OF NITROGEN IN SOIL ON SWINE FARMS

Ewa Bekier-Jaworska, Bogdan Szostak

Institute of Agricultural Sciences in Zamość, Agricultural University in Lublin
ul. Szczepkowska 102, 22-400 Zamość
e-mail: b_szostak@inr.edu.pl

Abstract. The objective of the project was the determination of the degree of mineral nitrogen compounds (N-NO_3 , N-NH_4) contamination of soil at various farm objects on a swine farm. The research was carried out on two swine farms in the south-east of Poland, situated on black-earth (chernozem) soil. The analysed material was soil samples gathered from the surroundings of various farm objects: a manure site, a fattening house, a swine yard and a dunghill. The samples were taken from six layers, situated at every twenty centimetres down to the depth of 100 cm, and the last layer was 100-150 cm deep. The determination of the content of ammonium nitrogen in the soil samples was done colorimetrically using the Nessler method, and the content of nitrate - nitrogen using the modified brucine method. In the analysed soil samples the dominant form of nitrogen (with the exception of the dunghill on farm B) was nitrate nitrogen – both in the surface layers and in the deeper layers of the soil profile. The highest medium content of nitrate nitrogen was observed in the soil at the distance of 10 m from the dunghill ($111.52 \text{ mg N kg}^{-1}$). The content of nitrate nitrogen was substantially influenced by the farm object at which the soil samples were gathered, the soil layer, and the interaction between these both factors. Ammonia nitrogen showed a tendency to accumulate in deeper layers of the soil profile. In the case of the dunghill, the concentration of the analysed component increased gradually, until it reached the amount of $109.68 \text{ mg kg}^{-1}$ at the depth of 100-150 cm. The content of ammonia nitrogen in the soil on the grounds of the analysed farms was substantially determined ($P < 0.01$) by the object, the depth of the soil profile, and the interaction between the two factors.

Key words: farm, soil contamination, nitrogen forms