

**EROZJA CHEMICZNA GLEB OBSZARÓW POJEZIERNYCH.
CZ. 1. ODPŁYW MINERALNYCH ZWIĄZKÓW AZOTU**

Sławomir Szymczyk, Urszula Szyperek

Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski
Plac Łódzki 2, 10-719 Olsztyn
e-mail: szymek@uwm.edu.pl

Streszczenie. W latach 1994-2003 na Pojezierzu Olsztyńskim prowadzono badania nad wpływem opadów atmosferycznych na erozję chemiczną mineralnych związków azotu z gleb użytkowanych rolniczo. Stwierdzono, że wielkość odpływu azotu wraz z wodami drenarskimi była ściśle uzależniona od ogólnej ilości opadów w poszczególnych latach, wilgotności gleby i sposobu użytkowania zlewni. Wyższe opady w latach wilgotnych i normalnych powodowały istotny wzrost odpływu azotu systemami drenarskimi. W zależności od wielkości opadów, z 1 ha zlewni użytkowanej rolniczo, siecią drenarską odpływało: w roku bardzo suchym do 0,38 kg N, w roku normalnym do 2,62 kg N, a w roku wilgotnym do 3,57 kg N. W porównaniu do lat bardzo suchych, w latach wilgotnych odpływ azotu był od 2 do 13-krotnie większy.

Słowa kluczowe: erozja gleb, użytkowanie gleb, azot

WSTĘP

W warunkach naturalnych każdy ekosystem odznacza się swoistym, prawie zamkniętym obiegiem materii, który został zakłócony przez rolnicze zagospodarowanie terenu, po wprowadzeniu znacznej ilości składników pokarmowych [6]. Intensywność i wielkość ługowania składników biogennych z gleb użytkowanych rolniczo są modyfikowane przez czynniki naturalne, jak: opady atmosferyczne, rzeźba terenu, szata roślinna, wilgotność gleb oraz czynniki antropogeniczne, do których należą: melioracje odwadniające, intensywność produkcji rolnej oraz obecność osiedli i obiektów gospodarczych na terenie zlewni [4,5,6]. Na wymywanie składników pokarmowych szczególnie wrażliwe są gleby lekkie, prowadzi to do ich zubożenia, a w efekcie może powodować obniżenie produkcji rolniczej. W bilansie i obiegu azotu w środowisku istotne znaczenie odgrywiają opady

atmosferyczne, z którymi, w zależności od miejsca w Polsce, na powierzchnię 1 ha dostaje się od 10 do ponad 30 kg N [7]. Kierunek i intensywność przemian mineralnych i organicznych związków azotu w środowisku glebowym oraz ich odpływ z terenów rolniczych są uzależnione od warunków meteorologicznych (w tym głównie opadów), zwięzłości gleb i sposobu ich zagospodarowania [3,8]. Dlatego celem badań było określenie wpływu znacznie zróżnicowanych pod względem wielkości opadów atmosferycznych, na erozję chemiczną związków azotu, z gleb użytkowanych rolniczo, na obszarach pojeziernych.

MATERIAŁ I METODY

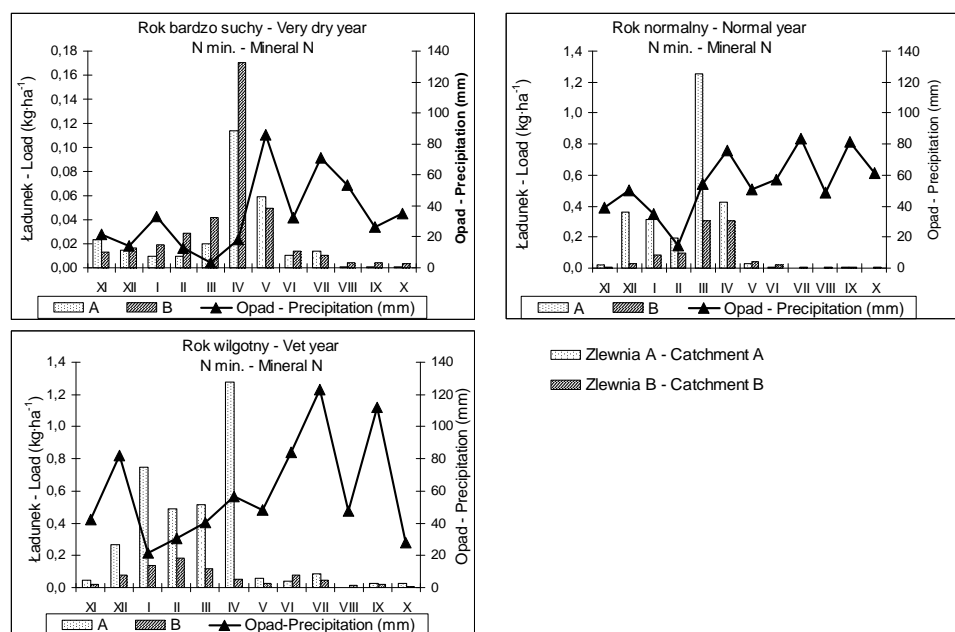
W latach 1994-2003 na Pojezierzu Olsztyńskim przeprowadzono badania mające na celu określenie erozji chemicznej mineralnych związków azotu, z gleb użytkowanych rolniczo. Przedmiot badań stanowiły odpływy z 2 zlewni drenarskich (A i B) zróżnicowanych pod względem powierzchni, rodzaju gleb i sposobu użytkowania terenu. W zlewni A o powierzchni 500 ha przeważają gleby średniozwięzłe, gdzie w strukturze użytkowania dominują grunty orne (74%), pozostałą część stanowią lasy i zadrzewienia (13%), użytki zielone (8%) oraz nieużytki (5%). W zlewni B o powierzchni 300 ha przeważają gleby lekkie, zagospodarowane jako grunty orne (50%), lasy i zadrzewienia (30%), użytki zielone (15%) i nieużytki (5%). W okresie realizacji badań na 1 ha użytków rolniczych, w omawianych zlewniach, rocznie stosowano około 100 kg NPK. Wody do analiz pobierano raz w miesiącu i według ogólnie stosowanych metod [1] oznaczono w nich azot amonowy ($N-NH_4$) – kolorymetrycznie z odczynnikiem Nesslerera, azot azotanowy ($N-NO_3$) – kolorymetrycznie z kwasem dwusulfofenolowym oraz azot azotynowy ($N-NO_2$) – kolorymetrycznie z kwasem sulfanilowym. Ze względu na bardzo niskie stężenia i marginalny odpływ $N-NO_2$, tej formy azotu, w niniejszej pracy szczegółowo nie omawiano. Azot mineralny policzono jako sumę w/w form. Wielkość odpływu poszczególnych związków azotu obliczono mnożąc przepływ przez ich stężenie w wodzie, a następnie dzielono przez obszar zlewni w celu obliczenia wielkości ich odpływu z 1 ha. Szczegółową analizę intensywności i wielkości erozji chemicznej biogenów z gleb przeprowadzono dla lat charakterystycznych pod względem ilości opadów. Według klasyfikacji podanej przez Kaczorowską [2], w okresie badań wyróżniono rok bardzo suchy (1996 r. – 408 mm), lata normalne (1994 r. – 649 mm i 2001 r. – 654 mm) oraz rok wilgotny (1995 r. – 717 mm). Stosując analogiczne kryteria, jak w przypadku klasyfikacji lat, scharakteryzowano również, pod względem ilości opadów, poszczególne pory roku.

WYNIKI I DYSKUSJA

W zależności od wielkości opadów, rodzaju gleb i sposobu użytkowania, z 1 ha zlewni rocznie odpływało od 0,28 do 3,57 kg N mineralnego. Wyższe opady w latach wilgotnych i normalnych powodowały istotny wzrost odpływu azotu systemami drenarskimi (rys. 1). W porównaniu do lat bardzo suchych, w lata wilgotne odpływ azotu był od 2 do 13-krotnie wyższy, a w lata normalne od 2 do 9-krotnie wyższy, z tym, że znacznie wyższe odpływy stwierdzono w zlewni A, z przewagą gleb średniozwięzłych. Było to spowodowane głównie większym udziałem gruntów ornych (74%) w strukturze użytkowania zlewni oraz potencjalnie wyższą żyznością tych gleb (przewaga gleb średniozwięzłych), a także wyższym nawożeniem mineralnym w porównaniu do gleb lekkich. Natomiast w roku bardzo suchym znacznie wyższy (o 35%) odpływ azotu stwierdzono w zlewni z przewagą gleb lekkich, co zapewne było spowodowane słabszym utrzymywaniem zapasu wody pozimowej i wystąpieniem opadów w kwietniu i maju, wywołujących intensywne wypłukanie N mineralnego.

W latach wilgotnych i normalnych najwyższy odpływ azotu występował na początku okresu wegetacji i w sezonie jesienno-zimowym. Było to spowodowane wystąpieniem przewagi opadów nad parowaniem, powodujących odnawianie zasobów wód gruntowych, a jednocześnie zwiększenie odpływu wód systemami drenarskimi w okresie ograniczonej fityksorpcji azotu.

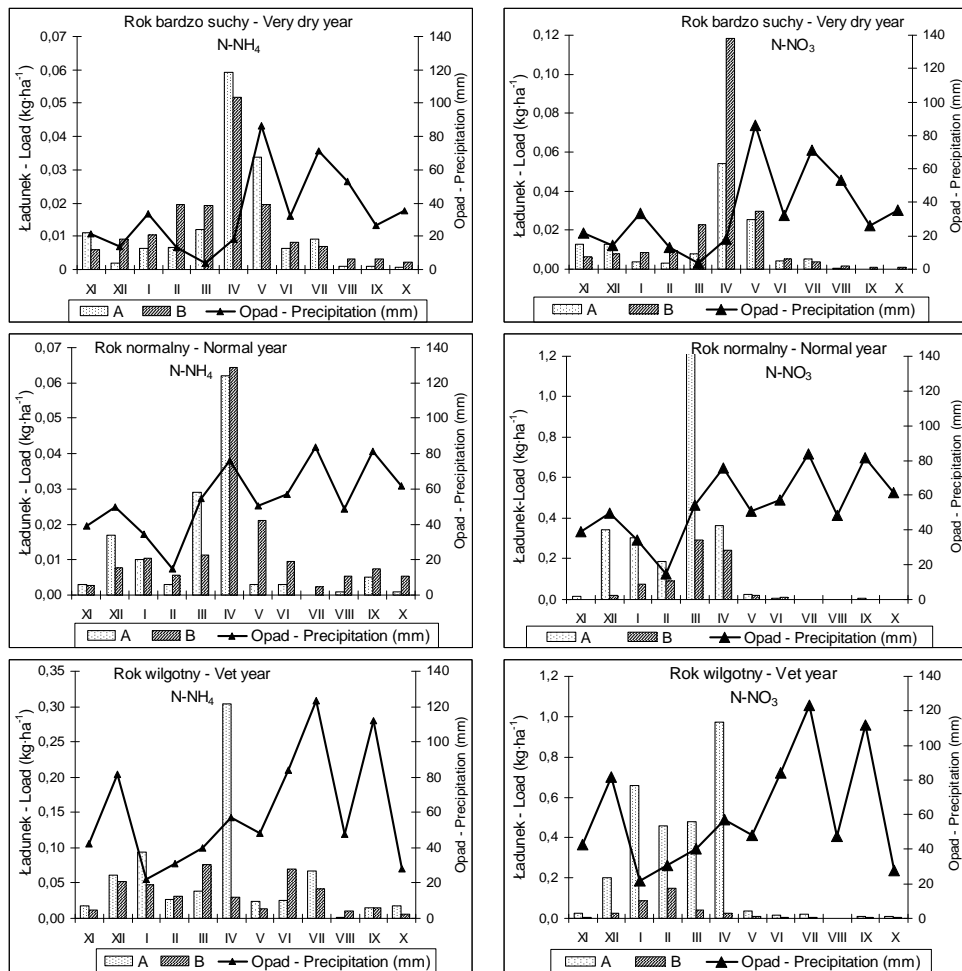
Spośród analizowanych form azotu mineralnego, w ogólnym jego ładunku odpływającym siecią drenarską, dominował azot azotanowy ($N-NO_3$), a w znacznie niższych ilościach występował azot amonowy ($N-NH_4$). W zależności od ilości opadów (rodzaj roku), sposobu użytkowania zlewni oraz zwięzłości gleb rocznie z 1 ha zlewni rolniczej odpływało od 0,13 do 2,88 kg $N-NO_3$ i od 0,14 do 0,69 kg $N-NH_4$ (rys. 2). Największe zróżnicowanie udziału form azotu w ogólnej masie jego odpływu stwierdzono w latach normalnych, kiedy ładunek $N-NO_3$ w porównaniu do $N-NH_4$ był wyższy 18-krotnie w zlewni A i 5-krotnie w zlewni B oraz w roku wilgotnym 5-krotnie wyższy tylko w zlewni A. W roku suchym, z analizowanych zlewni, obie formy azotu, odpływały w zbliżonych ilościach.



Rys. 1. Wpływ opadów atmosferycznych, sposobu użytkowania i zwięzłości gleb na odpływ azotu mineralnego siecią drenarską

Fig. 1. Impact of precipitation, land use and soil compaction on mineral nitrogen outflow with the drainage network

Opady atmosferyczne dostające się na teren omawianych zlewni miały odczyn słabo kwaśny – średnio pH 5,5 [4], co szczególnie w latach o wyższej ilości opadów, może w znacznym stopniu wpływać na utlenianie jonu amonowego [8]. W zlewni o wyższym poziomie antropopresji (A), najwyższe straty ($2,88 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) $\text{N}\text{-NO}_3$ wystąpiły w roku wilgotnym, nieco niższe w tzw. latach normalnych i aż 22-krotnie niższe w roku bardzo suchym. Było to zapewne efektem intensywniejszego ługowania tego składnika z wodami opadowymi przesiąkającymi w głąb profilu glebowego. Nieco inne tendencje stwierdzono w zlewni B, w której (grunty orne stanowiły tylko 50% powierzchni) najwyższy odpływ $\text{N}\text{-NO}_3$ ($0,77 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) wystąpił w latach normalnych, był on 2-krotnie wyższy niż w roku wilgotnym i 3-krotnie wyższy w porównaniu do roku bardzo suchego. Natomiast w przypadku amonowej formy azotu istotny wzrost odpływu (5-krotny w zlewni A i 2-krotny w zlewni B) wystąpił tylko w roku wilgotnym. Znacznie wyższe straty azotu amonowego, w roku wilgotnym, z gleb w zlewni A, były spowodowane głównie ich wyższą zasobnością i żyznością oraz większą intensywnością użytkowania rolniczego.



Rys. 2. Wpływ opadów atmosferycznych, sposobu użytkowania i zwięzłości gleb na odpływ amonowej i azotanowej formy azotu siecią drenarską

Fig. 2. Impact of precipitation, soil compaction and land use on nitrate nitrogen and ammonia nitrogen outflows with the drainage network

Stężenie mineralnych związków azotu w wodach drenarskich ściśle zależało od sposobu zagospodarowania zlewni i było silnie modyfikowane przez warunki meteorologiczne w poszczególnych porach roku (tab. 1).

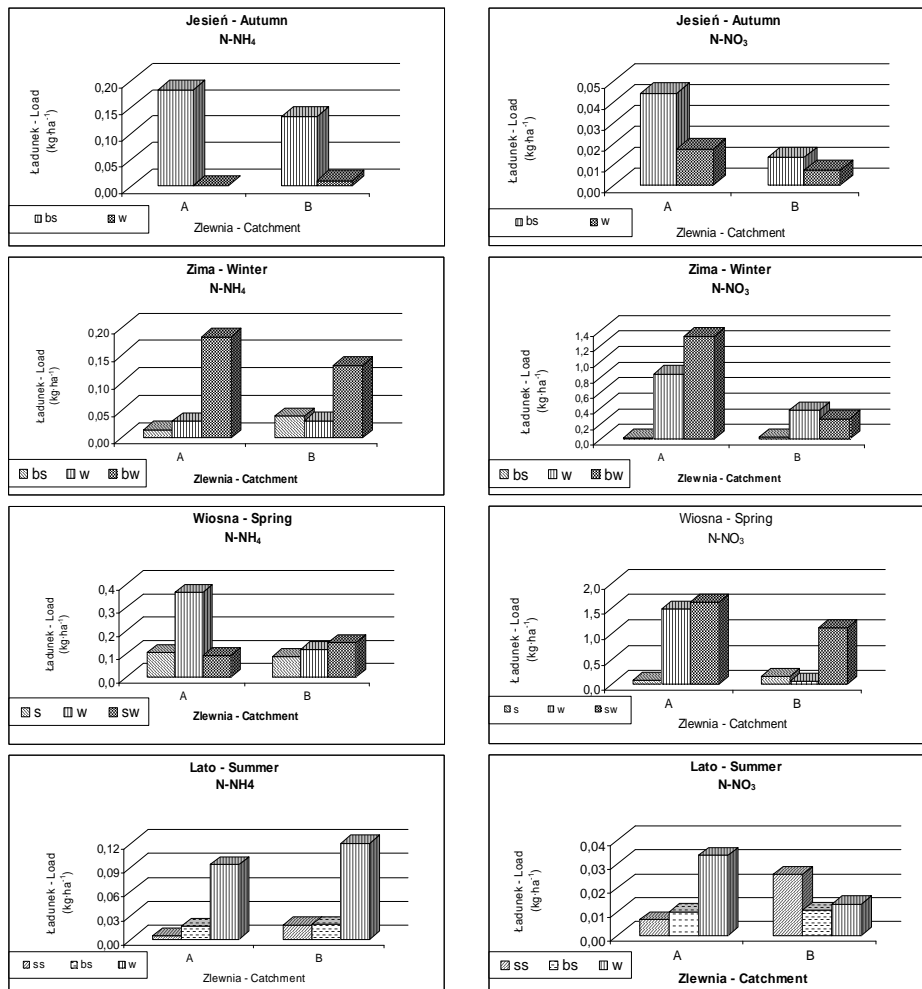
Tabela 1. Stężenie form azotu w wodach drenarskich zlewni A i B w zależności od ilości opadów w poszczególnych porach roku ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$)**Table 1.** Concentration of mineral nitrogen compounds in drainage water of catchments A and B depending on seasonal humidity ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$)

Pora roku Sezon of year		Zlewnia A – Catchment A			Zlewnia B – Catchment B		
		N-NH ₄	N-NO ₃	N _{min.*}	N-NH ₄	N-NO ₃	N _{min.*}
Wiosna Spring	Sucha – Dry, (s)	0,99	0,78	1,77	0,84	1,31	2,15
	Wilgotna – Wet, (w)	0,46	2,05	2,51	0,63	0,41	1,04
	Skrajnie wilgotna, Extremely wet (sw)	0,14	1,9	2,04	0,3	1,65	1,95
Lato Summer	Skrajnie suche, Extremely dry (ss)	0,25	0,34	0,59	0,23	0,32	0,55
	Bardzo suche, Very dry (bs)	0,61	0,34	0,95	0,45	0,25	0,7
	Wilgotne – Wet (w)	0,99	0,41	1,4	1,19	0,14	1,33
Jesień Autumn	Bardzo sucha, Very dry (bs)	0,53	0,27	0,8	0,3	0,17	0,47
	Wilgotna – Wet (w)	0,45	0,53	0,98	0,38	0,16	0,54
Zima Winter	Bardzo sucha, Very dry (bs)	1,11	3,37	4,48	1,07	1,07	2,14
	Wilgotna – Wet (w)	0,06	2,53	2,59	0,14	2,44	2,58
	Bardzo wilgotna, Very wet (bw)	0,31	0,65	0,96	0,67	0,86	1,53

N_{min.*} – (Azot mineralny – Mineral nitrogen) = N-NH₄ + N-NO₃ + N-NO₂.

W większości analizowanych przypadków znacznie wyższe stężenia związków azotu występowały w wodach drenarskich odpływających ze zlewni intensywniej zagospodarowanej rolniczo, co było spowodowane większym udziałem gleb ornych w strukturze użytkowania i znacznie wyższym nawożeniem mineralnym. W zlewni A najwyższe stężenia N-NH₄ (1,11 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) i N-NO₃ (3,37 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) stwierdzono w okresie zimowym charakteryzującym się najniższą sumą opadów (zima bardzo sucha), co zapewne było efektem wzrostu ich koncentracji. W tym samym okresie stosunkowo wysokie stężenia obydwu form azotu na poziomie 1,07 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ występowały również w wodach odpływających z obszaru zlewni B. Jednak ze względu na lżejszy skład granulometryczny gleb w tej zlewni i związany z tym słabszy kompleks sorpcyjny, najwyższe stężenie N-NH₄ (1,19 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) wystąpiło w okresie wilgotnego lata, a N-NO₃ (2,24 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) podczas wilgotnej zimy. Natomiast najniższe stężenia azotu mineralnego w wodach drenarskich występowały jesienią (niezależnie od ilości opadów), co było spowodowane fitosorpcją azotu w okresie wegetacyjnym i rozcieńczeniem opadami.

Na obszarze obydwu zlewni najwyższe straty azotu mineralnego z gleb wystąpiły wiosną, co było związane ze wzrostem intensywności odpływu wód systemami melioracyjnymi, a najniższe latem w warunkach znacznej fitosorpcji i przewagi parowania nad opadami. Udział poszczególnych form azotu w ogólnym jego ładunku był znacznie zróżnicowany i zależał głównie od ilości opadów w poszczególnych sezonach i sposobu zagospodarowania zlewni (rys. 3).



– ss, bs, s, w, bw, sw – oznaczenia jak w tabeli 1, designation like in Table 1.

Rys. 3. Wpływ opadów atmosferycznych, sposobu użytkowania i zwięzłości gleb na odpływ N-NH₄ i N-NO₃ siecią drenarską w poszczególnych porach roku

Fig. 3. Impact of precipitation, land use and soil compaction on N-NH₄ and N-NO₃ outflows with the drainage network in seasons

W obydwu badanych zlewniach wystąpiła wyraźna tendencja (poza okresem jesiennym) wzrostu odpływu mineralnych związków N wraz ze zwiększaniem się ilości opadów. Wielkość odpływu poszczególnych form azotu była również silnie uzależniona od sposobu użytkowania zlewni. Znaczną przewagę odpływu N-NH₄ nad N-NO₃ stwierdzono w okresie bardzo suchej jesieni, co zapewne było związane ze spowolnieniem w warunkach niższych temperatur procesu nityfikacji jonu amonowego podczas wilgotnego lata. Efektem tego było intensywniejsze ługowanie jonu amonowego przez występujące w tym okresie obfite opady. Potwierdza to znacznie wyższy odpływ N-NH₄ w zlewni B, w której dominują gleby lekkie, a więc bardziej podatne na przemywanie niż dominujące w zlewni A gleby średniozwięzłe. Natomiast w okresie bardzo wilgotnej zimy i skrajnie wilgotnej wiosny wystąpiła znaczna przewaga odpływu N-NO₃ nad N-NH₄. Było to związane z intensywniejszym wymyciem jonu azotanowego w okresie pozawegietacyjnym (ograniczona bioakumulacja), w którym występowały wyższe opady, powodujące wzrost intensywności odpływu wód do systemów drenarskich.

WNIOSKI

1. Wielkość odpływu mineralnych form azotu wraz z wodami drenarskimi była ściśle uzależniona od ilości opadów (rodzaj roku), ich zmienności sezonowej (pora roku), zwięzłości gleby oraz sposobu użytkowania zlewni.
2. W zależności od wielkości opadów, z 1 ha zlewni użytkowanej rolniczo, siecią drenarską, odpływa rocznie: do 0,38 kg N w roku bardzo suchym, do 2,62 kg N w roku normalnym i do 3,57 kg N w roku wilgotnym.
3. Warunki meteorologiczne mają znaczący wpływ na ładunek N odpływający siecią drenarską ze zlewni rolniczych. W związku z tym, pory roku należy uszeregować następująco: wiosna > zima > jesień > lato.
4. W okresie bardzo suchej jesieni i wilgotnego lata występuje znaczna przewaga odpływu N-NH₄ nad N-NO₃, natomiast w okresie bardzo wilgotnej zimy i skrajnie wilgotnej wiosny przeważa odpływ N-NO₃.

PIŚMIENNICTWO

1. **Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B., Zerbe J.:** Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Arkady Warszawa, 1999.
2. **Kaczorowska Z.:** Opady w Polsce w przekroju wieloletnim. Przegl. Geogr. 33, Instytut Geograficzny PAN, 1962.
3. **Koc J., Glińska-Lewczuk K., SolarSKI K.:** Opady atmosferyczne jako medium chemicznej denudacji gleb. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 493, 159-166, 2003.
4. **Koc J., Szymczyk S.:** Wpływ intensyfikacji rolnictwa na odpływ z gleb azotu mineralnego. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 494, 175-181, 2003.

5. **Koc J., Szymczyk S., Procyk Z.:** Czynniki kształtujące wymycie azotu, fosforu i potasu z gleb uprawnych. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 467, 119-125, 1999.
6. **Sapek A.:** Udział rolnictwa w zanieczyszczaniu wody składnikami nawozowymi. Rolnictwo Polskie i Ochrona Jakości Wody. Zeszyty edukacyjne. Wyd. IMUZ, 1/96, 9-33, 1996.
7. **Sapek A.:** Udział azotu z opadu atmosferycznego w zanieczyszczeniu zasobów wody. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 458, 485-494, 1998.
8. **Spychaj-Fabisiak E., Murawska B., Janowiak J.:** Wpływ czynników antropogenicznych na wymywanie związków azotu mineralnego z gleb. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 476, 311-317, 2001.

CHEMICAL EROSION OF SOIL ON LAKELAND AREA. PART 1. THE OUTFLOW OF MINERAL NITROGEN COMPOUNDS

Sławomir Szymczyk, Urszula Szyperek

Department of Land Reclamation and Environmental Management, University of Warmia and Mazury
Plac Łódzki 2, 10-719 Olsztyn
e-mail: szymek@uwm.edu.pl

Abstract. In the years 1994-2003 the research on the impact of precipitation on the erosion of mineral nitrogen compounds from agriculturally used soils was conducted in the Olsztyn lakeland. It was stated that amount of nitrogen outflow with drainage water was highly dependent on precipitation amounts (humidity of a year), soil compaction and land use. Higher amounts of precipitation in wet and normal years caused a significant increase in N outflow with drainage systems. Depending on precipitation amounts, the outflow of N from 1 ha of agriculturally used catchment via drainage network was 0.38 kg in a very dry year, 2.62 kg in a normal year and 3.57 kg in a wet one. Nitrogen outflow during wet years was 2-13 times higher.

Key words: soil erosion, soil compaction, soil use, nitrogen