

# POMIAR EMISJI AMONIAKU ZE ŹRÓDEŁ ROLNICZYCH METODĄ MIKROMETEOROLOGICZNEJ DOZYMETRII PASYWNEJ

**Marek KIEROŃCZYK, Tadeusz MARCINKOWSKI**

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach, Żuławycki Ośrodek Badawczy w Elblągu

*Słowa kluczowe: amoniak, dozymetria pasywna, emisja, próbnik strumieniowy*

## Streszczenie

Amoniak coraz częściej jest zaliczany do głównych zanieczyszczeń pochodzenia antropogenicznego. Głównym źródłem tego gazu jest działalność rolnicza, a zwłaszcza produkcja zwierzęca. Od połowy lat 90. XX w. w Oddziale IMUZ w Elblągu rozpoczęto badania emisji amoniaku ze źródeł rolniczych znajdujących się na otwartych przestrzeniach (składowiska nawozów naturalnych, pola nawożone obornikiem i gnojówką). Do pomiarów zastosowano jeden z kilku wariantów mikrometeorologicznej metody dozymetrii pasywnej. Metoda ta, pierwotnie opracowana i testowana w krajach skandynawskich, została wdrożona do dalszych badań sprawdzających.

W opracowaniu przedstawiono zarys metodyki oraz zalety i wady stosowanej techniki pomiarowej. W porównaniu z innymi metodami, opisywana w pracy ma niewątpliwe zalety, zwłaszcza podczas badań terenowych. Należą do nich między innymi stosunkowo mały koszt tzw. próbników strumieniowych oraz możliwość wielokrotnego ich użytkowania, łatwość wykonania pomiarów i operacji bez potrzeby stosowania skomplikowanej aparatury elektronicznej.

## WSTĘP

Amoniak, z uwagi na jego szkodliwe działanie w troposferze, jak również negatywny wpływ na ekosystemy lądowe i wodne jest obecnie zaliczony do głównych gazowych zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego. Emisja gazu, a ściślej jego sucha i mokra depozycja, jest jedną z przyczyn takich niekorzystnych zjawisk środowiskowych jak: tworzenie materii zawieszanej, zakwaszanie gleby, eutrofiza-

---

Adres do korespondencji: mgr inż. M. Kierończyk, Żuławycki Ośrodek Badawczy IMUZ, ul. Giermków 5, 82-300 Elbląg; tel. +48 (55) 232-47-88, e-mail: m.f.k@plusnet.pl

cja zbiorników wodnych, unoszący się nieprzyjemny zapach w pobliżu źródła emisji [SAPEK, 1998].

Amoniak jest najpowszechniej występującym w atmosferze zasadowym gazem, w związku z tym bierze udział w zobojętnianiu kwasów tworzących się w reakcji tlenków azotu i siarki z wodą. Po zdeponowaniu na powierzchni ziemi (opad suchy i mokry) jest pobierany przez rośliny, a także utleniany przez bakterie do azotanów. Jony hydroniowe ( $\text{H}_3\text{O}^+$ ) powstające w procesie nitryfikacji biorą udział w zakwaszaniu wody i gleby, co w konsekwencji może powodować niedobory takich składników odżywczych jak potas czy magnez [ASMAN i in., 1998; PIETRZAK, 2000]. Nadmiar azotu może mieć również negatywny wpływ na rozwój roślin, w tym zbyt szybki rozwój ich nadziemnych części, co jednocześnie ogranicza rozwój strefy korzeniowej, powodując małą odporność na różnego rodzaju choroby i zmienne warunki pogodowe [ROELLE, ANEJA, 2002].

Amoniak, w odróżnieniu od tlenków azotu ( $\text{NO}_x$ ) i siarki ( $\text{SO}_x$ ) pochodzących z działalności przemysłowej, jest emitowany głównie ze źródeł rolniczych, a produkcja zwierzęca jest jego dominującym źródłem. Duże ilości amoniaku uwalniają się podczas kolejnych etapów rolniczego zagospodarowania i utylizacji odchodów zwierzęcych w postaci nawozów naturalnych – w trakcie ich przechowywania oraz aplikacji na polach. Z danych autorów amerykańskich [WARNECK, 2000] wynika, że emisja amoniaku z gleby i roślin wynosi odpowiednio 11 i 28% jego światowej emisji, natomiast z produkcji zwierzęcej i przechowywania nawozów naturalnych – 50%. Ze względu na znaczne ilości tego gazu emitowane obecnie do atmosfery [SAPEK, 1995], należy podjąć wszelkie działania zmierzające do ograniczenia tej formy zanieczyszczenia.

Do niedawna emisję amoniaku szacowano najczęściej na podstawie różnego rodzaju przybliżonych obliczeń, co powodowało, że otrzymywane wartości charakteryzowały się dużym stopniem niepewności, nawet w granicach  $\pm 30\text{--}40\%$  [BUJSMAN, MAAS, ASMAN, 1987]. W krajach Unii Europejskiej emisję amoniaku z rolnictwa uznano za istotny problem ekologiczny. Prowadzone są tam intensywne prace badawcze, zmierzające do opracowania precyzyjnych metod pomiaru ilości emitowanego amoniaku.

Celem pracy jest przedstawienie popularnej w krajach skandynawskich techniki pomiarów emisji amoniaku z otwartych źródeł rolniczych, a także zachęta do jej praktycznego wykorzystania w pracach innych krajowych ośrodków naukowo-badawczych, zwłaszcza zajmujących się zagadnieniami emisji gazowych związków azotu z produkcji rolniczej.

## METODA POMIARÓW

Pomiar ilości amoniaku ulatniającego się z gleby, zbiorników i pryzm nawozów naturalnych jest zadaniem niezwykle trudnym. Spośród wielu metod badaw-

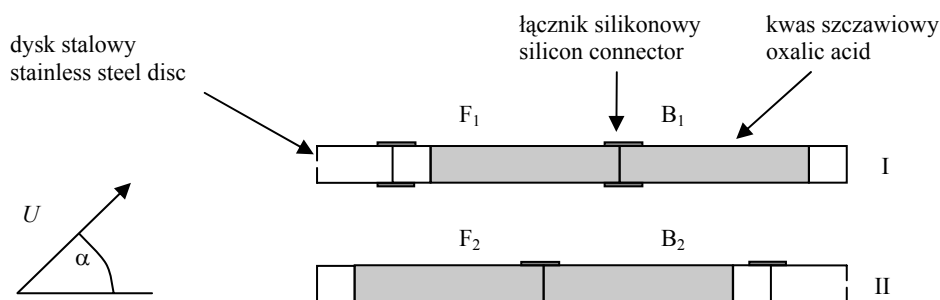
czych dotychczas opisanych w literaturze [FERM, CHRISTINSEN, 1987; SCHJOERRING, SOMMER, FERM, 1992] na uwagę zasługują metody mikrometeorologiczne bazujące na bilansie masy amoniaku ulatniającego się z określonego źródła. Pierwsze doświadczenia i pomiary z wykorzystaniem tzw. próbników dyfuzyjnych wykonano w latach osiemdziesiątych XX wieku w krajach skandynawskich [FERM, 1983; 1995]. W Polsce, w ramach realizacji polsko-szwedzkiego programu BAAP, pomiary emisji amoniaku z gospodarskich składowisk obornika rozpoczęto w drugiej połowie lat dziewięćdziesiątych. Początkowo ograniczono się do oceny strat azotu na etapie magazynowania nawozów naturalnych, a następnie wdrożono opisywaną technikę pomiarową do oceny emisji amoniaku z modelowych poletek doświadczalnych nawożonych obornikiem, gnojówką i gnojowicą. Warunkiem stosowania opisywanej techniki pomiarowej są między innymi: płaska powierzchnia terenu (pola) i stała dyfuzyjność amoniaku w powietrzu podczas pomiaru, determinowana przez warunki atmosferyczne. Gwałtowne zwiększenie szybkości wiatru, a także występowanie tak zwanych deszczy nawalnych w trakcie ekspozycji próbników strumieniowych, może powodować istotne zakłócenia i błędy pomiarowe.

### TEORETYCZNE PODSTAWY STOSOWANEJ METODY

Pomiar polega na chemicznej sorpcji amoniaku przepływającego nad powierzchnią sorbenta – kwasu szczawiowego, którym uprzednio powleczono wewnętrzne ścianki próbników składających się z dwóch szklanych rurek (rys. 1) o średnicy wewnętrznej 7 mm i długości 100 mm. Szybkość przepływu amoniaku wewnątrz próbniaka, a więc i wydajność procesu sorpcji, jest funkcją prędkości oraz kierunku wiatru  $U$ . W celu zmniejszenia prędkości przepływu amoniaku w próbnikach i zapewnienia warunków do pełnego wzbogacenia kwasu szczawiowego oznaczanym analitem, do każdego z nich dołączono stalowy dysk z otworem o średnicy 1 mm.

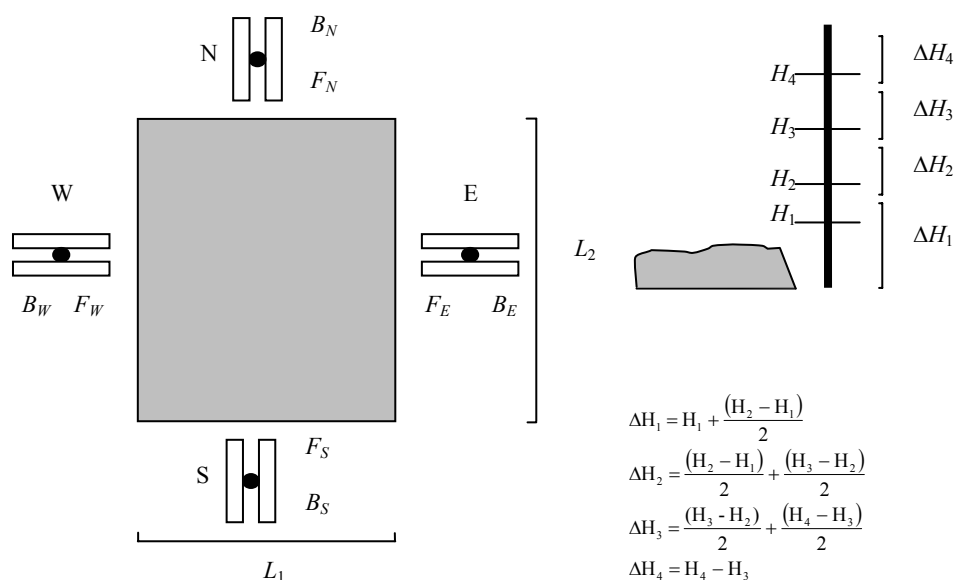
Pomiary emisji prowadzono za pomocą zestawu 32 próbników strumieniowych znajdujących się na czterech masztach pomiarowych (N, S, W i E) symetrycznie rozmieszczonych wokół przyzmy z obornikiem o znanych wymiarach  $L_1$  i  $L_2$  (rys. 2). Czas ekspozycji próbników wynosił 24 godziny. Gęstość strumienia amoniaku mierzono w różnych przedziałach wysokości ( $\Delta H$ ) od powierzchni źródła emisji, jednak do wysokości nie większej niż 4,0 m.

Na każdym z czterech masztów, na określonych wysokościach  $H_1$ ,  $H_2$ ,  $H_3$  i  $H_4$  (rys. 2) montowano jednocześnie po dwa próbniaki strumieniowe, z których pierwszy (I) miał dysk umieszczony od strony źródła emisji, zaś drugi (II) ze strony przeciwnej. Amoniak emitowany z powierzchni płyty obornikowej był zbierany przez dysk i rurkę szklaną  $F_1$  zestawu I oraz otwarty koniec rurki szklanej  $F_2$  zestawu II (rys. 1). Natomiast amoniak „z okolicy”, tzw. tło, był zbierany przez otwa-



Rys. 1. Zestaw próbników strumieniowych do sorpcji amoniaku;  $F_1, F_2$  – rurki szklane do absorpcji amoniaku z przymy obornika,  $B_1, B_2$  – rurki szklane do absorpcji amoniaku z okolicy,  $U$  – prędkość wiatru

Fig. 1. A set of stream samplers for ammonia sorption;  $F_1, F_2$  – glass tubes for absorption of ammonia from manure heap,  $B_1, B_2$  – glass tubes for absorption of ammonia from the surrounding,  $U$  – wind velocity



Rys. 2. Rozmieszczenie masztów pomiarowych N, S, W i E wokół źródła emisji amoniaku i kalkulacja przedziałów wysokości  $\Delta H$  [MARCINKOWSKI, 1999];  $F_N, F_E, F_S, F_W, B_N, B_E, B_S, B_W$  – strumienie amoniaku ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ) z kierunku źródła emisji ( $F$ ) i z okolicy ( $B$ ),  $L_1, L_2$  – wymiary przymy obornika,  $H_1, H_2, H_3, H_4$  – wysokości na których umieszczono próbniki

Fig. 2. Distribution of measuring masts N, S, W and E around the source of ammonia emission and the calculation of height ranges  $\Delta H$  [MARCINKOWSKI, 1999];  $F_N, F_E, F_S, F_W, B_N, B_E, B_S, B_W$  – stream of ammonia ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ) from the source of emission ( $F$ ) and from the surrounding ( $B$ ),  $L_1, L_2$  – heap dimensions,  $H_1, H_2, H_3, H_4$  – height at which samplers were installed

rty koniec rurki szklanej B<sub>1</sub> zestawu I oraz przez dysk i rurkę szklaną B<sub>2</sub> zestawu II. Po 24-godzinnej ekspozycji próbki zdejmowano z masztów i zamykano korkami silikonowymi. Otrzymany w wyniku sorpcji amoniaku szczawian amonowy ekstrahowano z próbników, po uprzednim ich demontażu (konieczne przestawienie rurek wg schematu F<sub>1</sub> + F<sub>2</sub> i B<sub>1</sub> + B<sub>2</sub>), 4 ml dejonizowanej wody destylowanej, a stężenie kationu amonowego oznaczano spektrofotometrycznie.

Zgodnie z I prawem dyfuzji Ficka gęstość poziomego strumienia amoniaku  $F_{\text{NH}_3}$  ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ) emitowanego z kierunku płyty obornikowej i sorbowanego przez zestaw próbników znajdujących się w określonym przedziale wysokości  $\Delta H_n$  (rys. 2) na jednym z masztów określona jest równaniem [FERM, CHRISTENSEN, 1987; SCHJOERRING, SOMMER, FERM, 1992]:

$$F_{\text{NH}_3} = \int_{t_1}^{t_2} \frac{U \cos \alpha [\text{NH}_3]}{\Delta t} dt = \frac{F_{m1} + F_{m2}}{2\pi r^2 K \Delta t} \quad (1)$$

zaś gęstość strumienia amoniaku  $B_{\text{NH}_3}$  ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ) pochodzącego z zewnątrz płyty obornikowej, czyli tzw. tła, sorbowanego przez zestaw próbników strumieniowych znajdujących się na tym samym maszcie i w tym samym przedziale wysokości  $\Delta H_n$  określona jest równaniem:

$$B_{\text{NH}_3} = \int_{t_1}^{t_2} \frac{U \cos \alpha [\text{NH}_3]}{\Delta t} dt = \frac{B_{m1} + B_{m2}}{2\pi r^2 K \Delta t} \quad (2)$$

gdzie:

- $\Delta t$  – czas ekspozycji próbników, s;
- $U$  – prędkość wiatru,  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ;
- $\alpha$  – kąt płaski między wektorem prędkości wiatru a osią próbniaka, °;
- $[\text{NH}_3]$  – stężenie amoniaku w powietrzu,  $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ;
- $F_{m1} + F_{m2}$  – masa amoniaku zgromadzonego w rurkach F<sub>1</sub> i F<sub>2</sub>, g;
- $B_{m1} + B_{m2}$  – masa amoniaku zgromadzonego w rurkach B<sub>1</sub> i B<sub>2</sub>, g;
- $r$  – promień otworu w dysku stalowym ( $0,5\cdot 10^{-3}$  m);
- $K$  – współczynnik korygujący, uwzględniający kierunek oraz prędkość wiatru, wyznaczony doświadczalnie w tunelu wiatrowym, równy 0,77 [FERM, 1995].

Masę amoniaku zgromadzonego w rurkach sorpcyjnych F<sub>1</sub> i F<sub>2</sub> ( $F_m$ ) oraz B<sub>1</sub> i B<sub>2</sub> ( $B_m$ ) określa się na podstawie pomiaru stężenia kationu amonowego  $c_{\text{FNH}_4}$  i  $c_{\text{BNH}_4}$  w roztworach ekstrakcyjnych, uwzględniając przy tym wartość próby zerowej  $c_0$ , objętość roztworu ekstrakcyjnego  $V = 0,004 \text{ dm}^3$ , współczynnik przeliczeniowy  $\text{NH}_3/\text{NH}_4$  równy 17/18 oraz stałą wartość wyrażenia  $1/\pi r^2 K$  równą  $1,65\cdot 10^6$ . Zatem równania (1) i (2) można przedstawić następująco:

$$F_m = (c_{FNH_4} - c_0) 6,23 \cdot 10^{-3} \quad (3)$$

$$B_m = (c_{BNH_4} - c_0) 6,23 \cdot 10^{-3} \quad (4)$$

Ponieważ gęstość poziomego strumienia amoniaku i gradient jego stężenia nad płytą obornikową wyraźnie maleją wraz ze wzrostem odległości (wysokości  $H$ ) od powierzchni emisyjnej, pomiary masy ulatniającego się gazu wykonano w czterech warstwach  $\Delta H$ , które można określić również mianem stref dyfuzji. Amoniak ulatniający się z obornika i rejestrowany przez dozymetry jest sumą poziomych strumieni gazu, które przenikają do poszczególnych warstw powietrza  $\Delta H$  o znanych wymiarach przekroju poprzecznego [FERM, CHRISTENSEN, 1987], a więc w tym przypadku  $\Delta H_n L_1$  dla strumieni amoniaku rejestrowanych na masztach N i S oraz  $\Delta H_n L_2$  dla strumieni amoniaku rejestrowanych na masztach W i E. Podobny tok rozumowania należy zastosować także w stosunku do strumieni amoniaku rejestrowanych przez dozymetry, ale docierających ze źródeł zewnętrznych. Zatem przy stałym czasie ekspozycji (w doświadczeniu 24 h) emisję amoniaku z pryzmy  $E$  obliczamy jako różnicę między masą amoniaku  $\sum F_m$  pochodzącego od strony badanego źródła emisji (płyta z obornikiem, poletko doświadczalne), a masą amoniaku  $\sum B_m$  pochodzącego od strony źródeł zewnętrznych (tło) i możemy przedstawić następującym równaniem:

$$E = \sum F_m - \sum B_m \quad (5)$$

przy czym:

$$\sum F_m = \sum_{n=1}^{n=4} [(F_{Nn} + F_{Sn})L_1 + (F_{En} + F_{Wn})L_2] \Delta H_n$$

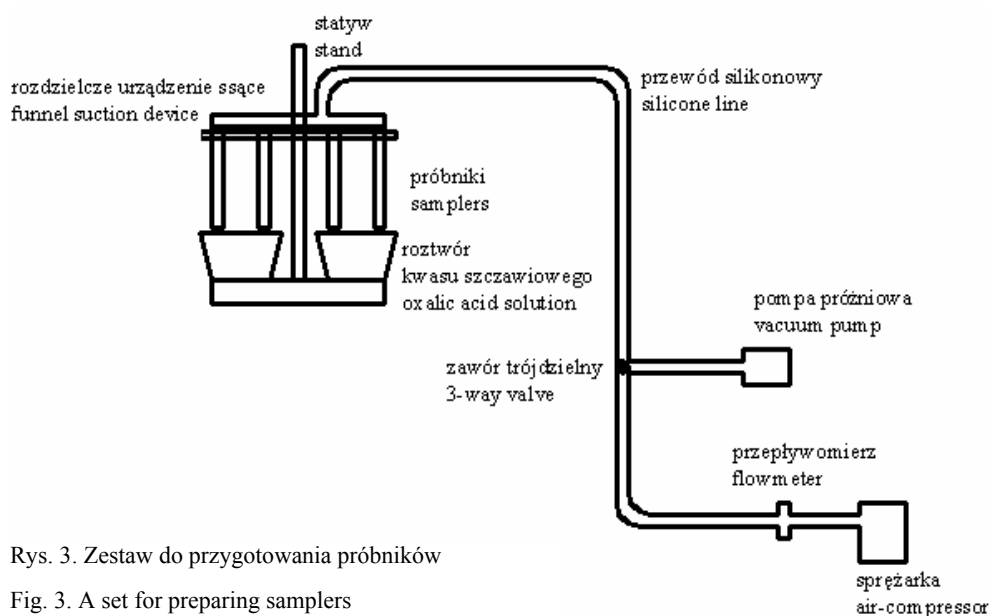
$$\sum B_m = \sum_{n=1}^{n=4} [(B_{Nn} + B_{Sn})L_1 + (B_{En} + B_{Wn})L_2] \Delta H_n$$

gdzie:

- $E$  – emisja amoniaku, g;
- $n$  – liczba przyjętych w doświadczeniu przedziałów wysokości (warstw);
- $\Delta H_n$  – wielkość przedziału wysokości, m;
- $L_1$  – odległość między masztami W i E, m;
- $L_2$  – odległość między masztami N i S, m;
- $F_{Nn}, F_{Sn}$  – poziomy strumień amoniaku rejestrowany z kierunku źródła emisji na masztach N, S, E i W w przedziale wysokości  $n$ ,  $g \cdot m^{-2}$ ;
- $F_{En}, F_{Wn}$  – poziomy strumień amoniaku rejestrowany spoza źródła emisji na masztach N, S, E i W w przedziale wysokości  $n$ ,  $g \cdot m^{-2}$ ;
- $B_{Nn}, B_{Sn}$  – poziomy strumień amoniaku rejestrowany spoza źródła emisji na masztach N, S, E i W w przedziale wysokości  $n$ ,  $g \cdot m^{-2}$ ;
- $B_{En}, B_{Wn}$  – poziomy strumień amoniaku rejestrowany spoza źródła emisji na masztach N, S, E i W w przedziale wysokości  $n$ ,  $g \cdot m^{-2}$ .

## PRAKTYCZNE WYKONANIE POMIARÓW

Gwarancją dobrze wykonanych pomiarów terenowych jest prawidłowe przygotowanie próbników strumieniowych składających się z zestawu dwóch rurek szklanych wewnątrz pokrytych kwasem szczawiowym. Powlekanie odbywa się w urządzeniu zwanym roboczo zestawem do przygotowania próbników (rys. 3). Podstawowe elementy zestawu to 4-miejscowy statyw na rurki z rozdzielczym urządzeniem ssącym, połączonym przez wąż silikonowy i zawór trójdrożny z pompą próżniową i sprężarką niewielkiej mocy. W celu powleczenia próbników sorbentem, czyste, odłuszczone rurki należy umieścić w statywie, obniżyć statyw i zanurzyć w naczyniu zawierającym roztwór kwasu szczawiowego w acetonie. Korzystając z zaworu trójdrożnego i pompy próżniowej powoli napełnić rurki roztworem, zamknąć zawór i podnieść statyw do góry. Następnie uruchomić przepływ suchego powietrza, usunąć roztwór i suszyć rurki przez 2–3 minuty. Tak przygotowane próbki są gotowe do pomiarów, a w szczelnym pojemniku polietylenowym, w lodówce, mogą być przechowywane przez co najwyżej 2–3 miesiące.



Rys. 3. Zestaw do przygotowania próbników

Fig. 3. A set for preparing samplers

Po wykonaniu właściwych pomiarów terenowych próbki strumieniowe dostarcza się do laboratorium w celu oznaczenia zawartości amoniaku.

Maszty stosowane w pomiarach powinny być na tyle wysokie, aby wartości strat amoniaku rejestrowane przez najwyżej umieszczone próbki były dostatecznie małe lub bliskie wartości tła. W warunkach rzeczywistych występują od-

stępstwa od tej reguły, szczególnie gdy dokonuje się pomiarów na płycie obornikowej w otoczeniu zabudowań gospodarskich.

Czas ekspozycji próbników może być ustalany w zależności od potrzeb, jednak nie powinien przekraczać 24, a w uzasadnionych przypadkach 48 godzin. Wskazane jest prowadzenie pomiarów w mniejszych odstępach czasu, co umożliwi określenie wielkości emisji w zależności od pory dnia i warunków meteorologicznych.

Przykładowe wyniki pomiarów emisji (emisja netto) uzyskane omawianą metodę przedstawiono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Dobowa emisja amoniaku z przyzmy obornika [MARCINKOWSKI i in., 2003]

**Table 1.** Daily emission of ammonia from solid manure heaps [MARCINKOWSKI i in., 2003]

Gospodarstwo Farm	Data Date	Emisja amoniaku, g Emission of ammonia, g	Powierzchnia przyzmy, m <sup>2</sup> Manure heap area, m <sup>2</sup>
Jegłownik	16/17.07.2000	1 800	243
Jegłownik	02/03.04.2002	4 457	204
Kępiewo	10/11.06.2000	860	110
Jegłownik	09/10.07.2002	1 019	175

W ramach współpracy z Instytutem Ochrony Środowiska w Goeteborgu, w Żuławskim Ośrodku Badawczym IMUZ w Elblągu nadal są prowadzone badania dotyczące przedstawionej techniki pomiarowej, w tym badania nad wykorzystaniem techniki dwóch masztów (proponowane do pomiarów na polach nawożonych nawozami naturalnymi) i badania dotyczące modyfikacji techniki czterech masztów z zastosowaniem dodatkowego, piątego masztu kontrolnego.

## WNIOSKI

Pasywne próbniki strumieniowe mogą być z powodzeniem wykorzystane w mikrometeorologicznej metodzie dozymetrii pasywnej służącej do oceny emisji amoniaku z rozproszonych źródeł rolniczych. Uzyskiwane wyniki oznaczeń gęstości strumieni gazu z poletek doświadczalnych i gospodarskich składowisk nawozów naturalnych odzwierciedlają stan rzeczywisty. Próbniki te nie wymagają bezpośredniego wykorzystania pomp, przepływomierzy, czy anemometrów, a oznaczenie strat amoniaku jest łatwe i tanie, bez potrzeby stosowania skomplikowanej aparatury elektronicznej i źródeł energii elektrycznej.



## LITERATURA

- ASMAN W.A. H., CELLIER P., GENERMONT S., HUTCHINGS N.J., SOMMER S.G., 1998. Ammonia emission research: from emission factors to process descriptions. Eurotrac Newsletters 20 s. 2–10.
- BUIJSMAN E., MAAS J.F.M., ASMAN W.A.H., 1987. Ammonia emission in Europe. Atmosph. Environ. 21 s. 1009–1022.
- FERM M., 1983. Ammonia volatilization from arable land. An evaluation of the chamber technique. W: Observation and measurement of atmospheric contamination. World Meteorol. Organiz. Special Environ. Rep. 16 s. 145–172.
- FERM M., CHRISTINSEN B.T., 1987. Determination of ammonia volatilization from surface applied cattle slurry using passive flux samplers. W: Ammonia and acidification. Proc. Eurosap Symp. Bilthoven s. 28–41.
- FERM M., 1995. The horizontal ammonia flux technique. Instruction for sampling and analysis. Gothenburg: Swedish Environmental Institute maszyn. ss. 9.
- MARCINKOWSKI T., 1999. Pomiar i ocena emisji amoniaku do atmosfery z gospodarskich składowisk nawozów organicznych pochodzenia zwierzęcego. Ochr. Środ. Zas. Naturaln. 18 s. 511–518.
- MARCINKOWSKI T., KIEROŃCZYK M., PIETRZAK S., FERM M., 2003. Measurements of ammonia losses from commercial farms in Poland. W: Final report from BAAP-programm in Poland 1999–2002. Chapter 9. Eslov: Agellus Miljokonsulter, Sweden.
- PIETRZAK S., 2000. Szacowanie emisji amoniaku z produkcji zwierzęcej W: Problemy intensyfikacji produkcji zwierzęcej z uwzględnieniem ochrony środowiska i przepisów UE. Mater. konf. Warszawa: IBMER s. 177–184.
- ROELLE P.A., ANEJA V.P., 2002. Characterization of ammonia emissions from soils in the upper coastal plain, North Carolina. Atmosph. Environ. 36 s. 1087–1097.
- SAPEK A., 1995. Emisja amoniaku z produkcji rolnej. Post. Nauk Rol. 2/95 s. 3–23.
- SAPEK B., 1998. Proces zakwaszenia wody na tle działalności rolniczej. Zesz. Edukac. 5/98. Falenty: Wydaw. IMUZ s. 41–55.
- SCHJOERRING J.K., SOMMER S.G., FERM M., 1992. A simple passive sampler for measuring ammonia emission in the field. Water Air Soil Pollution 62 s. 13–24.
- WARNECK P., 2000. Chemistry of the natural atmosphere. New York: Academic Press Inc. s. 511–517.

*Marek KIEROŃCZYK, Tadeusz MARCINKOWSKI*

### **APPLICATION OF MICROMETEOROLOGICAL METHOD OF PASSIVE DOSIMETRY TO MONITORING AMMONIA EMISSION FROM AGRICULTURAL SOURCES**

*Key words: ammonia emission, manure, quantitative measurements*

#### **S u m m a r y**

Atmospheric ammonia is more and more often identified as a major pollutant of anthropogenic origin. The main source of the gas is agricultural activity, especially animal production. Most losses of ammonia nitrogen occur at various stages of agricultural management and during the utilisation of animal excreta as manure. During storage of manure and application to the land, considerable

amounts of ammonia are released. Contribution of gaseous ammonia to eutrophication and acidification of natural ecosystems is not discussed here.

Until recently an assessment of ammonia emission has been based on different calculation which made the results highly uncertain with an error even between  $\pm 30-40\%$  [BUJSMAN i in., 1987]. In the European Union ammonia emission from agriculture was considered an environmental problem and intensive research works were initiated to elaborate precise and accurate methods to measure the emission.

In the middle of the nineties of the XX century a study on ammonia emissions from manure storage and from fields treated with solid and liquid manure was undertaken in the Division of the Institute for Land Reclamation and Grassland Farming in Elbląg. One of several variations of micrometeorological method of passive dosimetry was applied for measurements. The method scientifically described and tested in Scandinavian countries was introduced to further studies.

This paper presents the outline of methodology together with the advantages and shortcomings of the technique. In comparison with other methods this one has some advantages, especially in the field measurements. Good points of the method are: low cost of the flux samplers, possibility of multiple use, easy-to-operate measurements without using electronic apparatus.

---

Recenzenci:

*prof. dr hab. Teofil Mazur*

*prof. dr hab. Barbara Sapek*

Praca wpłynęła do Redakcji 19.12.2003 r.

