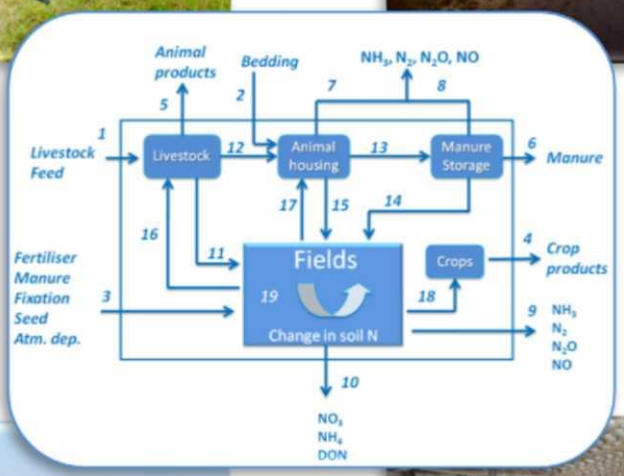
# Możliwości ograniczania emisji amoniaku

Wytyczne Grupy Zadaniowej UNECE ds. Azotu Reaktywnego



TFRN LRTAP
Long-range Transboundary Air Pollution

Opublikowane przez Centre for Ecology and Hydrology (CEH),
Edynburg UK,
w imieniu Grupy Zadaniowej ds. Azotu Reaktywnego Konwencji UNECE w sprawie transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości.
ISBN: 978-1-906698-46-1
© Centre for Ecology and Hydrology, 2014.
This publication is in copyright. It may be quoted and graphics reproduced subject to appropriate citation.

**Zalecane cytowania:**
Bittman, S., Dedina, M., Howard C.M., Oenema, O., Sutton, M.A., (eds), 2014, *Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen,* Centre for Ecology and Hydrology, Edynburg, UK

Niniejszy raport jest dostępny on-line pod adresem www.clrtap-tfrn.org, w celu otrzymania wersji papierowej prosimy o kontakt tfrn@ceh.ac.uk

# Możliwości ograniczania emisji amoniaku

## Wytyczne Grupy Zadaniowej UNECE ds. Azotu Reaktywnego

*Edytowane przez: S. Bittman, M. Dedina, C.M. Howard, O. Oenema i M.A. Sutton*

Grupa Zadaniowa ds. Reaktywnego Azotu
Konwencja o Transgranicznym Przenoszeniu Zanieczyszczeń Powietrza na Dalekie Odległości.

# Spis treści

Przedmowa ..... v
*Sutton, M.A., Oenema, O., Dalgaard, T. & Howard, C.M.*
Podsumowanie ..... vii
*Oenema, O., Sutton, M.A., Bittman, S., Dedina, M. & Howard, C.M.*
Rozdział 1: Wprowadzenie ..... 1
*Oenema, O., Sutton, M.A., Bittman, S., Dedina, M. & Howard, C.M.*
Rozdział 2: Produkcja zwierzęca i jej rozwój ..... 4
*Oenema, O., Bittman, S., Dedina, M. & Sutton, M.A.*
Rozdział 3: Zarządzanie azotem uwzględniając cały cykl azotu ..... 6
*Oenema, O., Bittman, S., Dedina, M., Howard, C.M., Sutton, M., Hutchings, N.J. & Winiwarter, W.*
Rozdział 4: Strategie żywienia zwierząt hodowlanych ..... 10
*Oenema, O., Tamminga, S. Menzi, H., Aarnink, A.J.A., Pineiro Noguera, C. & Montalvo Bermejo, G.*
Rozdział 5: Warunki trzymania zwierząt ..... 14
*Groenestein, C.M., Valli, L., Pineiro Noguera, C., Menzi, H., Bonazzi, G., Dohler, H., van der Hoek, K., Aarnink, A.J.A., Oenema, O., Kozlova, N., Kuczynski, T., Klimont, Z. & Montalvo Bermejo, G.*
Rozdział 6: Techniki magazynowania obornika ..... 26
*Amon, B., Smith, K., Valli, L., Dohler, H., Hansen, M.N., Menzi, H., Wulf, S., Webb, J., Klimont, Z. & Fiani, E.*
Rozdział 7: Techniki stosowania obornika ..... 29
*Webb, J., Lalor, S.T.J., Bittman, S., Misselbrook, T., Sutton, M.A., Menzi, H., Dohler, H., Smith, K., Gyldenkaerne, S., Hutchings, N.J., van der Hoek, K., Fiani, E., Lukin, S. & Klimont, Z.*
Rozdział 8: Zastosowanie nawozów ..... 41
*Misselbrook, T., Webb, J., Palliere, C., Sutton, M.A., Lukin, S. & Wade, B.*
Rozdział 9: Inne rozwiązania związane z azotem rolniczym ..... 45
*Bittman, S. & Sutton, M.A.*
Rozdział 10: Nierolnicze stacjonarne i mobilne źródła ..... 47
*Bittman, S., Dedina, M., Oenema, O. & Sutton, M.A.*
Załącznik I: Informacje uzupełniające: Zarządzanie azotem ..... 50
*Oenema, O., Bittman, S., Dedina, M., Howard, C.M. & Sutton, M.A.*
Załącznik II: Informacje uzupełniające: Strategie żywienia zwierząt ..... 62
*Oenema, O., Tamminga, S., Menzi, H., Aarnink, A.J.A., Pineiro Noguera, C. & Montalvo Bermejo, G.*
Odniesienia ..... 70
Lista skrótów i akronimów ..... 72
Afiliacje autora ..... 82

## Przedmowa

Niniejszy dokument jest kulminacją znacznego wysiłku włożonego w celu zsyntetyzowania i aktualizacji dostępnej wiedzy na temat kontroli emisji amoniaku z działalności rolniczej do atmosfery.

Zgodnie z Konwencją o Transgranicznym Przenoszeniu Zanieczyszczeń Powietrza na Dalekie Odległości (CLRTAP) Europejskiej Komisji Gospodarczej Organizacji Narodów Zjednoczonych (UNECE), pierwsze krajowe pułapy emisji amoniaku zostały ustanowione na mocy Protokołu z Göteborga w 1999 r. Jednocześnie Protokół zawierał załącznik środków mających na celu kontrolę emisji amoniaku (znany, jako załącznik IX).

W celu zapewnienia wsparcia stronom CLRTAP w spełnianiu tych kryteriów oraz Załącznika IX, 17 sesja Organu Wykonawczego Konwentu zgodziła się na utworzenie "Ammonia Guidance Document"[1] (Wytycznymi dla Amoniaku). Znaczenie tego dokumentu zostało dodatkowo podkreślone w samym Protokole, gdzie art. 3 ust. 8 lit. b) wymaga, aby każda ze Stron w zakresie geograficznym Europejskiego Programu Monitorowania i Oceny (EMEP) "Zastosowała - gdzie uzna to za właściwe - najlepsze dostępne techniki zapobiegania i ograniczania emisji amoniaku, jak podano w Dokumencie z Wytycznymi V [Ammonia Guidance Document] przyjętym przez organ wykonawczy na jego siedemnastym posiedzeniu (decyzja 1999/1) i wszelkimi zmianami do niego". Dokument z Wytycznymi w sprawie amoniaku jest, więc prawnie ustalonym punktem odniesienia na podstawie, którego należy rozważyć wdrożenie technik ograniczania emisji amoniaku w Protokole z Göteborga.

Pierwsza korekta Ammonia Guidance Document została dokonana przez Grupę Ekspertów ds. Amoniaku (ECE / EB.AIR / WG.5 / 2007/13) w 2007 r. Ta pierwsza korekta pojawiła się wkrótce po wejściu w życie protokołu z Göteborga z 2005r. Od tej pory pojawiły się istotne, dalsze informacje o metodach ograniczania emisji amoniaku, ich kosztach, korzyściach i aspektach praktycznych. Dokonano również znacznej rewizji samego protokołu z Göteborga, przyjmując w 2012r. nowe pułapy emisji i przepisy, (decyzja Organu Wykonawczego 2012/1). W celu poparcia tych rozwiązań i zgodnie z Planem Prac uzgodnionym przez Organ Wykonawczy przygotowano obecną (drugą) wersję Ammonia Guidance Document.

Niniejszy zrewidowany Ammonia Guidance Document opiera się wkładzie ze strony wielu ekspertów. W następstwie wcześniejszego wkładu Grupy Ekspertów ds. Amoniaku, znaczenie opracowania szerszego poglądu na temat zanieczyszczenia powietrza azotem zostało dostrzeżone przez Organ Wykonawczy, co doprowadziło do utworzenia w 2007 r. Grupy Zadaniowej ds. Azotu Reaktywnego (TFRN). TFRN "ma długoterminowy cel w zakresie opracowywania informacji technicznych i naukowych oraz możliwości, które mogą zostać wykorzystane do opracowania strategii w ramach UNECE w celu zachęcenia do koordynacji polityk w zakresie azotu w kontekście cyklu azotu, które mogłyby być wykorzystane przez inne organy spoza Konwencji z uwzględnieniem innych środków kontroli "(www.clrtap-tfrn.org). W ramach szerszej perspektywy, TFRN działa w ramach serii paneli eksperckich, w tym Panelu Ekspertów ds. Ograniczania Azotu Pochodzenia Rolniczego (EPMAN), który objął przewodnictwo prac nad drugą wersją Ammonia Guidance Document (Wytyczne dla Amoniaku).

Niniejszy, drugi Ammonia Guidance Document został przyjęty przez Organ Wykonawczy (decyzja 2012/11) i opublikowany, jako dokument ECE / EB.AIR / 120. TFRN zgodził się na swoim spotkaniu w Petersburgu, aby opublikować pracę, jako dostępny dokument zachęcający do szerszego wykorzystania, a wydrukowane będą zarówno tłumaczenia w języku angielskim jak i rosyjskim. Ammonia Guidance Document można również pobrać ze strony internetowej TFRN (www.clrtap-tfrn.org). W ramach procesu rozpowszechniania przygotowano także niemiecką wersję językową niniejszego dokumentu, do której link został opublikowany na stronie internetowej TFRN.

Choć formalne sprawozdania TFRN dla Grup Roboczych UNECE ds. Strategii i Oceny (WGSR) i Organu Wykonawczego są anonimowe, to niniejsza publikacja zmierza w ten sposób do uznania wszystkich autorów, którzy wnieśli swój wkład do procesu zmian. Jak będzie można zauważyć, niniejsza zmiana Ammonia Guidance Document obejmuje współautorów z całego obszaru UNECE, z wkładem pochodzącym z 15 krajów, jak również Centrum EMEP ds. Zintegrowanego Modelu Oceny (CIAM). Niniejszym wyrażamy naszą wdzięczność za dużą ilość otrzymanych danych, a także za wkład pochodzący od wielu recenzentów, opinie zainteresowanych stron i uwagi krajów. Szczególnie serdecznie dziękujemy Sekretariatowi

[1] Oficjalnie zatytułowany "Guidance Document for Preventing and Abating Ammonia Emissions from Agricultural Sources" "Wytyczne dotyczące zapobiegania i ograniczania emisji amoniaku pochodzącego ze źródeł rolniczych", a także wymieniony jako Guidance Document V, decyzja Organu Wykonawczego 1999/1.

UNECE za ich wsparcie w całym procesie, na wdzięczność zasługują zwłaszcza: Fransizka Ilg, Krzysztof Olendrzyński i Albena Karadjova.

Ammonia Guidance Document jest zaawansowanym dokumentem referencyjnym służącym zapobieganiu i ograniczaniu emisji amoniaku pochodzącego ze źródeł rolniczych, do wykorzystania głównie przez decydentów, producentów i naukowców. Pokazuje on różne możliwe środki w całym łańcuchu "karmienia - trzymania - zarządzania obornikiem". Dokument omawia skuteczność środków, a także koszt ekonomiczny środków. Dodatkowe informacje dotyczące kosztów ekonomicznych środków redukcji emisji można znaleźć w publikacji TFRN "Economic costs of ammonia emissions abatement" (Koszty ekonomiczne redukcji emisji amoniaku) (Reis i in. 2014).

Ponadto, zmiana Protokołu z Göteborga z 2012 potwierdziła zobowiązanie Stron do CLRTAP dla ustanowienia "doradczego kodeksu dobrej praktyki rolniczej w celu kontroli emisji amoniaku" (załącznik IX do protokołu z Göteborga pkt 3). Dla poparcia tego wymogu TFRN pracując poprzez EPMAN przygotowuje obecnie przegląd "Kodeksu ramowego dla dobrej praktyki rolniczej UNECE w celu zmniejszenia emisji amoniaku" (EB.AIR / WG.5 / 2001/7). Nacisk w zmienionym Kodeksie Ramowy będzie kładziony na praktyczne podejścia, oferując ramy, aby wspomóc decydentów oraz służby doradcze w dopracowywaniu i publikowaniu własnych krajowych kodeksów w zakresie amoniaku, które będą wykorzystywane przez służby doradcze i rolników.

Mark A. Sutton, Oene Oenema[2], Tommy Dalgaard[3]
*Współprzewodniczący Grupy Zadaniowej UNECE ds. Azotu Reaktywnego.*

Clare M. Howard
*Koordynator Grupy Zadaniowej, TFRN.*

Edynburg, Wageningen i Aarhus, luty 2014

[2] *Współprzewodniczący do 2013*
[3] *Współprzewodniczący od 2014*

*O. Oenema, MA. Sutton, S. Bittman, M. Dedina & C.M. Howard*

1. 1. Celem niniejszego dokumentu jest zapewnienie wytycznych dla Stron Konwencji Europejskiej Komisji Gospodarczej Organizacji Narodów Zjednoczonych (EKG) transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości, w celu identyfikacji dla środków kontroli emisji amoniaku ($NH_3$) w celu ograniczenia emisji z rolnictwa, jak wskazano w Załączniku IX do Protokołu w sprawie Redukcji Zakwaszenia, Eutrofizacji i Ozonu Naziemnego (Protokół z Göteborga).

2. Niniejszy dokument podsumowuje:

(a) aktualną wiedzę na temat technik i strategii ograniczania emisji $NH_3$;

(b) naukowe i techniczne uzasadnienie technik i strategii;

(c) koszty ekonomiczne technik w relacji euro - kilogram (kg) zredukowanego $NH_3$;

(d) wszelkie limity lub ograniczenia w stosowaniu technik.

3. Dokument odnosi się do środków ograniczających emisję $NH_3$ w następujących obszarach:

(a) zarządzanie azotem (N), biorąc pod uwagę cały cykl N;
(b) strategie żywienia zwierząt;
(c) techniki trzymania zwierząt;
(d) techniki przechowywania obornika;
(e) techniki stosowania obornika;
(f) techniki stosowania nawozów sztucznych;
(g) inne środki dotyczące N rolniczego;
(h) Działania związane ze źródłami nierolniczymi i stacjonarnymi.

4. **Zarządzanie azotem** stanowi integralny środek mający zmniejszyć straty N. Zarządzanie azotem opiera się na założeniu, że zmniejszenie nadwyżki azotu (Nsurplus) i zwiększenie efektywności wykorzystania N (NUE) przyczyniają się do zmniejszenia emisji $NH_3$. W gospodarstwach z hodowlą mieszaną, od 10% do 40% Nsurplus związana jest z emisją $NH_3$. Zarządzanie azotem ma również na celu zidentyfikowanie i zapobieganie zamianom zanieczyszczeń między różnymi związkami N i przedziałami środowiska. Utworzenie równowagi N wejściowej - wyjściowej na poziomie gospodarstwa jest warunkiem wstępnym optymalizacji zarządzania N w sposób integralny**.**

5. Koszt ustanowienia równowagi N w gospodarstwie mieści się w przedziale 200-500 EUR na gospodarstwo rocznie (równowaga gospodarstw rolnych oznacza rozliczanie wszystkich źródeł wejściowych N, takich jak pasza, nawozy, itp. oraz wszystkich źródeł wyjściowych N w produktach). Należy zauważyć, że nie uwzględniono tutaj kosztów związanych z edukacją, promocją i uruchomieniem. Koszt zwiększenia NUE poprzez poprawę zarządzania mieści się w przedziale od 1,0 do 1,0 euro za kg zaoszczędzonego N. Możliwe oszczędności związane są z niższym kosztem nawozu i poprawą jakości plonów. Możliwe koszty związane są ze zwiększonym kosztem usług doradczych i analizami gleb, upraw, pasz i obornika. Nie uwzględniono tutaj ekonomicznego kosztu możliwych inwestycji w techniki, ale omówiono je z innymi przepisami. Tabela ES1 zawiera orientacyjne zakresy dla i Nsurplus równowagi wejściowej - wyjściowej różnych systemów hodowli. Zakresy te służą, jako przybliżone wskazówki; można je bardziej spersonalizować dla poszczególnych gospodarstw i dla danego kraju. NUE powinno być zarządzane w zgodzie z ogólną skutecznością składników odżywczych i innymi czynnikami, takimi jak zwalczanie szkodników.

**Tabela ES1**

**Orientacyjne zakresy dla docelowej Nsurplus i NUE, jako funkcji systemu prowadzenia działalności rolniczej, gatunków upraw i kategorii zwierząt.**

| *Systemy działalności rolniczej* | *Gatunki/kategorie* | *NUE (kg/kg)* | *Nsurplus (kg/ha/rok)* | |
|---|---|---|---|---|
| Specjalistyczne systemy uprawy | Rośliny uprawne | 0,6-0,9 | 0-50 | Zboża mają wysoką, rośliny korzeniowe niską NUE |
| | Ważywa | 0,4-0,8 | 50-100 | Warzywa liściaste mają niską NUE |
| | Owoce | 0,6-0,9 | 0-50 | |
| Systemy przeżuwaczy na bazie trawy | Bydło mleczne | 0,3-0,5 | 100-150 | Wysoka wydajność mleka, wysoka NUE; niska gęstość obsady, niska Nsurplus |
| | Bydło mięsne | 0,2-0,4 | 50-150 | Produkcja cielęciny, wysoka NUE; 2-letnie bydło wołowe niska NUE |
| | Owce i kozy | 0,2-0,3 | 50-150 | |
| Systemy mieszane zwierzęta - uprawy | Bydło mleczne | 0,4-0,6 | 50-150 | Produkcja cielęciny, wysoka ZEN; karmienie koncentratem, wysoka NUE |
| | Bydło mięsne | 0,3-0,5 | 50-150 | |
| | Świnie | 0,3-0,6 | 50-150 | |
| | Drób | 0,3-0,6 | 50-150 | |
| | Inne zwierzęta | 0,3-0,6 | 50-150 | |
| Systemy bezrolne | Bydło mleczne | 0,8-0,9 | n.d.[a] | wielkość wyjściowa N poprzez mleko, obornik + strata - N ~ jest równa wielkości wejściowej N; Nsurplus to gazowe straty N z trzymania i magazynowania |
| | Bydło mięsne | 0.8-0.9 | n.d.[a] | |
| | Świnie | 0.7-0.9 | n.d.[a] | |
| | Drób | 0.6-0.9 | n.d.[a] | |
| | Inne zwierzęta | 0.7-0.9 | n.d.[a] | |

[a] Nie dotyczy, ponieważ gospodarstwa te nie mają zasadniczo żadnych gruntów. Jednakże Nsurplus może zostać wyrażona w kg na gospodarstwo rocznie. W przypadku, gdy wszystkie produkty zwierzęce, w tym zwierzęcy obornik oraz wszystkich pozostałości i odpady są wysyłane, Nsurplus może wynosić od 0 do 1000 kg na gospodarstwo rocznie, w zależności od wielkości gospodarstwa i strat gazowych N.

6. **Strategie karmienia zwierząt hodowlanych** zmniejszają emisję $NH_3$ z obornika, zarówno w odniesieniu do trzymania jak i składowania, a następnie zastosowanie na gruncie. Strategia karmienia zwierząt gospodarskich jest trudniejsza do zastosowania w przypadku wypasania zwierząt, ale emisje z pastwisk są niskie, a wypasanie jest zasadniczo środkiem kategorii 1.[4] Strategie karmienia zwierząt hodowlanych są wdrażane poprzez: (a) karmienie fazowe (b) karmienie paszą z niską zawartością białka lub bez dodatku lub bez dodatku specyficznych aminokwasów syntetycznych i białka bypassowego żwaczy (c) zwiększenie zawartości polisacharydu nieskrobiowego w paszy oraz (d) suplementację substancji obniżających pH, takich jak kwas benzoesowy. Karmienie fazowe jest efektywnym i ekonomicznie atrakcyjnym środkiem, nawet, jeśli

Patrz pkt. 18 i 19 dla opisu różnych kategorii.

wymaga dodatkowych instalacji. Młode zwierzęta i zwierzęta o wysokiej produktywności wymagają większego stężenia białka niż starsze mniej produktywne zwierzęta. Połączone emisje $NH_3$ dla wszystkich źródeł hodowli spadają w przybliżeniu o 10%, gdy średnia zawartość białka zmniejsza się o 10 gramów na kg (1%) w diecie. Koszt ekonomiczny strategii żywienia zwierząt jest uzależniony od kosztu składników pasz i możliwości dostosowania tych składników w zależności od dostępności do optymalnych proporcji.

**Tabela ES2**

**Wskaźniki docelowych poziomów białka (%) suchej paszy o standardowej zawartości suchej masy wynoszącej 88% w przypadku zwierząt trzymanych w gospodarstwie domowym, w zależności od kategorii zwierząt i dla różnych poziomów ambicji**

| | *Średnia zawartość białka surowego w paszy dla zwierząt (%)[a]* | | |
|---|---|---|---|
| *Animal type* | *Niska ambicja* | *Średnia ambicja* | *Wysoka ambicja* |
| **Bydło** | | | |
| Bydło mleczne, wczesna laktacja (> 30 kg/dzień) | 17–18 | 16–17 | 15–16 |
| Bydło mleczne, wczesna laktacja (< 30kg/dzień) | 16–17 | 15–16 | 14–15 |
| Bydło mleczne, późna laktacja Bydło na wymianę (młode bydło) | 15–16 | 14–15 | 12–14 |
| Cielęcina | 20–22 | 19–20 | 17–19 |
| Wołowina < 3 miesięcy | 17–18 | 16–17 | 15–16 |
| Wołowina > 6 miesięcy | 14–15 | 13–14 | 12–13 |
| **Świnie** | | | |
| Lochy, prośne | 15–16 | 14–15 | 13–14 |
| Lochy, laktacja | 17–18 | 16–17 | 15–16 |
| Warchlak <10 kg | 21–22 | 20–21 | 19–20 |
| Prosię, 10-25 kg | 19–20 | 18–19 | 17–18 |
| Tucznik, 25-50 kg | 17–18 | 16–17 | 15–16 |
| Tucznik, 50-110 kg | 15–16 | 14–15 | 13–14 |
| Tuczniki, >110 kg | 13–14 | 12–13 | 11–12 |
| **Kurczaki** | | | |
| Kurczak, broilery, starter | 22–23 | 21–22 | 20–21 |
| Kurczak, broilery, grower | 21–22 | 20–21 | 19–20 |
| Kurczak, brojlery, finiszer | 20–21 | 19–20 | 18–19 |
| Kurczak, nioski, kurczak 18-40 tygodni | 17–18 | 16–17 | 15–16 |
| Kurczak, nioski, > 40 tygodni | 16–17 | 15–16 | 14–15 |
| **Indyki** | | | |
| Indyki, < 4 tygodni | 26–27 | 25–26 | 24–25 |
| Indyki, 5-8 tygodni | 24–25 | 23–24 | 22–23 |
| Indyki, 9-12 tygodni | 21–22 | 20–21 | 19–20 |
| Indyki, 13-16 tygodni | 18–19 | 17–18 | 16–17 |
| Indyki, > 16 tygodni | 16–17 | 15–16 | 14–15 |

Uwaga: zmniejszenie zawartości białka w paszy o 1% może obniżyć całkowite emisje $NH_3$ z wszystkich źródeł o 10%.
[a] z odpowiednio wyważonym i optymalnym dostarczanym aminokwasem.

Poniżej przedstawiona jest aktualna praktyka, która różni się znacząco pomiędzy krajami i w zakresie wydajności zwierząt, chociaż skutki w tym ostatnim przypadku są bardziej widoczne dla producentów. Koszt manipulacji dietą mieszczą się w przedziale od 10 do 10 EUR na 1000 kg paszy, w zależności od warunków rynkowych i kosztów składników pasz i syntetycznych aminokwasów. Dlatego też, w pewnych latach będą widoczne korzyści, podczas gdy w innych pojawią są koszty związane ze zmianami diety. Tabela ES2 podsumowuje możliwe cele dotyczące obniżania wartości białka utrzymując wydajność produkcyjną dla każdej kategorii zwierząt (patrz również załącznik II). Należy zauważyć, że wzrost

kosztów ekonomicznych wzrasta ponieważ ambicja zmniejszenia średniej zawartości białka zwiększa się z niskiej do wysokiej.

7. W przypadku zwierząt trzymanych, zmniejszenie emisji $NH_3$ opiera się na jednej lub kilku następujących zasadach:

(a) zmniejszenie powierzchni zanieczyszczonej obornikiem;
(b) szybkie usuwanie moczu; szybkie rozdzielanie odchodów i moczu;
(c) zmniejszenie prędkości przepływu i temperatury powietrza powyżej obornika;
(d) zmniejszenie pH i temperatury obornika;
(e) suszenie obornika (zwłaszcza pomiotu drobiowego);
(f) usuwanie (płuczka) $NH_3$ z powietrza wylotowego;
(g) zwiększenie czasu wypasania.

8. Wszystkie zasady zostały zastosowane w technikach kategorii 1 (tj. pewnych z naukowego punktu widzenia i sprawdzonych w praktyce). Różne kategorie zwierząt wymagają różnych systemów ich trzymania i warunków środowiskowych, a więc różnych technik. Ze względu na ich zróżnicowane wymagania i warunki przetrzymywania, istnieją różne przepisy w zależności od kategorii zwierząt. Stosowanymi odniesieniami są najbardziej konwencjonalne systemy mieszkaniowe bez technik zmniejszania emisji $NH_3$. Koszty technik obniżenia emisji $NH_3$ z miejsc przetrzymywania zwierząt związane są z a) amortyzacją inwestycji; (b) zwrotem z inwestycji; (c) energią oraz (d) eksploatacją i konserwacją. Oprócz kosztów istnieją korzyści związane ze polepszeniem zdrowia zwierząt i ich wydajnością. Korzyści te są trudne do określenia ilościowego i nie zawsze były uwzględniane w całkowitych kosztach. Koszty ekonomiczne różnią się ze względu na różne techniki / warianty i wielkości gospodarstw; techniki dla miejsc przetrzymywania bydła są nadal w fazie opracowywania. Tabela ES3 przedstawia przegląd redukcji emisji i kosztów ekonomicznych dla głównych kategorii zwierząt.

**Tabela ES3**

**Techniki redukcji emisji amoniaku dla miejsc przetrzymywania zwierząt, ich poziomy redukcji emisji i związane z nimi koszty**

| Kategoria | *Redukcja emisji w porównaniu z wartością referencyjną (%)* [a] | *Dodatkowy koszt (€/kg zredukowanego $NH_3$-N)* |
|---|---|---|
| Istniejąca infrastruktura przetrzymywania świń i drobiu w gospodarstwach z > 2000 tuczników lub> 750 loch lub > 40 000 drobiu | 20 | 0–3 |
| Nowa lub znacznie przebudowana infrastruktura przetrzymywania bydła | 0-70 | 1–20 |
| Nowa lub znacznie przebudowana infrastruktura przetrzymywania świń | 20-90 | 1–20 |
| Nowa lub znacznie przebudowana infrastruktura przetrzymywania broilerów | 20-90 | 1-15 |
| Nowa lub znacznie przebudowana infrastruktura przetrzymywania niosek | 20-90 | 1-9 |
| Nowa lub znacznie przebudowana infrastruktura przetrzymywania zwierząt w gospodarstwach dla zwierząt innych niż wymienione w tej tabeli | 0-90 | 1-20 |

[a] Wartości referencyjne są określone w dalszej części wytycznych.

9. W odniesieniu do **magazynowania obornika** zmniejszenie emisji $NH_3$ opiera się na jednej lub kilku następujących zasadach a) zmniejszeniu powierzchni, na której mogą mieć miejsce emisje, tj. poprzez przykrycie miejsca składowania, zachęcanie do zasklepiania i zwiększania głębokości miejsc magazynowania; (b) zmniejszenie siły źródła powierzchni

emitującej, tj. przez obniżenie stężenia pH i amoniaku ($NH_4$) oraz (c) minimalizowanie zakłóceń takich jak napowietrzanie. Wszystkie zasady zostały zastosowane w technikach kategorii 1 (tj. pewnych z naukowego punktu widzenia i sprawdzonych w praktyce). Zasady te są zasadniczo stosowane w odniesieniu do magazynów gnojowicy i obornika. Jednakże możliwości praktyczne są większe w odniesieniu do w magazynów gnojowicy niż obornika. Odniesieniem tutaj jest otwarty magazyn gnojowicy bez skorupy i odkryta sterta obornika.

10. Koszty technik stosowanych do obniżenia emisji NH3 z magazynowania są związane z a) amortyzacją inwestycji; (b) zwrotem z inwestycji oraz (c) konserwacją. Poniżej przedstawiono całkowite koszty w przeliczeniu na euro za kg zaoszczędzonego azotu - amoniaku ($NH_3$-N) (tabela ES4). Oprócz kosztów istnieją również korzyści związane ze zmniejszeniem emisji nieprzyjemnych zapachów, zmniejszenie gromadzenia się wody deszczowej i zwiększenie bezpieczeństwa (brak otwartych otworów); niektóre z tych korzyści są trudne do określenia ilościowego i dlatego nie zostały tu uwzględnione. Zakresy kosztów odnoszą się do różnych technik / wariantów i wielkości gospodarstwa. Należy pamiętać, że koszt samego systemu magazynowania nie jest uwzględniany w kosztorysie tabeli ES4. Niektóre osłony mogą być zastosowane tylko w przypadku budowania nowych magazynów. Przetwarzanie obornika, takie jak separacja, kompostowanie i fermentacja mają wpływ na całkowite straty podczas "składowania".

**Tabela ES4**

**Techniki redukcji emisji amoniaku dla magazynów obornika, ich poziomy redukcji emisji i związane z nimi koszty**

| *Techniki* | *Redukcja emisji (%)* | *Koszt (€ na $m^3$ rok)* | *Koszt (€ na kg zaoszczędzonego $NH_3$-N)* |
|---|---|---|---|
| Szczelna pokrywa | > 80 | 2-4 | 1 -2,5 |
| Plastikowa pokrywa | > 60 | 1,5-3 | 0,5-1,3 |
| Pływająca pokrywa | > 40 | 1,5-3*) | 0,3-5[a] |

[a] Nie obejmuje skorupy; skorupy tworzą się naturalnie na niektórych rodzajach obornika i nie pociągają za sobą kosztów, ale są trudne do przewidzenia.

11. **11. Zastosowanie obornika niskoemisyjnego** opiera się na jednej lub kilku następujących zasadach: (a) zmniejszenie powierzchni, na której mogą wystąpić emisje, tj. poprzez zastosowanie pasma, wtrysk lub wprowadzenie; (b) zmniejszenie czasu, w którym mogą wystąpić emisje, tj. poprzez szybkie wprowadzanie gnojowicy do gleby, natychmiastowe nawadnianie lub szybką infiltrację oraz (c) zmniejszenie siły źródła powierzchni emitującej, tj. poprzez obniżenie stężenia pH i NH4 obornika (poprzez rozcieńczenie). Wszystkie zasady zostały zastosowane w technikach kategorii 1 (tj. pewnych z naukowego punktu widzenia i sprawdzonych w praktyce). Zasady te mają ogólne zastosowanie do gnojowicy i obornika. Jednakże, techniki redukcji emisji są bardziej odpowiednie i skuteczne w przypadku gnojowicy niż w przypadku obornika. W przypadku obornika najodpowiedniejszą techniką jest szybkie wprowadzenie do gleby i natychmiastowe nawadnianie. Odniesieniem tutaj jest aplikacja gnojowicy i obornika. Czwarta zasada stosowana, gdy potencjał ulatniania jest niski, na przykład w warunkach niskiej temperatury i wiatru jest uznawany za kategorię, 2· ponieważ wymaga metody walidacji. Koszty technik obniżania emisji NH3 z zastosowania są związane z: a) amortyzacją kosztów inwestycji stosującego; (b) zwrotem z inwestycji; (c) dodatkowymi kosztami ciągnika i robocizny oraz (d) eksploatacji i konserwacji.

12. W niniejszym podsumowaniu podano całkowite koszty w przeliczeniu na euro za kg zaoszczędzonego NH3-N (tabela ES5). Wspólne korzyści odnoszą się do zmniejszenia emisji nieprzyjemnych zapachów i utraty różnorodności biologicznej, a także zwiększonej smakowitości ziół, jednolitości stosowania i regularności reakcji roślin uprawnych na obornik. Niektóre z tych korzyści są trudne do określenia ilościowego, a zatem nie wszystkie zostały uwzględnione w kosztorysie. Zakres kosztów dotyczy zawartości NH4 w gnojowicy / oborniku; im wyższa zawartość NH4 tym niższy koszt redukcji. Średnie koszty są prawdopodobne w dolnej połowie zakresu, zwłaszcza w przypadku, gdy aplikacja jest wykonywana przez wykonawców w dużych gospodarstwach lub przy wykorzystaniu wspólnego sprzętu.

13. W przypadku **stosowania nawozów opartych na moczniku i amonowych**, ograniczanie emisji opiera się na jednej lub kilku następujących zasadach: a) zmniejszeniu powierzchni, na której mogą odbywać się emisje, tj. poprzez zastosowanie pasma, wtrysk lub wprowadzenie (ale należy zauważyć, że szybki wzrost pH w stężonych pasmach mocznika, zwłaszcza tam, gdzie występują duże pozostałości roślin uprawnych może prowadzić do wysokich emisji spowodowanych wzrostem pH); (b) zmniejszenie czasu, w którym mogą wystąpić emisje, tj. poprzez szybkie wprowadzenie nawozów do gleby lub poprzez nawadnianie; (c) zmniejszenie siły źródła powierzchni emitującej, tj. przez inhibitory ureazy, substancje blendujące i zakwaszające oraz (d) zakaz ich stosowania (jak w przypadku węglanu amonu). Wszystkie zasady zostały

zastosowane w technikach kategorii 1 (tj. pewnych z naukowego punktu widzenia i sprawdzonych w praktyce). Odniesieniem tutaj jest aplikacja nawozu na bazie mocznika i amonu.

**Tabela ES5**

**Techniki redukcji emisji amoniaku do aplikacji nawozów, redukcji ich poziomów emisji i powiązanych kosztów**

| *Typ obornika* | *Technika nawożenia* | *Redukcja emisji (%)* | *Koszt (€ na kg zaoszczędzonego $NH_3$-N)* |
|---|---|---|---|
| Gnojowica | Wtrysk doglebowy | > 60 | -0.5-1.5 |
| | Płytki wtrysk | > 60 | -0.5-1.5 |
| | Węże wleczone, | > 30 | -0.5-1.5 |
| | Nawożenie pasmowe | > 30 | -0.5-1.5 |
| | Rozcieńczenie | > 30 | -0.5-1.0 |
| | Systemy zarządzania | > 30 | 0.0-2.0 |
| | Bezpośrednie wprowadzenie po zastosowaniu powierzchniowym | > 30 | -0.5-2.0 |
| Obornik | Bezpośrednie wprowadzenie | > 30 | -0.5-2.0 |

14. Koszty technik obniżania emisji NH3 z nawozów są związane z: a) amortyzacją kosztów inwestycji stosującego; (b) zwrotem z inwestycji; (c) stosowaniem cięższych ciągników i dłuższym czasem pracy; oraz (c) konserwacją. Tutaj podsumowano całkowite koszty w przeliczeniu na euro za kg zaoszczędzonego NH3-N (tabela ES6). Możliwe korzyści odnoszą się do obniżenia kosztów nawozów, obniżenia kosztów stosowania w skojarzonym systemie wysiewania i nawożenia oraz zmniejszenia utraty różnorodności biologicznej. Korzyści te są trudne do określenia ilościowego i nie zostały uwzględnione. Zakresy kosztów odnoszą się do wielkości gospodarstwa (ekonomiki skali), warunków glebowych i klimatu (wysoka redukcja emisji w stosunkowo suchych warunkach). Średnie koszty znajdują się prawdopodobne w dolnej połowie zakresu, gdy nawożenie jest przeprowadzane przez wykonawców lub następuje zamiana na nawozy o niskiej emisji.

**Tabela ES6**

**Techniki redukcji emisji amoniaku do stosowania w nawozach na bazie mocznika i amonu, ich poziomy redukcji emisji i związane z tym koszty**

| *Typ nawozu* | *Technika nawożenia* | *Redukcja emisji* | *Koszt (€ na kg zaoszczędzonego $NH_3$-N)* |
|---|---|---|---|
| Mocznik | Wtrysk | > 80 | -0.5-1 |
| | Inhibitory ureazy | > 30 | -0.5-2 |
| | Wprowadzenie po nawożeniu powierzchniowym | > 50 | -0.5-2 |
| | Aplikacja na powierzchni z nawadnianiem | > 40 | -0.5-1 |
| Węglan amonu | Zakaz | ~100 | -1-2 |
| Nawozy na bazie amonu | Wtrysk | > 80 | 0-4 |
| | Wprowadzenie po nawożeniu powierzchniowym | > 50 | 0-4 |
| | Aplikacja na powierzchni z nawadnianiem | > 40 | 0-4 |

# ROZDZIAŁ 1

# WPROWADZENIE

*O. Oenema, MA. Sutton, S. Bittman, M. Dedina & CM Howard*

15. Celem niniejszego dokumentu jest zapewnienie wytycznych dla Stron Konwecji Europejskiej Komisji Gospodarczej Organizacji Narodów Zjednoczonych (EKG) transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości, w celu identyfikacji dla środków kontroli emisji amoniaku ($NH_3$) w celu ograniczenia emisji z rolnictwa, uwzględniająca cały cykl azotu (N). Niniejsze wytyczne ułatwią realizację podstawowych zobowiązań wynikających z protokołu Konwencji o zwalczaniu zakwaszania, eutrofizacji i ozonu naziemnego (protokół z Göteborga), o którym mowa w art. 3 w odniesieniu do emisji $NH_3$, a bardziej szczegółowo, przyczyni się do skutecznego wdrożenia środków wymienionych w załączniku IX oraz osiągnięcia krajowych pułapów emisji $NH_3$ wymienionych w załączniku II, tabela 3 Protokołu.

16. Dokument odnosi się do kwestii ograniczania emisji NH3 pochodzących ze źródeł rolniczych. Rolnictwo jest głównym źródłem NH3, głównie z odchodów zwierzęcych w pomieszczeniach dla zwierząt gospodarskich, podczas przechowywania, przetwarzania, obróbki i nawożenia, a także z wydalania przez zwierzęta podczas wypasu. Emisje pochodzą również z nieorganicznych nawozów N po ich zastosowaniu do gruntu oraz z roślin bogatych w N i resztek roślinnych, w tym kiszonki traw. Emisje mogą zostać zmniejszone dzięki środkom redukcji emisji we wszystkich wymienionych obszarach, ale z różnym stopniem praktyczności, skuteczności oraz kosztów.

17. Pierwsza wersja niniejszego wytycznych (patrz EB.AIR / 1999/2) zawiera ogólne wytyczne dotyczące zmniejszenia emisji NH3. Ta oryginalna wersja została zmieniona w 2007 (ECE / EB.AIR / WG.5 / 2007/13). Obecna wersja jest w dalszym ciągu poddawana przeglądowi i odzwierciedla stan rozwoju naukowego i technologicznego na początku 2012 roku.

18. W niniejszym dokumencie, strategie i techniki ograniczania emisji NH3 i strat N są zgrupowane w trzy kategorie:

**(a) techniki i strategie Kategorii 1:** są one dobrze zbadane, uznane za praktyczne lub potencjalnie praktyczne, a także istnieją dane ilościowe dotyczące ich skuteczności w redukcji, przynajmniej w skali eksperymentalnej**;**

(b) **techniki i strategie Kategorii 2:** są obiecujące, ale badania na ich temat są obecnie niewystarczające lub zawsze będzie trudno ogólnie określić ich skuteczność redukcji. Nie znaczy to, że nie mogą być użyte, jako element strategii redukcji NH3, w zależności od lokalnych uwarunkowań;

**(c) techniki i strategie Kategorii 3:** nie zademonstrowano jeszcze ich skuteczności lub mogą zostać wykluczone z przyczyn praktycznych**.**

19. Na podstawie dostępnych badań, techniki kategorii 1 można uznać za sprawdzone do użytku w strategiach redukcji emisji. We wspomnianych strategiach redukcji emisji można również zastosować techniki kategorii 2 i kategorii 3. Jednakże w odniesieniu do tych kategorii, Strony je stosujące powinny dostarczyć niezależne weryfikacje w celu wykazania redukcję emisji $NH_3$, które zgłaszają. Należy zauważyć, że do klasyfikacji nie uwzględnia się kosztu techniki. Informacje o kosztach są dostarczane w celu wsparcia decyzji dotyczących wykorzystania technik.

20. Na poziomie Unii Europejskiej (UE) i na podstawie Dyrektywy w sprawie Zintegrowanego Zapobiegania Zanieczyszczeniom i ich Kontroli (IPPC)[5] (zastąpionej w listopadzie 2011 r. Przez Dyrektywę ws. Emisji Przemysłowych)[6]

[5] Dyrektywa 2008/1 / WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 15 stycznia 2008 r. Dotycząca zintegrowanego zapobiegania zanieczyszczeniom i ich kontroli.

przygotowano osobny zestaw wytycznych w celu zmniejszenia zakresu emisji zanieczyszczeń pochodzących od dużych świń i jednostek drobiarskich. Dokument Referencyjny dotyczący Najlepszych Dostępnych Technik Intensywnego Chowu Drobiu i Świń[7] jest obecnie w fazie przeglądu. Dokument referencyjny najlepszych dostępnych technik UE (BAT) (lub BREF) tylko w niewielkim stopniu pokrywa z niniejszymi wytycznymi, ponieważ w tym przypadku BAT został zdefiniowany tylko dla sektora trzody chlewnej i drobiowej i nie został określony dla bydła i owiec lub inwentarza żywego, ani dla stosowania na gruncie nawozów naturalnych i sztucznych. Obecny dokument jest bardziej spójny dla gospodarstw i sektorów, ponieważ dotyczy również emisji NH3 ze stosowania nawozów naturalnych i sztucznych na gruncie oraz różnych innych źródeł.

21. Możliwości redukcji NH3 na różnych etapach produkcji i przetwarzania nawozu zwierzęcego, są wzajemnie uzależnione, a kombinacje środków nie są po prostu addytywne pod względem ich łącznej redukcji emisji. Kontrolowanie emisji z zastosowań nawozu naturalnego do gruntu jest szczególnie ważne, ponieważ jest on na ogół znacznym składnikiem całkowitych emisji zwierząt hodowlanych oraz dlatego, że stosowanie na gruncie jest ostatnim etapem obchodzenia się z nawozami. Bez redukcji na tym etapie wiele korzyści z ograniczania podczas przetrzymywania i składowania - co jest często bardziej kosztowne - może zostać utraconych. Podobnie kontrolowanie emisji ze stosowania na gruncie będzie mniej korzystne dla całkowitych strat w gospodarstwach rolnych i wydajności stosowania - N, jeśli duże straty mają miejsce w stodołach i magazynach. Redukcja poziomu wydalania - N zwierząt hodowlanych ma bezpośredni wpływ na emisje i została dodana do niniejszego dokumentu. Ze względu na tę współzależność, Strony powinny w jak największym stopniu wykorzystać modele, w których oceniony jest ogólny przepływ masy N w celu zoptymalizowania ich strategii redukcji emisji. Zatem, do niniejszego dokumentu dodano również cały kontekst gospodarstwa, w tym karmienie zwierząt.

22. Wiele środków może pociągać za sobą zarówno koszty kapitałowe jak i operacyjne (patrz Tabela 1 lit. a) i b). Oprócz obliczeń teoretycznych opierających się na wydatkach kapitałowych i operacyjnych, należy w miarę możliwości korzystać z rzeczywistych danych dotyczących kosztów (np. naliczonych przez wykonawców). Oprócz obliczania kosztów bezpośrednich, należy w miarę możliwości obliczyć korzyści płynące ze środków. W wielu przypadkach łączne korzyści dla rolnika (np. zmniejszenie zapotrzebowania na nawozy mineralne, poprawa elastyczności agronomicznej, zmniejszenie emisji innych zanieczyszczeń, mniej skarg ze względu na zapach) może przewyższać koszty. Porównanie kosztu netto dla rolnika (tzn. koszt minus korzyść) z innymi korzyściami dla środowiska (np. poprawa jakości powietrza, wody i gleby, zmniejszenie utraty różnorodności biologicznej, ograniczenie zakłóceń klimatycznych) wykracza poza zakres niniejszego dokumentu.

23. Koszty technik będą się różniły w zależności od kraju. Należy zauważyć, że ze względu na korzyści ekonomii skali, niektóre techniki redukcji emisji mogą być bardziej opłacalne w dużych, niż w małych gospodarstwach rolnych. Dzieje się tak szczególnie wtedy, gdy technika redukcji emisji wymaga zakupu wyposażenia kapitałowego, np. aplikatorów gnojowicy o zredukowanej emisji. W takich przypadkach koszty jednostkowe maleją wraz ze wzrostem objętości obornika/gnojowicy. Większe obciążenie kosztowe dla mniejszych gospodarstw może mieć również miejsce w przypadku natychmiastowego wprowadzenia obornika. Zarówno w przypadku aplikacji gnojowicy jak i wprowadzenia obornika koszty małych gospodarstw będą często redukowane przez rozłożenie kosztów wyposażenia na kilka gospodarstw, poprzez wykorzystanie wykonawców z dostępem do odpowiedniego sprzętu, niekiedy lokalnie zaprojektowanego i zbudowanego. Dlatego też można ograniczyć górny zakres kosztów koncentrując się na średnich i dużych gospodarstwach.

24. Tam gdzie jest to możliwe, techniki wymienione w niniejszym dokumencie są jasno zdefiniowane i oceniane w relacji do sytuacji "referencyjnej" lub braku ograniczenia. Sytuacja referencyjna w stosunku do której obliczana jest procentowa redukcja emisji, jest określona na początku każdego rozdziału. W większości przypadków odniesienie jest praktyką lub projektem, który jest najczęściej stosowaną techniką stosowaną obecnie w gospodarstwach rolnych w regionie ECE i służy do tworzenia inwentaryzacji bazowych.

25. Przy wprowadzaniu nowych środków, pojawiają się często koszty związane z edukacją, promocją i uruchomieniem, które nie są tu rozpatrywane. W większości przypadków istnieją znaczne współkorzyści wynikające ze środków, które nie zostały uwzględnione w kosztorysowaniu, które poprawią ogólny stan działalności rolniczej i społeczeństwa. Przykładem jest redukcja zapachu wynikająca z redukcji emisji, co przyniesie korzyści społeczeństwu (a może nawet poprawi turystykę) oraz rolnikom i ich rodzinom. Oszczędności wtórne również nie są liczone: na przykład, zredukowane zanieczyszczenie i zużycie energii przez zakłady produkcji nawozów dzięki lepszemu zachowaniu NH3 w gospodarstwach. Niektóre działania (np. wtrysk nawozu naturalnego, pokrywy dla obornika na placu w gospodarstwie

[6] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75 / UE z dnia 24 listopada 2010 r. W sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola).

[7] Dostępny pod adresem: http://eippcb.jrc.es/reference/irpp.html (przeglądany w dniu 24 maja 2013 r).

(FYM), zakwaszanie, płukanie powietrza odlotowego) zmniejszają ryzyko zanieczyszczenia dróg wodnych N, innymi substancjami odżywczymi, patogenami i innymi zanieczyszczeniami.

Tabela 1 (a)

**Koszty kapitałowe (Wydatki kapitałowe (CAPEX))[8]**

| *Płatność* | *Uwagi* |
|---|---|
| Kapitał na wyposażenie stałe lub maszyny | Stałe wyposażenie obejmuje budynek, instalacje, konwersje budynków, zbiorniki na karmę lub pokrywy zbiorników obornika.<br>Maszyny obejmują podajniki paszy,<br>sprzęt polowy do aplikacji obornika lub sprzęt do<br>przetwarzania obornika, itp. |
| Koszty robocizny instalacji | Użyć opłat za kontrakt, jeśli są typowe. Jeśli pracownicy w gospodarstwie są zwykle wykorzystywani do instalacji konwersji, zatrudniony personel powinny być oceniane według typowych stawek godzinowych. Wkład rolników powinien być naliczany według kosztu alternatywnego. |
| Dotacje | Odjąć wartość dotacji kapitałowych dostępnych dla rolników. |

Tabela 1 (b)

Koszty roczne (wydatki operacyjne (OPEX)): roczny koszt związany z wprowadzeniem techniki

| *Płatność* | *Uwagi* |
|---|---|
| Roczny koszt kapitału powinien być obliczany w ramach cyklu życiowego Inwestycji. | Użyć standardowej formuły. Warunek ten będzie zależeć od życia gospodarczego.<br>Konwersje muszą uwzględniać pozostałość pierwotnego obiektu. |
| Należy obliczyć naprawy związane z inwestycją<br>Należy obliczyć naprawy związane z inwestycją | Pewien odsetek kosztów kapitałowych. |
| Zmiany w koszcie robocizny | Dodatkowe godziny x koszt za godzinę. |
| Koszty paliwa i energii | Może pojawić się potrzeba uwzględniania dodatkowych wymagań dotyczących zasilania. |
| Zmiany w wydajności zwierząt hodowlanych | Zmiany w diecie lub warunkach przetrzymywania mogą wpływać na wydajność z konsekwencjami w odniesieniu do kosztów |
| Oszczędności kosztów i korzyści z produkcji | Wprowadzenie technik często prowadzi do oszczędności dla rolnika. W miarę możliwości powinny one być obliczane ilościowo. Osobno należy zwrócić uwagę na unikanie grzywien za zanieczyszczenie w kosztorysowaniu korzyści. |

[8] CAPEX (nowy) oznacza koszty inwestycji w nowych sytuacjach w związku z budową w przeciwieństwie do CAPEX (modernizacja) co oznacza odbudowę lub remonty budynków.

# ROZDZIAŁ 2

## Produkcja i rozwój produkcji zwierzęcej

*O. Oenema, S. Bittman, M. Dedina & MA. Sutton*

26. Odchody zwierząt hodowlanych w budynkach, w których są przetrzymywane, podczas magazynowania obornika, przetwarzania, obróbki i aplikacji do gruntu oraz od odchody zwierząt na pastwisku, są głównymi źródłami emisji NH3 w większości krajów ECE. Z tego względu konieczne jest podanie tutaj krótkich informacji na temat sektora hodowli zwierząt.

27. Sektor hodowli zwierząt gospodarskich jest ważnym czynnikiem przyczyniającym się do globalnej gospodarki żywnościowej i rolniczej oraz odżywiania i kultury ludzi, stanowiący 40% wartości światowej produkcji rolnej i zapewniający od 10% do 15% wszystkich kalorii żywności i jednej czwartej białka dietetycznego. W większości krajów rozwijających się, jest to najszybciej rozwijający się segment sektora rolniczego. Oczekuje się, że sektor zwierząt hodowlanych zapewni bezpieczne i obfite pożywienie dla rosnącej liczby mieszkańców miast i środki utrzymania dla blisko miliarda ubogich producentów, umożliwia jednocześnie eksploatację nieużytków, zapewnia bezpieczeństwo żywnościowe w przypadku klęsk w produkcji roślinnej dla rolników, wykorzystuje odpady żywnościowe oraz straty i pozostałości na polach, dostarcza paliw, koncentratów oraz poddaje recyklingowi składniki odżywcze w gospodarstwach rolnych, jak również globalnych dóbr publicznych związanych z bezpieczeństwem żywności, zrównoważonym środowiskiem i zdrowiem publicznym (Geers i Madec 2006 r. FAO Steinfeld i in. 2010).

28. 28. Podczas, gdy zwierzęta hodowlane zapewniają różne użyteczne funkcje społeczeństwu, a popyt na produkty mleczarskie, mięsne i jajeczne będą nadal rosły w nadchodzących dziesięcioleciach, to wzrasta presja na systemy (intensywnej) produkcji zwierzęcej, aby stały się bardziej przyjazne dla środowiska. Sektor zwierząt hodowlanych jest największym użytkownikiem ziemi na świecie i jest związany z wylesianiem i utratą różnorodności biologicznej (Steinfeld i in. 2006 FAO, 2009 Steinfeld i in. 2010). Jest również głównym użytkownikiem wody pitnej, głównie w związku z produkcją paszy dla zwierząt, podczas, gdy zasoby wody pitnej na niektórych obszarach stają się trudnodostępne. Produkcja zwierzęca jest głównym źródłem atmosferycznego $NH_3$ i gazów cieplarnianych, takich jak metan ($CH_4$) i tlenek azotu ($N_2O$). Emisje $NH_3$ pochodzą głównie z N w odchodach zwierzęcych. Emisje $NH_3$ pochodzące z produkcji zwierzęcej są powiązane z rodzajem, liczbą i potencjałem genetycznym zwierząt, żywieniem i zarządzaniem zwierzętami gospodarskimi oraz technologią trzymania zwierząt i zarządzania obornikiem (Bouwman i in. 1997, Steinfeld i in. 2006; Oenema i in. 2008). Zwierzęta hodowlane zdominowały wymóg reaktywnego N w Europie. Na przykład, European Nitrogen Assessment (europejska ocena azotu) szacuje, że 85% zebranego N trafia do paszy dla zwierząt hodowlanych, a tylko 15% odżywia bezpośrednio ludzi (Sutton i in. 2011).

29. Systemy produkcji zwierzęcej można ogólnie sklasyfikować do: (a) systemów wypasu; (b) systemów mieszanych oraz (c) całkowicie zamkniętych systemów bez ziemi rolnej lub przemysłowych (np. Sere Steinfeld i Groenewold 1996). Systemy oparte na wypasaniu są w całości systemem powiązanym z ziemią, ze wskaźnikiem liczebności wynoszącym mniej niż jedną lub dwiema jednostkami żywego inwentarza na hektar (ha), w zależności od wydajności użytków zielonych. W systemach mieszanych znaczna część wartości produkcji pochodzi z działań innych niż produkcja zwierzęca, podczas, gdy część paszy jest często importowana. Systemy przemysłowe mają współczynniki przetrzymywania więcej niż 10 jednostek żywego inwentarza na hektar i zależą one głównie od zewnętrznych dostaw pasz, energii i innych nakładów. W systemach przemysłowych 0% -10% suchej masy podawanej zwierzętom wytwarza się w gospodarstwie. Istotnymi wskaźnikami dla systemów produkcji zwierzęcej są zagęszczenie zwierząt w jednostkach zwierzęcych na hektar (AU / ha) i kilogramy mleka lub mięsa na hektar rocznie (kg / ha / rok). Wspólnym i użytecznym wskaźnikiem presji na środowisko jest całkowite wydalanie N lub P zwierząt gospodarskich na hektar rocznie (np. Menzi i in. 2010).

30. W każdej kategorii zwierząt hodowlanych można dokonać rozróżnienia między rolnictwem tradycyjnym i ekologicznym. Ponadto, często rozróżnia się systemy intensywne i rozbudowane. Intensywny system produkcji zwierzęcej charakteryzuje się wysoką produkcją mięsa, mleka i jajek na jednostkę gruntów rolnych i na jednostkę hodowlaną (tj. jednostkę inwentarza żywego), co zwykle zbiega się z dużą gęstością obsady na jednostkę użytków rolnych. Zwykle osiąga się to dzięki wysokiej wydajności przekształcania paszy dla zwierząt w produkty zwierzęce. Ze względu na ich zdolność do szybkiego reagowania na rosnące zapotrzebowanie na tanie produkty zwierzęce, intensywne systemy produkcji zwierzęcej stanowią obecnie dominujący udział globalnej produkcji mięsa wieprzowego, drobiowego i jaj (odpowiednio 56%, 72% i 61%) oraz znaczny udział w produkcji mleka (Steinfeld i in. 2006 FAO 2009).

31. Tradycyjnie, większość produktów pochodzenia zwierzęcego spożywanego przez ludzi była produkowana lokalnie przy użyciu wyprodukowanych miejscowo pasz. Coraz częściej wiele produktów zwierzęcych spożywanych przez ludzi na obszarach miejskich wytwarza się przy użyciu pasz zwierzęcych przywożonych spoza obszarów produkcji zwierzęcej. Dotyczy to zwłaszcza produktów z mięsa wieprzowego i drobiowego. Tym samym obszary produkcji pasz zwierzęcych oraz produkcji świń i drobiu stają się coraz bardziej odłączone od miejsca spożycia produktów pochodzenia zwierzęcego. To odłączenie było możliwe dzięki rozwojowi efektywnej infrastruktury transportowej i stosunkowo niskiej cenie energii kopalnej. Wysyłka skoncentrowanych pasz jest tania w stosunku do innych kosztów produkcji. Transport produktów mięsnych i jajecznych również staniał. Jednakże, odłączenie produkcji paszy zwierzęcej od produkcji zwierzęcej ma poważne konsekwencje dla właściwego ponownego wykorzystania i zarządzania obornikiem (FAO 2009, Steinfeld i inni 2010 i odnośniki do nich).

32. Coraz częściej łańcuchy produkcji są organizowane i skupiane regionalnie w celu zminimalizowania kosztów produkcji, przetwarzania i dostarczania. Pasze dla zwierząt są głównym wkładem do produkcji zwierzęcej, po której mamy siłę roboczą, energię, wodę i usługi. Koszty wkładu różnią się w zależności od miejsca, na obszarze kraju, pomiędzy krajami i kontynentami. Dostęp do technologii, pracy i know-how jest nierównomiernie rozproszony, podobnie jak zdolność reagowania na zmieniające się warunki i zmiany na rynku. Istnieją również wzorce instytucjonalne i kulturowe, które mają wpływ na koszty produkcji, dostęp do technologii i koszty transakcji. Połączenie tych czynników oznacza, że systemy produkcji zwierzęcej stają się większe, bardziej wyspecjalizowane i bardziej intensywne (FAO 2009 Steinfeld i in. 2010).

33. Systemy produkcji zwierzęcej są systemami dynamicznymi z powodu ciągłych zmian i rozwoju technologii, rynków, transporcie i logistyce. Coraz częściej produkty zwierzęce stają się "globalnymi towarami", a systemy produkcji zwierzęcej działają na otwartym, bardzo konkurencyjnym rynku światowym. Cały ten rozwój ułatwia rosnący popyt na tanie produkty pochodzenia zwierzęcego, ze względu na rosnącą liczbę mieszkańców miast i rosnącą konsumpcję produktów zwierzęcych na jednego mieszkańca, pomimo istnienia znacznych różnic gospodarczych, regionalnych i kontynentalnych. Dodatkowe zapotrzebowanie na produkty zwierzęce skoncentrowane jest w centrach miast (FAO 2009 Steinfeld i in. 2010).

34. Gwałtowny rozwój systemów produkcji zwierzęcej ma silny wpływ na emisję $NH_3$, $N_2O$ i $CH_4$ z tych systemów do atmosfery oraz na ługowanie i odprowadzanie N do wód. Strategie redukcji emisji muszą uwzględniać takie zmiany rozwojowe i przewidywać nowe zmiany, aby uczynić te strategie skutecznymi i wydajnymi w przyszłości.

# ROZDZIAŁ 3

# Zarządzanie azotem uwzględniając cały cykl azotu

*O. Oenema, S. Bittman, M. Dedina, C.M. Howard, M.A. Sutton, N.J. Hutchings & W. Winiwarter*

35. 35. Zarządzanie jest często nazywane "czwartym czynnikiem produkcji", oprócz ziemi, robocizny i kapitału (technik). Jego znaczenie dla gospodarczego i ekologicznego działania rolnictwa jest ogromne. Zarządzanie jest powszechnie określane, jako "spójny zestaw działań mających na celu osiągnięcie celów". Zarządzanie azotem można określić, jako "spójny zestaw działań związanych z obsługą i alokacją N w gospodarstwach do osiągnięcia celów agronomicznych i środowiskowych / ekologicznych" (O. Oenema i Pietrzak 2002). Cele agronomiczne odnoszą się do wysokości i jakości plonów, a także wydajności zwierząt w kontekście dobrostanu zwierząt. Cele środowiskowe / ekologiczne związane są z minimalizacją strat N z rolnictwa. "Uwzględnienie całego cyklu N" podkreśla konieczność uwzględnienia wszystkich aspektów cyklu N, także w "redukcji emisji $NH_3$", w celu obejścia "wymiany zanieczyszczeń". Mimo, że nie zostały one tutaj uwzględnione, należy unikać innych zanieczyszczeń i wpływu. Zarządzanie azotem można uznać za "oprogramowanie" i "narzędzie", a techniki mogą być uznawane za "sprzęt" redukcji emisji N. Dlatego należy rozważać zarządzanie N w połączeniu ze stosowanymi technikami.

36. Zarządzanie azotem jest bardzo zróżnicowane w całym regionie ECE, a emisje $NH_3$ będą się odpowiednio różnić. Ogólnie rzecz biorąc emisje N mają tendencję do spadkową, gdy:

(a) wszystkie źródła N w gospodarstwie są w pełni uwzględniane, w spójnej perspektywie całego gospodarstwa rolnego i w całej perspektywie cyklu N;

(b) wszystkie źródła N są prawidłowo przechowywane i obsługiwane;

(c) stosowane ilości N są ściśle zgodne z potrzebami upraw roślin i zwierząt;

(d) źródła N są wykorzystywane we właściwym czasie i przy użyciu odpowiednich technik, w odpowiednich ilościach i we właściwym miejscu;

(e) wszystkie możliwe ścieżki strat - N są uwzględniane w spójny sposób.

Dodatkowe informacje dotyczące "zarządzania N z uwzględnieniem całego cyklu N" podano w załączniku I.

37. *Sytuacja referencyjna:* Odniesienie to sytuacja gospodarstwa bez planowania zarządzania i bez użycia bilansów N. Ze względu na wewnętrzne różnice w cyklach N, należy dokonać rozróżnienia między różnymi systemami hodowli, takimi jak:

(a) Specjalistyczne gospodarstwa uprawne, dalej podzielone na:
  (i) rośliny uprawne;
  (ii) warzywa;
  (iii) owoce;

(b) Gospodarstwa z przeżuwaczami na bazie trawy, dalej podzielone na:
  (i) bydło mleczne;
  (ii) bydło mięsne;
  (iii) owce i / lub kozy;
  (iv) inne zwierzęta (bawół, bizon, jeleń, itp.);

(c) Mieszane systemy rośliny uprawne - zwierzęta z dominującym zwierzęciem:
  (i) bydło mleczne;
  (ii) bydło mięsne;
  (iii) świnie;
  (iv) drób;
  (v) inne zwierzęta;

(d) Systemy specjalistyczne, bez ziemi, posiadające:
  (i) bydło mleczne;
  (ii) bydło mięsne;

(iii) świnie;
(iv) drób;
(v) inne zwierzęta.

*Strategie Kategorii 1*

38. Wdrożenie skutecznego zarządzania N na poziomie gospodarstwa jest skuteczną strategią zwiększania efektywności wykorzystania N i zmniejszenia strat N. Obejmuje to wprowadzenie zestawu iteracyjnego (cyklu) działań związanych ze wspólnym zarządzaniem, przeprowadzanego corocznie:

(a) Analiza:
(I) wymogi N dotyczące upraw i zwierząt;
(Ii) dostępne źródła N;
(Iii) warunki przechowywania i możliwe wycieki;
Iv) dostępne techniki, metody i procedury dotyczące efektywnego stosowania N;

(b) Proces decyzyjny, w tym:
(I) opracowanie opcji na podstawie poprzednich analiz;
(Ii) ocena skutków różnych opcji;
(Iii) wybór najlepszej opcji dla osiągnięcia celów agronomicznych i środowiskowych;

(c) Palnowanie, w tym:

(i) wypracowanie w szerokim kontekście rzeczy, które należy wykonać i zmierzyć: kiedy i gdzie oraz jak i za ile;

(ii) sporządzenie rzeczywistego planu, który przydziela dostępne składniki odżywcze w sposób maksymalizujący korzyści ekonomiczne, przy jednoczesnym minimalizowaniu wpływu na środowisko i zaspokojeniu ograniczeń środowiskowych;

(d) Wykonanie, tj.
(I) wdrażanie planu zarządzania - N w praktyce;
(Ii) uwzględnianie rzeczywistych warunków otoczenia;
(Iii) uwzględnianie najlepszych wytycznych dotyczących zarządzania i zaleceń;

(e) Monitorowanie i kontrola, tj.
I) gromadzenie danych dotyczących plonu i zawartości - N;
(ii) tworzenie bilansów wkładu – produktu wyjściowego N;

(f) Ocena (weryfikacja i kontrola osiągnięć w stosunku do wyznaczonych celów)

w tym:

(I) nadwyżka azotu w bilansie wejściowym (Nsurplus);

(ii) efektywność wykorzystania N (ZEN).

39. Bilans wkład – produkt wyjściowy N (nazywany również bilansem bramy gospodarstwa) może być postrzegany, jako narzędzie monitorujące, które pomaga poprawić zarządzanie N (np. Jarvis i in. 2011). Rejestruje on na poziomie gospodarstwa rolnego wszystkie czynniki wejściowe i wyjściowe N w użytecznych produktach. Różnica między całkowitymi czynnikami wejściowymi N a całkowitymi czynnikami wyjściowymi N jest Nsurplus, podczas gdy stosunek pomiędzy całkowitą wartością wyjściową N w użytecznych produktach i całkowitym wkładem N jest miarą ZEN. Nsurplus jest wskaźnikiem presji na środowisko wyrażoną w N na ha rocznie. NUE jest wskaźnikiem skuteczności wykorzystania zasobów (ilość białka N w żywności wytwarzana na jednostkę N) i jest wyrażany w relacji kg na kg (Doberman 2007). Zarówno Nsurplus jak i ZEN, w dużym stopniu zależą od systemów gospodarowania i zarządzania. Orientacyjne wartości docelowe można ustalić zarówno dla Nsurplus, jak i ZEN, w zależności od systemu hodowli i poziomu zarządzania. W niektórych krajach informacje poufne dotyczące informacji na temat bilansu N, Nsurplus i NUE można uznać za poufne.

40. Bilans wejściowy i wyjściowy azotu jest wykorzystywany w badaniach od ponad 100 lat, w gospodarstwach rolnych w niektórych krajach od ponad 10 lat, a teraz także, jako narzędzie regulacyjne. Jednakże istnieje mniej doświadczeń z wykorzystaniem bilansów wkład – produkt wyjściowy N, jako narzędzia służącego do zmniejszenia szczególnie emisji $NH_3$. Skuteczność bilansu wkład – produkt wyjściowy N w celu zmniejszenia emisji $NH_3$ jest największa w gospodarstwach o wysokiej obsadzie zwierząt gospodarskich. Konstruowanie bilansów wkładu – produktu wyjściowego N na poziomie gospodarstw wymaga ogólnej wiedzy na temat księgowości i na temat wkładu i produktu wyjściowego N. Dotychczasowe doświadczenie jest takie, że bilanse są łatwe do zrozumienia dla rolników, a zatem mogą być łatwo wykorzystywane w komunikacji i porównywaniu różnych gospodarstw i ich osiągnięć. Dzieje się tak zwłaszcza, dlatego, że

poprawa bilansu N stanowi podstawę dla rolników do obniżenia kosztów przy zakupie nawozów mineralnych. Podobnie w przypadku rolników "ekologicznych", którzy nie stosują nawozów mineralnych, poprawa bilansu N lepiej wykorzystuje N, jako rzadkiego zasobu w gospodarstwie.

41. Nsurplus i NUE zależą od systemu rolniczego oraz od celów agronomicznych i środowiskowych. Stąd poziomy docelowe dla Nsurplus i NUE są specyficzne dla danego typu gospodarstwa i muszą być rozpatrywane i oceniane z perspektywy regionalnej.

42. Postępy w zarządzaniu N można ocenić na podstawie zmian w nadwyżce-N i NUE w czasie dla konkretnego gospodarstwa lub grupy gospodarstw. Aby uwzględnić roczne różnice w warunkach pogodowych lub przypadkowych stratach należy rozważyć pięcioletni okres. Poprawa zarządzania N będzie odzwierciedlać spadki w nadwyżce-N i wzrost w ZEN. Poprawa zarządzania N może być kontynuowana do osiągnięcia "najlepszej praktyki zarządzania". Ten "najlepszy poziom zarządzania" jest zazwyczaj ustalany przez farmy doświadczalne lub przez górny 5-procentowy procent praktycznych gospodarstw. W związku z tym, poprawa efektywności zarządzania N może trwać do czasu, gdy gospodarstwa osiągną poziom osiągnięty przez górny 5-procentowy udział praktycznych gospodarstw. Farmy w Danii i Holandii osiągnęły spadki w nadwyżce-N i wzrosty NUE rzędu 30% w okresach 5-letnich i 50% w okresach 10-letnich (np. Mikkelsen i in. 2010 J. Oenema i in. 2011). Dalsze spadki w nadwyżce-N i dalsze zwiększenie wartości NUE uległy znacznemu spowolnieniu, gdy osiągnięto poziom najlepszej praktyki zarządzania.

43. 43. Orientacyjne poziomy docelowe dla Nsurplus i NUE przedstawiono w tabeli 2. Należy zauważyć, że NUE jest powiązany odwrotnie i nieliniowo z Nsurplus.

44. Indykatywne koszty naliczania bilansu wkładu – produktu wyjściowego N wahają się w granicach od 200 do 500 euro na gospodarstwo rocznie w zależności od systemu hodowli i pomocy usług księgowych i / lub doradczych. Należy pamiętać, że nie uwzględniono tutaj kosztów związanych z edukacją promocją i uruchamianiem. W niektórych krajach dostępność danych może w praktyce stanowić ograniczenie dla gospodarstw, ale prawdopodobnie nie dla "modelowych gospodarstw" i "pilotażowych gospodarstw". Koszty mają tendencję spadkową w czasie (efekt uczenia się).

45. Koszt netto poprawy zarządzania N, a tym samym zwiększenie wartości NUE i zmniejszenie Nsurplus kształtują się w przedziale 1- 1 EUR za kg N (Reis, nadchodzący). Koszty netto są wynikiem zysków dzięki oszczędnościom w nawozach i zwiększonej wydajności produkcji oraz kosztowi brutto związanemu z pobieraniem próbek i analizą, kosztami szkoleń i doradztwa.

46. Narodowe budżety N dla rolnictwa zapewniają wgląd w: (a) koszty N produkcji żywności; (b) straty N związane z produkcją żywności na szczeblu krajowym; oraz (c) możliwe opcje poprawy jakości NUE na poziomie krajowym. Narodowe budżety N, gdy wyrażone w kategoriach kilograma na hektar rocznie stanowią również sposób porównywania sektorów rolnictwa różnych krajów ECE i oceny postępów w kierunku zmniejszenia ogólnych strat z krajowych cyklów N. Ujednolicono formaty i procedury (online) w celu budowy takich krajowych budżetów N. Koszty utworzenia budżetu N na poziomie krajowym wahają się od 10 000 do 100 000 EUR rocznie w zależności od dostępności danych statystycznych. Należy pamiętać, że nie uwzględniono tutaj kosztów związanych z edukacją promocją i uruchamianiem. W niektórych krajach dostępność danych może być ograniczeniem. Grupa Zadaniowa ds. Azotu Reaktywnego przygotowała osobny dokument z wytycznymi, wyszczególniający metody obliczania krajowych budżetów N przyjęty następnie przez Organ Wykonawczy (ECE/EB.AIR/119).[9]

Tabela 2

**Wskaźniki dla docelowej Nsurplus i NUE w zależności od systemu hodowli, gatunków upraw i kategorii zwierząt**

| *System prowadzenia gospodarstwa* | *Gatunki/kategorie* | *ZEN (kg N/kg N)* | *Nsurplus (kg/ha/rok)* | *Uwagi* |
|---|---|---|---|---|
| Specjalistyczne systemy upraw | Rośliny uprawne | 0.6-0.9 | 0-50 | Zboża mają wysoką NUE. Rośliny korzeniowe mają niską NUE. |
| | Warzywa | 0.4-0.8 | 50-100 | Warzywa liściaste mają niską NUE. |
| | Owoce | 0.6-0.9 | 0-50 | |
| Na bazie traw (łąkowe) | Bydło mleczne | 0.3-0.5 | 100-150 | Wysoki uzysk mleka wysoka NUE. Niska gęstość obsady niska Nsurplus. |

Wytyczne dotyczące krajowych budżetów w zakresie azotu (ECE/EB.AIR/119); dostępne po adresem: http://www.unece.org/environmental-policy/treaties/air-pollution/guidance-documents-and-other-methodological-materials/gothenburg-protocol.html

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | | | | Obecność roślin strączkowych poprawia NUE. |
| Systemy przeżuwaczy | Bydło mięsne | 0.2-0.4 | 50-150 | Produkcja cielęca, wysoka NUE. Dwuletnie bydło mięsne, niska NUE. |
| | Owce i kozy | 0.2-0.3 | 50-150 | |
| Systemy mieszane zwierzęco - roslinne | Bydło mleczne | 0.4-0.6 | 50-150 | Wysoka wydajność mleka, wysoka NUE. Karmienie koncentratem, wysoka NUE. |
| | Bydło mięsne | 0.3-0.5 | 50-150 | |
| | Świnie | 0.3-0.6 | 50-150 | |
| | Drób | 0.3-0.6 | 50-150 | |
| | Inne zwierzęta | 0.3-0.6 | 50-150 | |
| Systemy bez ziemi | Bydło mleczne | 0.8-0.9 | n.a.[a] | Wyjściowy N poprzez mleko, zwierzęta i obornik = wkład N. Nsurplus to gazowe straty N z miejsc przetrzymywania zwierząt i magazynów. |
| | Bydło mięsne | 0.8-0.9 | n.d.[a] | |
| | Świnie | 0.7-0.9 | n.d.[a] | |
| | Drób | 0.6-0.9 | n.d.[a] | |
| | Inne zwierzęta | 0.7-0.9 | n.d [a] | |

[a] Nie dotyczy, ponieważ gospodarstwa te nie mają zasadniczo żadnego gruntu. Nadwyżka N może być wyrażona w kg na gospodarstwo, rocznie. W przypadku eksportu wszystkich produktów zwierzęcych w tym obornika zwierzęcego oraz wszystkich pozostałości i odpadów, docelowa nadwyżka N może wynosić od 0 kg do 1000 kg na gospodarstwo rocznie w zależności od wielkości gospodarstwa i strat gazowych N.

# ROZDZIAŁ 4

# Strategie żywienia zwierząt hodowlanych

*O. Oenema, S. Tamminga, H. Menzi, A.J.A. Aarnink, C. Pineiro Noguera & G. Montalvo Bermejo*

47. Straty gazowego N z produkcji zwierzęcej pochodzą z kału (odchodów) i moczu wydalanego przez zwierzęta gospodarskie. Kompozycja paszy dla zwierząt i zarządzanie paszami mają silny wpływ na wydajność zwierząt, skład gnojowicy i moczu, a tym samym na emisję $NH_3$. W tym rozdziale omówiono strategie karmienia w celu zmniejszenia emisji $NH_3$. Dodatkowe informacje na temat "strategii karmienia" znajdują się w załączniku II.

48. *Techniki referencyjne:* Strategie redukcji emisji opisane w niniejszym rozdziale nie zostały zdefiniowane i ocenione w odniesieniu do jednolitej strategii karmienia (lub nieograniczonej lub bazowej), ponieważ te strategie żywieniowe są różne, dla różnych krajów ECE. Należy również rozróżnić różne kategorie zwierząt, ponieważ wymogi dotyczące paszy dla zwierząt i wynikające z nich wydalanie N znacznie różnią się między kategoriami zwierząt.

49. Niskobiałkowe karmienie zwierząt jest jednym z najbardziej opłacalnych i strategicznych sposobów redukcji emisji $NH_3$. Dla każdego procentu (wartości bezwzględnej) obniżonej zawartości białka w paszy dla zwierząt, emisje $NH_3$ pochodzące z miejsca trzymania zwierząt, magazynowania nawozu naturalnego i stosowania nawozu naturalnego do gruntów spadają o 5% -15% w zależności od pH moczu i gnojowicy. Niskobiałkowe karmienie zwierząt zmniejsza również emisję $N_2O$ i zwiększa efektywność wykorzystania N w produkcji zwierzęcej. Ponadto, nie ma skutków dla zdrowia zwierząt i ich dobrostanu o ile spełnione są wymagania dotyczące wszystkich aminokwasów.

50. Niskobiałkowa pasza dla zwierząt ma największe znaczenie w przypadku zwierząt trzymanych w budynkach, a mniejsze w systemach wypasania przeznaczonych dla zwierząt wypasanych, ponieważ trawa znajduje się we wczesnym stadium wzrostu fizjologicznego, a tym samym ma wysoką zawartość białka ulegającego biodegradacji, zaś użytki zielone z gatunkami roślin strączkowych (np. koniczyna i lucerna) mają stosunkowo wysoką zawartość białka. Chociaż istnieją strategie obniżania zawartości białka w masie trawiennej (zrównoważone nawożenie N, wypasanie / zbieranie użytków zielonych w późniejszym etapie wzrostu fizjologicznego, itp.), a także w dawkowaniu systemów użytków zielonych (karmienie uzupełniające paszą o niskiej zawartości białka), strategie te nie zawsze są w pełni odpowiednie.

51. Koszt ekonomiczny strategii karmienia zwierząt w celu obniżenia potencjału lotności $NH_3$ w odchodach zwierzęcych poprzez dostosowanie zawartości białka surowego (CP), zależy od początkowej mieszanki paszowej oraz od cen surowców paszowych dostępnych na rynku. Ogólnie rzecz biorąc, koszty ekonomiczne wahają się od - 2 do 2 EUR za kilogram zaoszczędzonego $NH_3$-N, tj. istnieją potencjalne zyski netto i potencjalne koszty netto. Zwykle koszty ekonomiczne rosną, gdy cel na obniżenie potencjału lotności $NH_3$ wzrasta. Rosnące koszty marginalne dotyczą w części kosztów suplementacji syntetycznych aminokwasów w stosunku do stosowania soi. Koszty suplementacji aminokwasami spadają. Z drugiej strony koszty suplementacji aminokwasami zwiększają się wraz ze spadkiem docelowej zawartości białka w paszy dla zwierząt (patrz także załączniki I i II).

### *Kategoria 1 Strategie żywienia bydła mlecznego i mięsnego*

52. Obniżenie CP diety przeżuwaczy jest skuteczną strategią kategorii 1 w celu zmniejszenia utraty $NH_3$. Poniższe wytyczne określają (tabela 3), że:

(a) Średnia zawartość CP w dietach dla bydła mlecznego nie powinna przekraczać 15% -16% w suchej masie (DM) (Broderick 2003, Swensson 2003). W przypadku bydła w wieku powyżej 6 miesięcy może zostać zmniejszona do 12%;

(b) Karmienie fazowe może być stosowane w taki sposób, aby zawartość CP w dietach mlecznych była stopniowo zmniejszana z 16% DM tuż przed porodem i we wczesnej laktacji, do poziomu poniżej 14% w późnej laktacji i w głównej części okresu zasuszenia;

(c) Karmienie fazowe może być stosowane u bydła również w taki sposób, że zawartość CP w dietach jest stopniowo zmniejszana z 16% do 12% w czasie.

Tabela 3

**Wskaźniki docelowe dla zawartości CP (% suchej masy w porcji) i wynikowe NUE produktu zwierzęcego w frakcjach masowych (kg/kg)**

| *Gatunki bydła* | *CP (%)* NUE produktów pochodzących od bydła (kg/kg)* | |
|---|---|---|
| Mleko + utrzymanie, wczesna laktacja | 15 -16 | 0.30 |
| Mleko + utrzymanie, późna laktacja | 12 -14 | 0.25 |
| Krowy mleczne nielaktujące (zasuszone) | 13 -15 | 0.10 |
| Cielęcina | 17 -19 | 0.45 |
| Bydło < 3 miesięcy | 15 -16 | 0.30 |
| Bydło 3-18 miesięcy | 13 -15 | 0.15 |
| Bydło > 18 miesięcy | 12 | 0.05 |

Przedstawione tutaj wartości można uznać za "wysoki poziom ambicji".

53. W wielu częściach świata produkcja bydła jest oparta na wypasaniu na użytkach zielonych lub częściowo na użytkach zielonych. W takich systemach bogate w białko trawy i produkty trawopochodne stanowią znaczną część diety, a wartości docelowe dla CP z tab. 3 mogą być trudne do osiągnięcia biorąc pod uwagę wysoką zawartość CP w trawie z użytków zielonych. Zawartość CP świeżej trawy w stadium wypasu (2000-2500 kg DM / ha) często mieści się w przedziale 18% -20% (lub nawet wyższym zwłaszcza, gdy obecne są rośliny strączkowe), zawartość kiszonki z trawy wynosi często pomiędzy 16% a 18% a zawartość CP w sianie wynosi od 12% do 15% (np. Whitehead 2000). Natomiast zawartość CP w kiszonce z kukurydzy wynosi jedynie 7% -8%. W związku z tym diety na bazie trawy często zawierają nadmiar białka, a wielkość wynikowego wydzielania N w dużym stopniu zależy od proporcji trawy, kiszonki z trawy i siana w porcji i zawartości białka w tych paszach. Nadwyżka białka i wynikające z tego wydalanie N oraz straty $NH_3$ będą najwyższe w przypadku traw (lub trawiastych roślin strączkowych) - tylko letnie porcje z wypasaniem na młodej i intensywnie nawożonej trawie lub mieszance trawiastych roślin strączkowych. Jednakże mocz wydalony przez wypasane zwierzęta zazwyczaj przenika do gleby zanim wystąpią znaczne emisje $NH_3$, a zatem całkowite emisje $NH_3$ na zwierzę są mniejsze dla zwierząt wypasanych, niż dla tych, które trzymane są w miejscu, w którym odchody są zbierane, magazynowane i stosowane na gruncie.

54. Ograniczenie emisji $NH_3$ osiągnięte dzięki zwiększeniu okresu czasu wypasu bydła będzie zależeć od poziomu wyjściowego (emisja niewypasanych zwierząt), czasu wypasu zwierząt oraz poziomu nawozu N na pastwisku. Potencjalne zwiększenie wypasu jest często ograniczone do rodzaju gleby, topografii, wielkości i struktury gospodarstw (odległości), warunków klimatycznych itp. Należy zauważyć, że wypas zwierząt może zwiększać inne formy emisji N (np. ługowanie azotanu - N, emisje $N_2O$). Jednakże, biorąc pod uwagę jasny i dobrze wyliczony wpływ na emisję $NH_3$, zwiększenie okresu, w którym **zwierzęta wypasane są przez cały dzień można uznać za strategię kategorii 1** w celu zmniejszenia emisji, ale w zależności od czasu wypasu (patrz również pkt. 52. 184 i 185). Rzeczywisty potencjał redukcji emisji będzie zależał od sytuacji wyjściowej, każdego sektora zwierzęcego w każdym kraju. Wpływ zmiany okresu częściowego trzymania w budynku (np. wypasanie tylko w ciągu dnia) jest mniej pewny i jest klasyfikowany, jako strategia kategorii 2. Zmiana z okresu pełnego trzymania w budynku na wypasanie przez część dnia jest mniej skuteczna w redukcji emisji $NH_3$ niż przechodzenie na pełne (24-godzinne) wypasanie, ponieważ budynki i magazyny pozostają zabrudzone i nadal emitują NH3. Uważa się, że zarządzanie wypasaniem(wypasanie odcinkowe, wypasanie rotacyjne, ciągłe wypasanie) ma niewielki wpływ na straty w $NH_3$ i jest uznawane za strategię kategorii 3.

55. Ogólnie rzecz ujmując, zwiększenie wskaźnika energetyczno-białkowego w diecie poprzez użycie "starszej" trawy (większa wysokość powierzchni runi) lub krojonych pasz zbożowych i / lub uzupełnienie traw wysoko energetycznymi paszami (np. kiszonka z kukurydzy) jest strategią kategorii 1. Jednakże, w przypadku systemów produkcji przeżuwaczy na bazie użytków zielonych, wykonalność tych strategii może być ograniczona, ponieważ starsze trawy mogą zmniejszyć, jakość karmienia zwłaszcza, gdy warunki uprawy pasz o wysokiej energii są słabe (np. ciepłe warunki klimatyczne), dlatego należy je zakupić. Dlatego też, nie będzie można zagwarantować pełnego wykorzystania produkcji traw (w warunkach ograniczonej produkcji, np. kwot mlecznych lub ograniczeń dotyczących gęstości obsady). Dlatego też, poprawa równowagi energetyczno-białkowej w gospodarstwach opartych na użytkach zielonych, gdzie nie ma możliwości uprawy pasz wysoko energetycznych jest uznawana się za strategię kategorii 2.

### *Kategoria 1 Strategie karmienia dla świń*

56. Środki żywieniowe w produkcji świń obejmują karmienie fazowe, tworzenie diet na bazie strawnych / dostępnych składników odżywczych, stosowanie diet z dodatkiem aminokwasów o niskiej zawartości białka oraz dodatków paszowych / suplementów diety. Wszystkie są uznawane za techniki kategorii 1. Dalsze techniki są obecnie

badane (np. różne karmy dla samców (knurów i kastrowanych samców) oraz samic i mogą być dodatkowo dostępne w przyszłości.

57. Zawartość CP w racjach dla świń może zostać zmniejszona, jeśli dostarczanie aminokwasów zostanie zoptymalizowane poprzez dodanie syntetycznych aminokwasów (np. lizyny, metioniny, treoniny, tryptofanu) lub specjalnych składników pasz, stosując najlepsze dostępne informacje na temat "idealnego białka" w połączeniu z suplementacją diety.

58. Można zmniejszyć CP w paszy o 2% -3% w zależności od kategorii produkcji świń i aktualnego punktu wyjścia. Powstały zakres zawartości CP zawartej w diecie przedstawiono w tabeli 4. Wartości w tabeli są orientacyjnymi poziomami docelowymi i mogą wymagać dostosowania do warunków lokalnych. Wykazano, że spadek CP o 1% w diecie świń kończących powoduje zmniejszoną o 10% zawartość azotu amonowego (TAN) w świńskiej gnojowicy i 10% niższych emisji $NH_3$ (Canh i inni 1998b).

Tabela 4

**Indykatywny docelowy poziom CP w paszy dla racji świń**

| *Gatunek* | *Fazy* | *Zwartość CP (%)** |
|---|---|---|
| Warchlak | < 10 kg | 19 -21 |
| Prosię | < 25 kg | 17 -19 |
| Tucznik | 25-50 kg | 15 -17 |
| | 50-110 kg | 14 -15 |
| | > 110 kg | 12 -13 |
| Lochy | Ciężarna | 13 -15 |
| | Laktacja | 15 -17 |

*Źródło:* W oparciu o Komisję Europejską, 2003.

[a] Z odpowiednio wyważonym i optymalnym dostarczaniem aminokwasów. Przedstawione tutaj wartości można uznać za "średnio wysoki poziom ambicji" (patrz załącznik II do dalszego określania docelowych poziomów CP).

### *Kategoria 1 Strategie karmienia dla drobiu*

59. W przypadku drobiu potencjał zmniejszenia wydalania N poprzez środki żywieniowe jest znacznie ograniczony niż w przypadku świń, ponieważ obecnie efektywna wydajność konwersji jest już wysoka a zmienność w stadzie ptaków jest większa. Obniżenie CP o 1% -2% można osiągnąć w zależności od gatunku i aktualnego punktu wyjścia. Powstały zakres zawartości CP zawartej w diecie przedstawiono w tabeli 5. Wartości w tabeli są orientacyjnymi poziomami docelowymi, które mogą wymagać dostosowania do lokalnych warunków. Dalsze badania żywieniowe są obecnie prowadzone w państwach członkowskich UE i Ameryce Północnej, co może pomóc w dalszej redukcji w przyszłości. Obniżenie zawartości CP o 1% -2% jest środkiem kategorii 1 dla growerów i finiszerów.

Tabela 5

**Orientacyjny, docelowy poziom CP w paszy dla**

| *Gatunek* | *Fazy* | *Zawartość CP (%)** |
|---|---|---|
| Kurczaki, broilery | Starter | 20-22 |
| | Grower | 19-21 |
| | Finiszer | 18-20 |
| Kurczaki, nioski | 18-40 tygodni | 15.5-6.5 |
| | 40+ tygodni | 14.5-15.5 |
| Indyki | < 4 tygodni | 24-27 |
| | 5-8 tygodni | 22-24 |
| | 9-12 tygodni | 19-21 |
| | 13+ tygodni | 16 -19 |
| | 16+ tygodni | 14 -17 |

*Źródło:* W oparciu o Komisję Europejską, 2003.

[a] Z odpowiednio wyważonym i optymalnym dostarczaniem aminokwasów. Przedstawione tutaj wartości można uznać za "średnio wysoki poziom ambicji" (patrz załącznik II do dalszego określania docelowych poziomów CP).

# ROZDZIAŁ 5

# Warunki trzymania zwierząt

*C.M. Groenestein, L. Valli, C. Pineiro Noguera, H. Menzi, G. Bonazzi, H. Dohler, K van der Hoek, A.J.A. Aarnink, O. Oenema, N. Kozlova, T. Kuczynski, Z. Klimont & G. Montalvo Bermejo*

## A. Systemy pomieszczeń dla bydła mlecznego i mięsnego

60. Techniki redukcji emisji $NH_3$ w pomieszczeniach gdzie trzymane jest bydło stosują jedną lub więcej z poniższych zasad:

(a) zmniejszenie powierzchni zanieczyszczonej obornikiem;

(b) wchłanianie lub adsorpcja przez ściółkę (np. słomę);

(c) szybkie usuwanie moczu; szybki rozdział odchodów i moczu;

(d) zmniejszenie prędkości i temperatury powietrza powyżej obornika, z wyjątkiem przypadków, gdy obornik jest suszony;

(e) obniżenie temperatury obornika;

(f) zmniejszenie zabrudzenia powierzchni w oborach i twardych stanowisk w wyniku zwiększonego wypasu;

(g) oczyszczanie powietrza, tzn. usuwanie $NH_3$ z powietrza przez wymuszoną wentylację w połączeniu z płuczkami powietrza.

61. Przy stosowaniu środków mających na celu redukcję emisji z pomieszczeń dla bydła, ważne jest, aby zminimalizować utratę zaoszczędzonego NH3 podczas dalszego obchodzenia się z obornikiem, tj. podczas magazynowania i aplikacji, aby zmaksymalizować korzyści wynikające z kosztów redukcji.

62. 62. Systemy pomieszczeń do przetrzymywania bydła różnią się w całym regionie ECE. Podczas gdy, najczęściej spotykana jest luźna zabudowa, w niektórych krajach bydło mleczne nadal jest trzymane w ciasnych stanowiskach. W systemach luźnej zabudowy cała lub część odchodów jest zbierana w formie szlamu/gnojowicy. W systemach, w których wytwarza się obornik (takich jak systemy na ściółce ze słomy) może być usuwany z zabudowań codziennie lub pozostawać tam przez cały okres, np. w stajniach głęboką ściółką. Najczęściej badanym systemem jest "obora wolnostanowiskowa" dla krów mlecznych, w których emisje NH3 powstają w wyniku zanieczyszczonych podłóg kratownicowych i / lub litych oraz z obornika w dołach i kanałach pod kratownicami / podłogą.

*63. System referencyjny: w* przypadku pomieszczeń dla bydła, obora wolnostanowiskowa jest traktowana, jako system referencyjny (tabela 6). Bydło trzymane w ciasnych stanowiskach uwiązowych emituje mniej $NH_3$ niż w luźnych systemach pomieszczeń, ponieważ mniejsza powierzchnia podłogi jest zanieczyszczona obornikiem i moczem. Jednakże systemy oparte na wiązaniu nie są zalecane ze względu na dobrostan zwierząt, chyba, że są stosowane okresy dziennego ruchu. System trzymania uwiązowego jest tradycyjnym systemem referencyjnym dla zachowania ciągłości inwentaryzacji emisji.

*64. Kwestie dotyczące dobrostanu zwierząt* tworzą tendencję do zwiększania powierzchni zabrudzonych przez chodzące zwierzęta (w przeliczeniu na zwierzę), zwiększonej wentylacji, ewentualnie chłodniejszych temperatur zimowych i ogólnego wzrostu emisji. Zmiany w projekcie budowlanym w celu dostosowania się do nowych przepisów dotyczących dobrostanu zwierząt w niektórych krajach (np. przejście ze stanowiska uwiązowego do zabudowy wolnostanowiskowej) spowoduje zwiększenie emisji NH3, o ile w tym samym czasie nie zostaną wprowadzone środki zaradcze, aby zwalczyć ten wzrost. Zmiany w budownictwie lub nowe konstrukcje w celu spełnienia wymogów dotyczących dobrostanu zwierząt stanowią ważną okazję do wprowadzenia jednocześnie środków łagodzących NH3, zmniejszając tym samym koszty środków łagodzących w odniesieniu do modernizacji.

65. *Systemy nawozu suchego vs. płynnego.* Systemy oparte na ściółce wytwarzające obornik dla bydła prawdopodobnie nie będą emitowały mniej NH3 w oborach niż systemy na bazie gnojowicy. Ponadto straty N2O i di-azotu (N2) ze względu na (de) nitryfikację wydają się być większe w systemach opartych na ściółce niż w systemach opartych na gnojowicy. Podczas, gdy obornik z podłoża ściółkowego może emitować mniej $NH_3$ niż gnojowica po aplikacji na polach (np. Powell i in. 2008), gnojowica daje większą szansę na zastosowanie redukcji emisji. Fizyczne oddzielenie odchodów (zawierających ureazę) i moczu w oborach zmniejsza hydrolizę mocznika, co powoduje zmniejszenie emisji zarówno z obór jak i aplikacji obornika (Burton 2007 Fangueiro i in. 2008a, 2008b; Meller i in. 2007). Weryfikacja wszelkich redukcji emisji $NH_3$ z użycia obornika w porównaniu do systemów opartych na gnojowicy oraz od separacji frakcji stałych i ciekłych, powinna uwzględniać wszystkie etapy emisji (trzymanie w budynku, magazynowanie i aplikację na gruncie).

### *Techniki Kategorii 1*

66. *System "podłogi rowkowej"* dla obór bydła mlecznego i mięsnego, wykorzystujący "ząbkowane" zgarniaki biegnące nad rowkowaną podłogą jest niezawodną techniką zmniejszania emisji $NH_3$. Rowki powinny być wyposażone w perforacje umożliwiające odprowadzanie moczu. Powoduje to czystą, niskoemisyjną powierzchnię podłogi z dobrą przyczepnością dla bydła w celu uniknięcia poślizgnięcia. Zmniejszenie emisji amoniaku waha się od 25% do 46% w stosunku do systemu referencyjnego (Smits 1998; Swierstra, Bram i Smits 2001*).*

67. W oborach z tradycyjnymi listewkami (albo nienachylonymi, z 1% nachyleniem lub rowkowane), optymalna temperatura w stodole z izolacją dachu (RI) i / lub automatyczną wentylacją naturalną (ACNV) może spowodować niewielką redukcję emisji (20%) ze względu na zmniejszoną temperaturę (zwłaszcza latem) i zmniejszonymi prędkościami wiatru (Braam Ketelaar i Smits 1997; Bram i inni 1997; Smits 1998; Monteny 2000).

68. Zmniejszenie ilości odchodów zwierzęcych w systemach trzymania zwierząt poprzez zwiększone wypasanie jest skutecznym środkiem mającym na celu zmniejszenie emisji NH3. Chociaż emisje z wypasu wzrosną, gdy zwierzęta są trzymywane na zewnątrz, emisje NH3 z systemów trzymania zwierząt pod dachem znacznie się zmniejszą pod warunkiem, że obora jest czysta, gdy zwierzęta pasą się na zewnątrz. Całkowite roczne emisje (z obór, magazynów i aplikacji) z systemów mleczarskich może zmniejszyć się nawet o 50% przy niemal całodziennym wypasaniu (Bracher i inni), porównaniu ze zwierzętami, które są całkowicie zamknięte. Chociaż wzrost wypasu jest wiarygodnym środkiem zmniejszenie emisji dla krów mlecznych, to wielkość redukcji emisji zależy od codziennego czasu trwania wypasu, czystości obory i powierzchni gospodarstwa. Wypasanie to kategoria 1, jeśli zwierzęta są wypasane przez cały dzień lub jeśli bardzo mała powierzchnia podłogi jest zanieczyszczona obornikiem każdego dnia. Mniej niż 18 godzin wypasu dziennie musi być uznane za kategorię 2 ze względu na niepewność w ilościowym obliczeniu emisji. W niektórych przypadkach wypasanie może przyczynić się do zwiększenia ługowania lub zwiększania obciążenia składników odżywczych wód powierzchniowych patogenami (patrz pkt. 40, 184 i 185).

### *Techniki Kategorii 2*

69. W Holandii przetestowano *różne ulepszone typy podłóg* w oparciu o listwy lub solidne profilowane elementy betonowe. Projekty te łączą redukcję emisji z podłogi (zwiększony odpływ moczu) oraz z szamba (zmniejszenie wymiany powietrza przez klapy gumowe w szczelinach podłogowych). Efektywność redukcji emisji zależy od specyfiki technicznej systemu. Środek uznaje się, zatem za kategorię 2 i nie jest on wymieniony w tabeli 6.

*70. Materiał ściółkowy* stosowany w oborach może mieć wpływ na emisję NH3. Właściwości fizyczne (zdolność absorpcji moczu, gęstość objętościowa) materiałów ściółkowych mają większe znaczenie niż ich właściwości chemiczne (pH, zdolność wymiany kationów, stosunek węgla do azotu) dla określenia emisji NH3 z podłóg obory (Misselbrook i Powell 2005; Powell, Misselbrook i Casler 2008; Gillespy i inni 2009). Konieczna jest jednak dalsza ocena wpływu ściółki na emisje dla konkretnych systemów przy uwzględnieniu całej ścieżki zarządzania obornikiem.

71. *Chemiczne lub kwasowe płuczki powietrza,* podczas gdy są skuteczne w zmniejszeniu emisji NH3 z wentylowanych mechanicznie chlewni, to generalnie nie mogą być wdrożone w oborach dla bydła, które w regionie ECE są przeważnie wentylowane naturalnie. Istnieje również niewiele danych dotyczących płuczek w oborach dla bydła, dlatego też są obecnie uznawane za technikę kategorii 2 (Ellen i inni 2008*).*

### *Techniki Kategorii 3*

72. *Systemy zgarniania i spłukiwania.* Przeprowadzono wiele prób z systemami obejmującymi regularne usuwanie szlamu/gnojowicy z podłogi do krytego zbiornika poza budynkiem. Polegają one na płukaniu wodą, kwasem, rozcieńczoną lub oddzieloną mechanicznie gnojówką lub zgarnianie za pomocą tryskaczy wody lub bez nich. Ogólnie rzecz biorąc, systemy te okazały się nieskuteczne lub zbyt trudne w utrzymaniu. Korzystanie z gładkich i / lub nachylonych podłóg w celu ułatwienia zgarniania lub spłukiwania przyczynia się do poślizgnięć, co jest niebezpieczne dla zdrowia krów. Systemy te są, zatem uznawane za techniki kategorii 3.

Tabela 6

**Emisje amoniaku w różnych systemach obór dla bydła (systemy referencyjne i techniki kategorii 1 i 2)**

| *Typ obory* | *Redukcja (%)* | *Emisja $NH_3$[a] (kg/stanowisko krowy/rok)* |
|---|---|---|
| Obora wolnostanowiskowa (system referencyjny) | n.d. | 12.0[b] |
| System uwiązowy[c] (tradycyjny system referencyjny) | n.d. | 4.8 |
| Rowkowana podłoga (kat. 1) | 25-46 | 9.0 |
| Utrzymywanie optymalnej temperatury w stodole z izolacją dachu (kat. 1) | 20 | 9.6 |
| Chemiczne płuczki powietrza (tylko systemy z wymuszona wentylacją) (kat. 2) | 70-90 | 1.2 |
| Wypasanie 12h/24h (kat. 2) względem ref. 1 | 10 | 10.8[d] |
| Wypasanie 18h/24h (kat. 1) względem ref. 1 | 30 | 8.4[d] |
| Wypasanie 22h/24h (kat. 1) względem ref. 1 | 50 | 6.0[d] |

*Skrót:* n.d. = nie dotyczy.

[a] Emisje w przypadku całodobowego trzymania zwierząt w oborze.

[b] Na podstawie przestrzeni do chodzenia 4—1.5 $m^2$ na krowę i całodobowego trzymania w oborze.

[c] Systemy uwiązowe nie są popierane ze względu na dobrostan zwierząt. Systemy te są tradycyjnymi systemami referencyjnymi dla ciągłości inwentaryzacji emisji.

[d] Liczby te są ważne dla wypasania sezonowego (przyjmuje się około 200 dni). Pokazują one względne zmniejszenie emisji rocznej w porównaniu z systemem referencyjnym bez wypasu. Wypasanie przez część dnia wymaga, aby powierzchnie obory były zawsze czyste.

## B. Typy chlewni dla świń

73. *System referencyjny:* jako odniesienie przyjmuje się emisje pochodzące z w pełni krytych chlewni świń ze zbiornikami pod spodem, choć w niektórych krajach są one zabronione ze względu na dobrostan zwierząt.

74. Projekty mające na celu redukcję emisji $NH_3$ z systemów chlewni dla świń zostały szczegółowo opisane w Komisji Europejskiej (2003) i mają zastosowanie do następujących zasad:

(a) zmniejszenie powierzchni zalegania obornika, takich jak zabrudzone podłogi, powierzchnie gnojowicy w kanałach o ukośnych ścianach. Częściowo wyłożone podłogi (~50% powierzchni), emitują mniej NH3 zwłaszcza, jeśli są pokryte metalem lub tworzywem sztucznym, a nie betonem, co pozwala na szybkie opadnięcie obornika do dołu poniżej. Emisje z obszarów niewykładanych są redukowane przez pochylone gładkie powierzchnie, poprzez lokalizację urządzeń do karmienia i pojenia dla zminimalizowania zanieczyszczenia tych obszarów oraz dobrej kontroli klimatu w budynku;

(b) usuwanie gnojowicy ze zbiornika, często do zewnętrznego magazynu gnojowicy z systemami usuwania próżniowego lub grawitacyjnego lub za pomocą systemów płuczących, co najmniej dwa razy w tygodniu;

(c) dodatkowa obróbka, taka jak separacja frakcji płynnej i stałej;

(d) cyrkulująca woda gruntowa w pływających wymiennikach ciepła w celu ochłodzenia powierzchni obornika w dole pod ziemią, do co najmniej 12 °C. Ograniczenia obejmują koszty i potrzebę zlokalizowania źródła wody gruntowej z dala od źródła wody pitnej;

(e) zmiana właściwości chemicznych / fizycznych obornika, takich jak obniżenie pH;

(f) korzystanie z powierzchni, które są gładkie i łatwe do czyszczenia (patrz podpunkt (a) powyżej);

(g) obróbka powietrza wylotowego przez płuczki kwasowe lub filtry ze złożem biologicznym;

(h) obniżenie temperatury wewnętrznej i szybkości wentylacji biorąc pod uwagę dobrostan zwierząt i kwestie produkcji, szczególnie zimą;

(i) zmniejszenie przepływu powietrza nad powierzchnią obornika.

75. Dla danej szerokości listwy obornik jest odprowadzany z listew betonowych mniej efektywnie, niż z listew pokrytych stalą i plastikiem, co związane jest z większymi emisjami NH3. Należy pamiętać, że w niektórych krajach ze względu na dobrostan zwierząt nie zezwala się na listwy stalowe.

76. Te skutki cross-media zostały uwzględnione przy określaniu BAT dla różnych projektów pomieszczeń inwentarskich. Na przykład częste spłukiwanie gnojowicy (zwykle rano i wieczorem) powoduje nieprzyjemne zapachy. Spłukiwanie gnojowicy zużywa również energię, chyba, że stosowane są ręczne systemy pasywne.

77. Oczekuje się, że wykorzystanie słomy w chlewniach będzie rosło ze względu na obawy o dobrostan świń. W połączeniu z (automatycznie kontrolowaną) naturalnie wentylowanymi systemami pomieszczeń inwentarskich, słoma pozwoli zwierzętom na samoregulowanie temperatury z mniejszą wentylacją i ogrzewaniem, zmniejszając zużycie energii. W systemach ze ściółką kojec jest czasami podzielony na obszary z pełną podłogą ze ściółką i listwami dla gnojowicy/odchodów. Jednakże, świnie nie zawsze korzystają z tych obszarów w pożądany sposób, używając pościelonego obszaru do zostawiania odchodów i strefy z listwami do ochłodzenia się w ciepłych warunkach pogodowych. Ogólnie rzecz biorąc, kojce powinny być zaprojektowane tak, aby uwzględniały pożądane zachowania wydalania świń w celu zminimalizowania zanieczyszczeń pełnych podłóg. Jest to trudniejsze w regionach o ciepłym klimacie. Należy zauważyć, że zintegrowana ocena zużycia słomy powinna uwzględniać dodatkowy koszt słomy i oczyszczania kojca; możliwe zwiększenie emisji z magazynowania i stosowania obornika ze słomą; oraz zaletę w postaci dodania materii organicznej do gleby.

78. *Technika referencyjna dla grower / finiszer:* system odniesienia stosowany powszechnie w Europie, jest w pełni listwowaną posadzką z głębokim zbiornikiem nawozu i wentylacją mechaniczną; emituje od 24 do 32 kg NH3 na stanowisko świń rocznie. Ponieważ growery / finiszery są zawsze trzymane w grupie, większość systemów wykorzystywanych do grupowego trzymania loch odnosi się do growerów.

79. *79. Technika referencyjna dla lochy prośnych:* lochy prośne w Europie są zazwyczaj umieszczane w klatkach ze stalowymi lub plastikowymi podłogami kratowymi, z głębokim zbiornikiem pod spodem. W większości chlewni lochy są zamknięte a prosięta chodzą wolno. Wszystkie chlewnie mają kontrolowaną wentylację i często ogrzewane miejsca dla prosiąt podczas pierwszych kilku dni po urodzeniu. Różnica między podłogami, które są całkowicie lub częściowo pokryte listwami nie jest duża w przypadku loch prośnych i growerów, ponieważ locha jest zamknięta a wydalanie odbywa się zazwyczaj w listwowanej strefie. Techniki redukcji skupiają się, więc na zmianach w zbiorniku na odchody.

80. *Technika referencyjna dla ciężarnych i krytych loch:* system referencyjny dla chlewni dla ciężarnych i krytych loch obejmuje podłogę w pełni pokrytą listwami (listwy betonowe) z głębokim zbiornikiem. Ciężarne i kryte loch są obecnie trzymane indywidualnie lub w grupach. W całej UE dla nowobudowanych chlewni obowiązuje system zbiorowego trzymania loch, a począwszy od 2013 r. będzie to też obowiązywało w odniesieniu do ciężarnych i krytych loch, przez cztery tygodnie po zapłodnieniu. Systemy chowu zbiorowego wymagają specjalnych systemów karmienia (np. elektronicznych podajników do karmienia lub otwartych stanowisk) oraz projektu kojca, który wpływa na lochę, aby używała oddzielnych obszarów do załatwiania się i leżenia. Chów zbiorowy ma poziomy emisji podobne do chowu indywidualnego (Groenestein i inni 2001) i można zastosować podobne techniki redukcji emisji.

81. *Technika referencyjna dla warchlaków*: warchlaki są chowane w grupach w konwencjonalnych kojcach lub płaskich platformach (podniesione kojce). Ponieważ metoda usuwania obornika jest podobna zakłada się, że środki redukujące stosowane do tradycyjnych kojców dla warchlaków mogą być również stosowane do płaskich platform.

82. Tabela 7 podsumowuje projekt i techniki redukcji emisji, w tym szacowanych wydajności i kosztów dla wszystkich klas chlewni dla świń. Szacowane koszty różnią się znacznie ze względu na specyficzne dla danego gospodarstwa rolnego warunki, takie jak wielkość budynku. Warto zauważyć, że niektóre techniki są bardzo kosztowne do zastosowania w istniejących chlewniach. Informacje na temat ekonomicznych kosztów technik i strategii niskiej emisji można znaleźć w Reis (nadchodzącym).

83. W badaniu przeprowadzonym w 2007 r. wykazano, że całkowity koszt redukcji emisji $NH_3$ z systemów chlewni w Holandii wykorzystując głównie płuczki powietrza wynosił średnio 0,016 EUR na kg wyprodukowanych tusz wieprzowych (Baltussen i in. 2010). W czasie badania, tylko duże gospodarstwa (IPPC) miały już zainstalowane technologie w celu zmniejszenia emisji o 40% -60% (łącznie z chlewni i magazynów). Szacuje się jednak, że w 2013 r. koszty wzrosną do 0,04 EUR na kg tuszy wieprzowej, gdy nawet małe gospodarstwa trzody chlewnej w Holandii będą musiały spełniać zarówno normy emisji jak i dobrostanu zwierząt. Przy założeniu, że produkowane jest 200 sztuk mięsa wieprzowego na stanowisko świni rocznie, koszt redukcji emisji $NH_3$ i koszty dobrostanu wynoszą 7,2 EUR na stanowisko świni lub 3 EUR za kg zaoszczędzonego $NH_3$-N; oba te szacunki są uznawane za mające mocne podstawy w Holandii. Szacunki nie uwzględniają, że część zaoszczędzonego $NH_3$ może zostać utracona dalej w łańcuchu odchodów.

84. Różne systemy mające na celu redukcję emisji opisane w pkt 80-90 opierają się na zasadach wymienionych w pkt. 69.

***Techniki Kategorii 1***

85. Emisja amoniaku może zostać zmniejszona o 25% poprzez redukcję powierzchni emitujących poprzez częste i całkowite wypompowywanie gnojowicy z dna zbiornika. Tam gdzie jest to możliwe do wykonania technika ta nie ma kosztów.

86. Podłogi częściowo pokryte listwami, zakrywające 50% powierzchni podłogi ogólnie emitują 15% -20% mniej NH3 zwłaszcza, jeśli listwy są pokryte metalem lub tworzywem sztucznym, które są mniej lepkie dla obornika niż beton. Zmniejszenie ryzyka emisji z części pełnej podłogi można uzyskać stosując nachyloną (lub wypukłą) gładko wykończoną powierzchnię; poprzez odpowiednie umiejscowienie urządzeń do karmienia i pojenia w celu zminimalizowania zanieczyszczenia powierzchni litych oraz dzięki dobrej kontroli klimatu wewnątrz (Aarnink i inni 1996 r., Guigand i Courboulay 2007 r.; Ye i inni, 2008a, 2008b).

87. Dalszą redukcję obszaru emitowania można osiągnąć poprzez zmniejszenie zarówno częściowo listwowanej powierzchni, jak i zbiornika poniżej. Przy mniejszym obszarze listwowanym, ryzyko większego zanieczyszczenia litej powierzchni może zostać złagodzone przez zainstalowanie drugiego małego płaskiego listwowanego z kanałem wodnym pod spodem, po drugiej stronie kojca, gdzie świnie zwykle jedzą i piją. Kanał wypełniony jest wodą na ok. centymetry (cm), aby rozcieńczyć jakikolwiek obornik, który mógłby do niego wpaść. Ta listwowana powierzchnia będzie miała niską emisję, ponieważ jakikolwiek spadający tutaj obornik będzie rozcieńczony. Ten połączony system kanału obornika i kanału wodnego może zmniejszyć emisję $NH_3$ o 40% -50% w zależności od wielkości kanału wodnego.

88. Ograniczenie powierzchni emitujących poprzez posiadanie jednej lub dwóch ukośnych ścianek zbiornika w połączeniu z posadzką częściowo wyłożoną listwami i częstym usuwaniem obornika może obniżyć emisję nawet o 65%.

89. Ograniczenie powierzchni emisji płytkimi rynnami w kształcie litery V (maksymalnie 60 cm szerokości i 20 cm głębokość) może zmniejszyć emisję w chlewniach o 40% do 65% w zależności od kategorii świń i obecności podłóg częściowo wyłożonych listwami. Rynny należy spłukać dwa razy dziennie cieczą (rzadką), raczej frakcją gnojowicy niż wodą; płukanie wodą rozcieńcza obornik i zwiększa koszt jego transportu.

90. W przypadku loch w fazie laktacji redukcja emisji o 65% może zostać osiągnięta poprzez zmniejszenie obszaru emitowania, budując misę pod listwową podłogą kojca. Misa jest nachyloną ślepą podłogą (co najmniej 3°) z odciekiem gnojowicy w najniższym punkcie. Pomimo tego, że misa może być zainstalowana w istniejących chlewniach, w praktyce zmiana systemu odprowadzania odchodów może okazać się kosztowna.

91. Ograniczenie emisji $NH_3$ można również uzyskać przez zakwaszanie gnojowicy w celu przesunięcia równowagi chemicznej z $NH_3$ do $NH_4$. Obornik (zwłaszcza frakcja ciekła) gromadzi się w zbiorniku z zakwaszoną cieczą (zwykle kwasem siarkowym, ale można też użyć kwasów organicznych) utrzymując pH poniżej 6. W zabudowaniach dla prosiąt zaobserwowano zmniejszenie emisji o 60%.

92. Chłodzenie powierzchniowe obornika z użyciem płetw, za pomocą zamkniętego układu wymiany ciepła jest techniką kategorii 1, o skuteczności redukowania 45% -75% w zależności od kategorii zwierząt i powierzchni płetw chłodzących. Technika ta, jest najbardziej ekonomiczna, jeśli zebrane ciepło można wymienić na ogrzewanie innych zabudowań, np. chlewni dla warchlaków (Hunh i inni 2004). W systemach gnojowicy technikę tę można zainstalować w istniejących budynkach. System ten nie ma zastosowania w przypadku stosowania ściółki ze słomy lub gdy pasza zawiera dużo błonnika, ponieważ może powstać warstwa pływających pozostałości na powierzchni gnojowicy.

93. Oczyszczanie powietrza odlotowego przez płuczki kwasowe (głównie kwas siarkowy) lub filtry ze złożem biologicznym okazało się praktycznym i skutecznym rozwiązaniem w przypadku dużych zakładów w Danii, Niemczech, Francji i Holandii, a zatem jest to kategoria 1 (np. Melse i Ogink 2005; Guingand 2009). Jest to najbardziej ekonomiczne rozwiązanie, gdy jest instalowane w nowych chlewniach, ponieważ modernizacja istniejącej infrastruktury wymaga kosztownej modyfikacji systemów wentylacyjnych. Płuczki kwasowe wykazały skuteczność usuwania NH3 w zakresie 70% -90%, w zależności od ich nastawionych wartości pH. Płuczki i filtry ze złożem biologicznym zmniejszają także zapachy i cząstki o odpowiednio 75% i 70% (Guingand 2009). Potrzebne są dodatkowe informacje na temat przydatności tych systemów w Europie Południowej i Środkowej. Koszty eksploatacji zarówno płuczek kwasowych jak i filtrów ze złożem biologicznym są szczególnie zależne od dodatkowego zużycia energii w celu recyrkulacji wody i przezwyciężenia zwiększonego ciśnienia wstecznego na wentylatorach. Dostępne są metody optymalizacji w celu zminimalizowania kosztów (Melse Hofschereuder i Ogink 2012), zaś koszty będą, mniejsze w przypadku dużych zakładów.

### *Techniki Kategorii 2*

94. Kulki pływające w zbiornikach obornika mogą redukować emisje o 25% przez częściowe pokrycie powierzchni emitującej. Obornik opadający na kulki powoduje ich odwrócenie, a ze względu na ich powierzchnię nieprzylepną czysta strona piłki obraca się do góry. Ta technika może być stosowana w istniejących chlewniach. Ponieważ ta technika nie została oceniona poza Holandią uznaje się ją za kategorię 2.

95. Do częstego usuwania obornika z chlewni można użyć paska w kształcie litery V umieszczonego pod podłogą listwową. Kształt taśmy pozwala na ciągły odpływ moczu oddzielając go od enzymu ureazy znajdującego się w odchodach, co minimalizuje konwersję (hydrolizę) mocznika do NH3. Z powodu, zarówno szybkiego usuwania jak i zmniejszenia wytwarzania NH3, emisja NH3 zostaje zmniejszona o około 70% (Aarnink i inni 2007). Należy zauważyć, że przy użyciu tej techniki nie jest wymagany żaden zbiornik, co kompensuje część kosztów budowy budynku. Również przez rozdzielanie obornika można skutecznie zaaplikować P i N do gleby. System pasa klinowego jest uznawany za technikę kategorii, 2 ponieważ został oceniony w Holandii. Ma potencjał dla wszystkich kategorii świń, ale został oceniony tylko dla tuczników.

Tabela 7
**Techniki Kategorii 1 i 2: Redukcja i koszty niskoemisyjnych systemów chlewni dla świń**

| *Technika kategorii 1 (Chyba, że określono kat.2)* | *Emisja $NH_3$ (kg $NH_3$ stanowisko/rok)* | *Redukcja emisji (%)* | *Dod. koszt (€/stanowisko/ rok)[a]* | *Dod. koszt (€/kg zreduk.$NH_3$-N)* |
|---|---|---|---|---|
| **Ciężarne lochy** | **4.20** | | | |
| Częste usuwanie obornika z systemem podciśnieniowym | | 25 | *0[b]* | *0[b]* |
| Płukanie rynien | | 40 | 33 | 23 |
| Chłodzenie powierzchni obornika | | 45 | 19 | 12 |
| (Grupowe) wraz ze stanowiskami do karmienia i zbiornikami obornika ze skośnymi ścianami | | 45 | 16 | 10 |
| Piłeczki pływające na powierzchni gnojowicy (kat. 2) | | 25 | 14 | 16 |
| Techniki płukania powietrza | | 70-90 | 22-30 | 8-10 |
| **Lochy w fazie laktacji** | **8.30** | | | |
| Kanał wodny na obornik | | 50 | 2 | 0.5 |
| Spodnia misa na obornik | | 65 | 40-45 | 9 |
| Chłodzenie powierzchni obornika | | 45 | 45 | 15 |
| Piłeczki pływające na powierzchni gnojowicy (kat. 2) | | 25 | 14 | 8 |
| Techniki płukania powietrza | | 70-90 | 35-50 | 7-10 |
| **Prosięta po odstawieniu** | **0.65** | | | |
| Częściowo listwowane podłogi ze zmniejszonym zbiornikiem | | 25-35 | 0 | 0 |
| Częste usuwanie obornika z systemem podciśnieniowym | | 25 | *0[b]* | *0[b]* |
| Częściowo listwowane podłogi z płukaniem rynien | | 65 | 5 | 14 |
| Częściowo listwowana podłoga i zbieranie w zakwaszonej cieczy | | 60 | 5 | 15 |
| Częściowo listwowana podłoga i chłodzenie powierzchni obornika | | 75 | 3-4 | 7-10 |
| Częściowo listwowane podłogi i kanały na obornik z ukośnymi ścianami | | 65 | 2 | 5-6 |
| Piłeczki pływające na powierzchni gnojowicy (kat. 2) | | 25 | 1 | 6-7 |
| Techniki płukania powietrza | | 70-90 | 4-5 | 8-12 |
| **Growery-finizery** | **3.0** | | | |
| Częściowo listwowane podłogi ze zmniejszonym zbiornikiem | | 15 -20 | 0 | 0 |
| Częste usuwanie obornika z systemem podciśnieniowym | | 25 | *0[b]* | *0[b]* |
| Częściowo listwowane podłogi i kanały na oborniki wodę | | 40 | 2 | 2 |
| Częściowo listwowane podłogi i kanały na oborniki wodę z ukośnymi ścianami | | 60-65 | 3-5 | 2-3 |
| Płukanie rynien | | 40 | 10 -15 | 10 -15 |
| Częściowo listwowana podłoga i chłodzenie powierzchni obornika | | 45 | 5-7 | 4-6 |
| Piłeczki pływające na powierzchni gnojowicy (kat. 2) | | 25 | 2 | 4 |
| Częściowo listwowane podłogi i oddzielne usuwanie ciekłej i stałej frakcji obornika przez pasek w kształcie litery V (kat. 2) | | 70 | 0-5 | 0-3 |
| Techniki płukania powietrza | | 70-90 | 10 -15 | 5-9 |

*Uwaga:* Dla kosztów ekonomicznych technik redukcji emisji patrz Reis (nadchodzący).

[a] Ceny są obliczane na podstawie nowych budynków. W istniejących budynkach można zainstalować tylko systemy chłodzące, kulki pływające i płuczki, patrz tekst wyjaśniający zagadnienia modernizacji.

[b] Jeśli system usuwania podciśnieniowego jest już zainstalowany.

## C. System pomieszczeń dla drobiu

96. Projekty mające na celu redukcję emisji $NH_3$ z systemów kurników mają zastosowanie do następujących zasad:

(a) zmniejszenie powierzchni emitującego kurzego obornika;

(b) częste usuwanie obornika do zewnętrznego magazynu (np. pasowymi systemami usuwania);

(c) szybkie suszenie obornika;

(d) używanie powierzchni, które są gładkie i łatwe do czyszczenia;

(e) oczyszczanie powietrza wylotowego przez płuczki kwasowe lub filtry ze złożem biologicznym;

(f) obniżanie temperatury wewnętrznej i wentylacja, gdy pozwala na to dobrostan zwierząt i / lub produkcja.

### 1. Systemy pomieszczeń dla kur niosek

97. Ocena systemów pomieszczeń dla niosek w państwach członkowskich UE musi uwzględniać wymagania ustanowione w Dyrektywie Rady 1999/74 / WE z dnia 19 lipca 1999 r., ustanawiającej minimalne normy dotyczące ochrony kur niosek. Począwszy od 2012 r., Dyrektywa ta zakazuje stosowania konwencjonalnych systemów klatek. Zamiast tego dozwolone są jedynie klatki rozbudowane lub systemy bezklatkowe, takie jak systemy ściółkowe (lub głębokościółkowe) lub systemy wolierowe.

*98.* *System referencyjny dla konwencjonalnego chowu klatkowego.* System ten wykorzystuje otwarty magazyn obornika pod klatkami. Choć zakazano tego w Unii Europejskiej w 2012 r., niektóre państwa ECE nadal hodują kury nioski w konwencjonalnych klatkach, a większość sprawozdań dotyczących redukcji emisji NH3 dotyczy tego rodzaju budynków, jako odniesienia. Odniesienie to jest również utrzymywane dla ciągłości w kalkulacji inwentaryzacji emisji.

99. *System referencyjny dla kurników o "rozbudowanych" klatkach.* System ten może zastąpić konwencjonalne klatki bez potrzeby znacznej zmiany istniejącego budynku. Rozbudowane klatki zapewniają kurom nioskom zwiększoną przestrzeń, w tym obszary do zagnieżdżania, drapania i grzędy. Ptaki trzymane są w grupach 40-60. Najczęściej stosowaną metodą usuwania odchodów jest pas (wentylowany) umieszczony pod klatkami. Środki obejmujące kurniki z rozbudowanymi klatkami przedstawiono w osobnej tabeli, ponieważ system referencyjny - bardziej niż konwencjonalne klatki - jest rozbudowaną klatką z pasem pod spodem w celu usunięcia obornika w sposób regularny bez suszenia. Ze względu na dobrostan zwierząt, rozbudowane klatki nie są dozwolone w Holandii i w Niemczech, zamiast tego mają kurniki dla kolonii lub Kleingruppenhaltung. Różnica w odniesieniu do rozbudowanych klatek, polega na tym, że przypada tam większa powierzchnia na zwierzę, klatki są wyższe, zaś obszary ściółki i gniazd są wyraźniej określone. Ellen i Ogink (2009) uzasadniali, że mogą być stosowane takie same współczynniki emisji NH3, jak w przypadku rozbudowanych klatek.

*100.* *System referencyjny dla kurników bezklatkowych: kurnik z głębokim zbiornikiem w połączeniu z częściowo ścieloną podłogą*. W tym systemie, budynek jest wyposażony w charakterystyczne 80 do 90 cm zbiorniki na odchody pokryte listwami drewnianymi lub plastikowymi lub siatką drucianą. Obornik jest zbierany w zbiornikach pod listewkami zajmującymi dwie trzecie powierzchni podłogi. Pozostała jedna trzecia podłogi jest pokryta ściółką, taką jak piasek, wióry lub słoma używane do drapania lub kąpieli w piasku. Gęstość obsady w takich kurnikach wynosi do dziewięciu kur na m2 powierzchni podłogi.

*101.* *System wolierowy (grzędy).* Budynek podzielony jest na różne obszary funkcjonalne wykorzystywane do karmienia i picia, składania jaj, drapania i odpoczynku z zapewnioną ściółką. Dostępna powierzchnia jest zwiększana za pomocą podwyższonych, listwowanych podłóg w połączeniu z półkami, co pozwala na uzyskanie gęstości obsady do 18 kur na rtf powierzchni podłogi. Podobnie jak w systemach klatkowych, woliery wykorzystują paski umieszczone pod poziomami do zbierania obornika; wentylowane taśmociągi mogą być instalowane do zbierania suszenia i usuwania ściółki.

102. W niektórych krajach definicja "wolnego wybiegu" obejmuje systemy z głębokimi zbiornikami z częściowo ścieloną podłogą (lub głęboką ściółką) lub systemami wolierowymi zapewniającymi ptaków dostęp do przestrzeni na zewnątrz. W krajach, gdzie kury z "wolnego wybiegu" znajdują się na stałych lub częściowo listwowanych podłogach, lita podłoga pokryta jest ściółką, a kury mają dostęp do przestrzeni na zewnątrz. Obornik gromadzi się zarówno na podłożu stałym jak i pod powierzchnią listwowaną dla 14 miesięcznego okresu znoszenia jaj.

103. Emisje amoniaku z systemów zestawów głębokich zbiorników lub kanałowych mogą być obniżone poprzez zmniejszenie zawartości wilgoci w oborniku wentylując zbiornik na obornik.

104. Zbieranie odchodów na taśmociągi, a następnie usuwanie obornika do krytego zbiornika znajdującego się budynkiem może również ograniczyć emisję $NH_3$, szczególnie, jeśli obornik został wysuszony na taśmociągach poprzez

wymuszoną wentylację. Obornik należy suszyć do 60% -70% DM w celu zminimalizowania tworzenia się NH3. Obornik zbierany z taśmociągów do intensywnie wentylowanych tuneli suszących wewnątrz lub na zewnątrz budynku mogą osiągnąć zawartość 60-80% DM w ciągu mniej niż 48 godzin, ale w tym przypadku wzrasta narażenie na działanie powietrza i emisje. Cotygodniowe usuwanie taśmociągów z obornikiem do zadaszonych pomieszczeń redukuje emisję o 50% w porównaniu z usuwaniem dwa razy w tygodniu. Ogólnie rzecz ujmując, emisja z kurników niosek z taśmociągami do obornika zależy od a) długości okresu czasu w którym obornik znajduje się na taśmociągu; b) systemów suszących; c) rasy drobiu; d) wydajności wentylacji na taśmociągu (niska wydajność = wysoka emisja) oraz (e) składu paszy. Systemy wolierowe z taśmociągami dla częstego zbierania i usuwania obornika do magazynów zamkniętych redukują emisję o ponad 70% w porównaniu z systemem głębokiej ściółki.

105. Oczyszczanie powietrza wylotowego za pomocą płuczki kwasowej lub filtrów ze złożem biologicznym zostało z powodzeniem wprowadzone w kilku krajach (Melse i Ogink 2005; Ritz i in. 2006; Patterson i Adrizal 2005; Melse Hofschreuder i Ogink 2012). Płuczki kwasowe usuwają 70% -90% NH3, podczas gdy płuczki biologiczne usuwają 70%. Obie usuwają również drobny pył i zapach. Aby poradzić sobie z wysoką zawartością pyłów opracowano wielofazowe płuczki powietrza z wstępnym filtrowaniem grubych cząstek (Ogink i Bosma 2007; Melse Ogink i Bosma 2008). Jednakże, pewni partnerzy uznają tę technikę, jako przynależną do kategorii 2 z powodu problemu z dostarczaniem pyłu.

106. Techniki redukcji emisji podsumowano dla konwencjonalnego chowu klatkowego (tabela 8) dla chowu w klatkach rozbudowanych (tab. 9) oraz chowu bezklatkowego (tabela 10).

### *Techniki Kategorii 2*

107. Regularne dodawanie siarczanu glinu (ałun) do ściółki w systemach chowu bezklatkowego zmniejsza emisję $NH_3$ z budynków do 70%, a także redukuje wewnętrzne stężenia zarówno NH3, jak i drobnych cząstek stałych (PM2.5) poprawiając tym samym produkcję. Ałun obniża również straty z ługowanie fosforu z obornika aplikowanego do gruntu. Badania w Stanach Zjednoczonych pokazują, że korzyści płynące z obróbki ałunem są dwukrotnie wyższe niż koszt, ale ponieważ nie ma jeszcze doświadczeń w tej materii z innych krajów, technika ta jest uznawana za kategorię 2.

Tabela 8

**Systemy chowu klatkowego dla kur niosek (system referencyjny): techniki i związany z nimi potencjał redukcji emisji $NH_3$**

| *Kategoria 1* | *kg $NH_3$/ rok/stanowisko* | *Redukcja NH3 (%)* | *Dodatkowy koszt (€/stanowisko/rok)* | *Koszt(€/kg NH3-N ograniczonego/rok)* |
|---|---|---|---|---|
| **Konwencjonalne klatki,** Nienapowietrzany, otwarty magazyn obornika pod klatkami (*technika referencyjna)* | 0.1-0.2 | — | — | — |
| Konwencjonalne klatki, napowietrzany otwarty magazyn obornika pod klatkami dla wysuszenia obornika | — | 30 | — | 0-3 |
| Konwencjonalne klatki, szybkie usuwanie obornika taśmociągiem do zamkniętych magazynów obornika | — | 50-80 | — | 0-5 |
| Oczyszczanie (płuczką) powietrza wylotowego[a] | — | 70-90 | — | 1-4 |

*Uwaga:* Dla ekonomicznych kosztów technik redukcji emisji zobacz Reis (nadchodzący).

[a] Z płuczkami kwasowymi można osiągnąć redukcję rzędu 70%-90%, ze złożem biologicznym 70%; niektórzy eksperci uznają to za kategorię 2.

Tabela 9

**Systemy rozbudowanych klatek dla kur niosek: techniki i powiązany potencjał redukcji emisji $NH_3$**

| *Kategoria 1* | *kg $NH_3$/ rok / stanowisko* | *Redukcja (%) $NH_3$* | *Dodatkowy koszt (€/stanowisko/rok)* | *Koszt (€/Kg $NH_3$-N ograniczonego/rok)* |
|---|---|---|---|---|
| Taśmociągi, usuwanie 2 x w tyg. *(technika referencyjna)* | 0.05-0.1 | — | — | — |
| Wentylowane taśm., usuwanie2 x w tyg.[a] | — | 30 – 40 | 0 | 0 |
| Wentylowane taśm., usuwanie więcej niż 2 x w tyg. | — | 35-45 | — | 0-3 |
| Płuczki powietrza wylotowego[b] | — | 70-90 | — | 2-5 |

*Uwaga:* Dla ekonomicznych kosztów technik redukcji emisji zobacz Reis (nadchodzący).

[a] Procent redukcji w zależności od szybkości wentylacji wentylatora suszącego.

[b] Z płuczkami kwasowymi można osiągnąć redukcję rzędu 70%-90%, ze złożem biologicznym 70%; niektórzy eksperci uznają to za kategorię 2.

Tabela 10

**Systemy chowu bezklatkowego kur niosek: techniki i powiązany potencjał redukcji emisji $NH_3$**

| *Techniki kat. 1 i 2* | *kg $NH_3$/ rok / stanowisko* | *Redukcja (%) $NH_3$* | *Dodatkowy koszt (€/stanowisko/rok)* | *Koszt (€/Kg $NH_3$-N ograniczonego/rok)* |
|---|---|---|---|---|
| Głęboka ściółka lub głęboki wykop z częściową ściółką (*technika referencyjna)* | 0.3 | — | — | — |
| Projekty wolierowe, grzędy, niewentylowane taśm. obornika (kat. 1) | — | 70-85 | — | 1-5 |
| Woliery, wentylowane taśm. obornika (kat. 1) | — | 80-95 | — | 1 -7 |
| Płuczki powietrza wylotowego [a] | — | 70-90 | — | 6-9 |
| Ściółka, częściowo listwowane, taśm. obornika (kat. 2) | — | 75 | — | 3-5 |
| Ściółka z wymuszonym suszeniem obornika (kat. 2) | — | 40-60 | — | 1 -5 |
| Regularne dodawanie siarczanu glinu do ściółki (kat. 2) | — | 70 | — | ? |

*Uwaga:* Dla ekonomicznych kosztów technik redukcji emisji zobacz Reis (nadchodzący).

[a] Z płuczkami kwasowymi można osiągnąć redukcję rzędu 70%-90%, ze złożem biologicznym 70%; niektórzy eksperci uznają to za kategorię 2.

## 2. Systemy kurników dla broilerów

*108. System referencyjny dla brojlerów:* System referencyjny dla brojlerów jest tradycyjnym budynkiem stosowanym w Europie z pełną, w pełni ścieloną podłogą.

109. Aby zminimalizować emisję NH3 w kurniku brojlerów, ważne jest, aby ściółka była sucha. Na wilgotność ściółki i emisje wpływ mają następujące czynniki:

(a) projekt i funkcjonowanie wody pitnej (wycieki i rozlania);

(b) masa i pogłowie zwierząt oraz czas trwania okresu wzrostu;

(c) stopień wentylacji, stosowanie wewnętrznego oczyszczania powietrza i otaczającej pogody;

(d) stosowanie izolacji podłogowej;

(e) typ i ilość ściółki;

(f) karma.

*Techniki Kategorii 1*

110. *Ograniczenie wyciekania wody z systemu do picia:* prostym sposobem na zmniejszenie wycieków wody z systemu pitnego jest stosowanie poideł smoczkowych zamiast dzwonowych.

111. *Technologia oczyszczania powietrza płuczką* w celu usunięcia NH z powietrza wentylacyjnego jest bardzo skuteczna, ale nie jest szeroko stosowana ze względu na koszty. Filtry z przegrodą ziarnistą i płuczki kwasowe dostępne obecnie w Holandii i Niemczech usuwają od 70% do 90% NH3 z powietrza wylotowego. Wątpliwości dotyczące długoterminowej niezawodności w związku z wysokimi obciążeniami pyłem powodują, że niektórzy partnerzy traktują je, jako kategorię 2. Opracowano płuczki na wiele różnych zanieczyszeń, jak również do usuwania zapachów i cząstek stałych (PM10 i PM25) z powietrza wylotowego (Zhao i inni 2011; Ritz i inni 2006; Patterson i Adrizal 2005).

*Techniki Kategorii 2*

112. *Wymuszone suszenie:* Skuteczną redukcję emisji można osiągnąć poprzez wymuszone suszenie, ale obecne systemy są energochłonne i mogą zwiększyć emisję pyłu. Mogą pojawić się jednak pewne oszczędności w kosztach ogrzewania dzięki lepszej dystrybucji ciepła.

113. *System combideck:* System ten składa się z wymienników ciepła w betonowej podłodze. Na początku okresu tuczu podłoga jest podgrzewana dla wysuszenia ściółki, później w okresie tuczenia podłoga jest chłodzona w celu zmniejszenia aktywności bakterii, co zmniejsza rozkład kwasu moczowego. Ponieważ efektywność tej techniki zależy od warunków lokalnych, jest ona uznawana za kategorię 2.

114. Stosowanie dodatków (siarczan glinu, mikroorganizmy), może zmniejszyć emisję NH3, prowadzić do wyższej zawartości suchej masy obornika i zmniejszyć śmiertelność (Aubert i inni 2011), ale wyniki są albo niespójne (np. McCrory i Hobbs 2001) lub przetestowano je tylko w jednym kraju (w przypadku dodania siarczanu glinu).

## 3. Systemy kurników dla indyków i kaczek

115. *System referencyjny dla indyków:* System referencyjny dla indyków rzeźnych to tradycyjny budynek stosowany w Europie, z pełną podłogą całkowicie ścieloną, w zamkniętych, izolowanych cieplnie budynkach z wymuszoną wentylacją (jak w przypadku brojlerów) lub w naturalnie wentylowanych kurnikach z otwartymi ścianami bocznymi. Obornik jest usuwany po zakończeniu każdego okresu tuczenia. Emisja amoniaku przy w pełni ścielonej podłodze wynosi 0,680 kg $NH_3$-N na stanowisko indyka / rocznie. Indyki są niewielkim źródłem $NH_3$ w większości krajów ECE.

116. *System referencyjny dla kaczek:* System referencyjny dla kaczek jest tradycyjnym budynkiem podobnym do pomieszczeń dla brojlerów. Kaczki do pieczenia wytwarzają gnojowicę, zaś kaczki dla "foie gras" wytwarzają obornik. Częściowo listwowane, częściowo ścielone podłogi i inne systemy kurników dla tuczu kaczek. Podobnie jak w przypadku indyków, kaczki są niewielkim źródłem $NH_3$ w regionie ECE.

117. Metoda redukcji emisji amoniaku stosowana w produkcji brojlerów może być stosowana w odniesieniu do kurników indyków i kaczek. Jednakże - z wyjątkiem płuczek - skuteczność tych technik będzie mniejsza niż w przypadku brojlerów ze względu na większą ilość obornika i większą zawartość DM w ściółce. W Holandii, efektywność jest szacowana na połowę efektywności kurników brojlerów. W przypadku kaczek wyposażonych w miski do wody (z uwzględnieniem dobrostanu ptaków wodnych) skuteczność może być nawet niższa. Dlatego techniki te są uznawane za kategorię 2.

Tabela 11

**Systemy kurników dla broilerów: techniki i powiązany potencjał redukcji emisji NH3**

| *Techniki kat. 1 i 2* | *kg $NH_3$/ rok / stanowisko* | *Redukcja (%) $NH_3$* | *Dodatkowy koszt (€/stanowisko/rok)* | *Koszt (€/Kg $NH_3$-N ograniczonego/rok)* |
|---|---|---|---|---|
| Głęboka ściółka; kurnik wentylowany *mechanicznie (technika referencyjna)* | 0.080 | — | | |
| Kurnik wentylowany naturalnie lub izolowany i wyposażony w niecieknący system pojenia(kat. 1) | — | 20-30 | | |
| Ściółka z wymuszonym suszeniem obornika stosując wewnętrzne powietrze (kat. 1) | — | 40-60 | — | 2-4 |
| Płuczka powietrza wylotowego (kat. 1)[a] | — | 70-90 | — | 10-15 |
| Podłogi piętrowe i wymuszone suszenie powietrzem (kat. 2) | — | 90 | — | ? |
| Piętrowe usuwane boki; wymuszone suszenie powietrzem (kat. 2) | — | 90 | — | ? |
| System combideck (kat. 2) | — | 40 | — | 6 |

*Uwaga:* Dane o kosztach ekonomicznych systemów niskoemisyjnych są rzadko spotykane, także, dlatego, że w praktyce często występują tylko nieliczne z tych systemów. Dla ekonomicznych kosztów technik redukcji emisji zobacz Reis (nadchodzący).

[a] Z płuczkami kwasowymi można osiągnąć redukcję rzędu 70%-90%, ze złożem biologicznym 70%; niektórzy eksperci uznają to za kategorię 2.

.

# ROZDZIAŁ 6

# Techniki magazynowania obornika

*B. Amon, K Smith, L Valli, H. Dohkr, MN. Hansen, H. Menzi, S. Wuf, J. Webb, Z. Klimont & E. Fiani*

118. *Technika referencyjna:* Bazą dla oceny skuteczności środka redukcji emisji jest emisja z tego samego rodzaju magazynu bez pokrywy na powierzchni. Uznaje się, że emisja bazowa wynosi 14 i 27 kg $NH_3$-N na $m^2$ na rok w oparciu o dane pochodzące z krajów Europy Zachodniej; niższe wartości można zaobserwować wtedy, gdy magazynowany obornik jest zamrażany na kilka miesięcy, a wyższe wartości w krajach ciepłych. Ponieważ dane bazowe są ograniczone zachęca się partnerów do ustalenia odpowiednich wartości bazowych dla swoich warunków. W tabeli 12 podsumowano różne środki redukcji emisji dla magazynów gnojowicy i ich skuteczności w zmniejszaniu emisji $NH_3$.

119. Po usunięciu z budynków inwentarskich gnojownica jest powszechnie składowana w betonowych lub stalowych zbiornikach lub silosach lub lagunach o brzegach z wałów ziemnych. Laguny mają większą powierzchnię na jednostkę objętości niż zbiorniki i istnieją od niedawna dowody silnej denitryfikacji chemicznej w dużych lagunach spowodowane częściowo działaniem wiatru. Emisje z magazynów gnojowicy można zmniejszyć poprzez zmniejszenie przepływu powietrza przez powierzchnię instalując stałe lub pływające pokrywy, umożliwiając tworzenie skorupy powierzchniowej lub zwiększając głębokość magazynów w celu zmniejszenia stosunku powierzchni do objętości magazynów. Zmniejszenie powierzchni można wziąć pod uwagę tylko w przypadku nowych konstrukcji. Wspólne korzyści: solidne pokrywy (i otwarte dachy) zapobiegają przedostawaniu się deszczu, zapewniając tym samym większą przewidywalność, zaś przy mniejszej ilości wody koszty transportu także są niższe; pokrywy redukują zapachy, a także zmniejszają emisje gazów cieplarnianych, chociaż w niektórych warunkach pokrywa ze słomy może zwiększyć emisję N2O; zmniejszenie stosunku powierzchni do objętości wydaje się zapewniać takie same korzyści jak pokrywy.

120. W celu długotrwałego przechowywania suchego obornika drobiu (np. z kurników brojlerów) należy użyć stodoły lub budynku z nieprzepuszczalną podłogą i wystarczającą wentylacją, aby utrzymać suchość obornika i zminimalizować dalsze straty $NH_3$.

121. Ważne jest również, aby minimalizować ewentualne straty $NH_3$ podczas aplikacji do gruntu gnojowicy i obornika z zadaszonych magazynów, w przeciwnym razie zalety osłoniętych magazynów odparują podobnie jak $NH_3$.

***Techniki Kategorii 1***

122. *"Szczelna" pokrywa, dach lub konstrukcja namiotu:* Najlepszą sprawdzoną i najbardziej praktyczną metodą redukcji emisji z gnojowicy przechowywanej w zbiornikach lub silosach jest przykrycie jej "szczelną" pokrywą, konstrukcją dachową lub namiotem. Chociaż ważne jest, aby takie pokrywy były szczelnie zamknięte lub "szczelne", aby zminimalizować wymianę powietrza, to należy jednak zapewnić odpowietrzanie, aby zapobiec gromadzeniu się łatwopalnych gazów zwłaszcza metanu. Możliwość modernizacji tych struktur w istniejących zbiornikach zależy od integralności strukturalnej sklepów lub tego, czy można je zmodyfikować, aby przyjęły dodatkowe obciążenie.

123. *Pływające pokrywy:* Materiał pokryw pływających może być tworzywem sztucznym, płótnem, tkaniną geotekstylną lub innym odpowiednim materiałem. Uznaje się, że jest to technika kategorii 1 tylko w przypadku małych lagun z wałami ziemnymi. Pokrywy pływające są trudne do wdrożenia na zbiornikach, zwłaszcza tych o wysokich ścianach, ze względu na znaczny ruch pionowy potrzebny podczas napełniania i opróżniania.

*124.* *Tekstylne zbiorniki* do przechowywania nadają się do redukcji emisji z gnojowicy w małych gospodarstwach (np. <150 tuczników); należy zauważyć, że koszt tego środka obejmuje zarówno strukturę pomieszczenia magazynującego jak i pokrywę.

125. *Powstawanie naturalnej skorupy: minimalizowanie mieszania przechowywanej gnojowicy bydlęcej i świńskiej (w zależności od aktywności bakterii i zawartości DM w* gnojowicy) i wprowadzanie nowej gnojowicy poniżej powierzchni umożliwi nam powstawanie naturalnej skorupy. Skorupy mogą znacząco zredukować emisje NH3 przy niewielkim, bądź żadnym koszcie za czas, w jakim skorupa jest wystarczająco gruba i całkowicie pokrywa powierzchnię gnojowicy. Efektywność redukcji emisji zależy od charakteru i czasu trwania skorupy (Misselbrook i inni 2005a; Smith i

inni 2007). Ograniczanie dzięki naturalnej skorupie jest opcją tylko dla gospodarstw, które nie muszą często mieszać obornika w celu częstej aplikacji i które posiadają gnojowicę, która wytwarza skorupę.

126. Kulki z lekkiej gliny zwulkanizowanej (LECA) i Hexa-Covers (pokrywy) mogą być łatwo stosowane świńskiego obornika nietworzącego skorupy lub produktów fermentacji z fermentacji beztlenowych. Niedawny przegląd metod redukcji emisji (van der Zaag i in. 2012) sugeruje, że jest to kategoria 1 ponieważ nie są narażone na wiele innych problemów związanym z poszyciami takimi jak gromadzenie wody i rozrywanie, ponadto są łatwe do zastosowania.

127. *Zastąpienie lagun przez zbiorniki / silosy:* jeśli laguny z wałami ziemnymi zostaną zastąpione przez głębsze zbiorniki lub silosy, emisje zostaną proporcjonalnie zredukowane ze względu na zmniejszoną powierzchnię na jednostkę objętości. Może to być skuteczna (choć droga) opcja redukcji NH3, zwłaszcza, jeśli zbiorniki są przykryte pokrywą lub konstrukcją namiotu (techniki kategorii 1). Opłacalność tej opcji jest trudna do określenia ilościowego, gdyż zależy ona od charakterystyki laguny i zbiornika. Mieszanie obornika w wysokich konstrukcjach jest trudne.

### *Techniki Kategorii 2*

128. *Pokrywy pływające (dla magazynów innych niż małe laguny z wałami ziemnymi):* istnieje wiele rodzajów pokryć pływających wykonanych z przepuszczalnych i nieprzepuszczalnych materiałów, które mogą zmniejszyć emisje NH3 z przechowywanej gnojowicy poprzez ograniczenie kontaktu między gnojowicą a powietrzem. Jednakże skuteczność i praktyczność tych powłok jest nadal niepewna z wyjątkiem dobrze sprawdzonej folii z tworzywa sztucznego na niewielkich lagunach z wałami ziemnymi i może ulegać zmianie w zależności od zarządzania i innych czynników. Przykłady obejmują folie plastikowe, posiekaną słomę i torf. Nieprzepuszczalne, pływające pokrywy wymagają odpowietrzania i metody usuwania wody deszczowej, która gromadzi się na górze. Przepuszczalne, pływające pokrywy muszą być dokładnie zabezpieczone przed wiatrem i oba typy muszą umożliwiać ruch pionowy podczas napełniania i opróżniania. Trwałość pływających pokryć nie została dobrze sprawdzona. Pokrywy pływające mogą utrudniać homogenizację gnojowicy przed jej aplikacją lub utrudnić sam proces aplikacji. Aspekt ten wymaga uwagi od strony technicznej oraz optymalizacji.

129. *Przykrywanie obornika w obejściu:* istnieje niewiele możliwości zmniejszenia emisji $NH_3$ z przechowywanego obornika (stałego) dla bydła i świń. Doświadczenia wykazały, że przykrycie obornika folią z tworzywa sztucznego może znacząco obniżyć emisję $NH_3$ i nie powoduje znacznego wzrostu emisji metanu i tlenku azotu (Chadwick 2005; Hansen; Henriksen i Sommer 2006). Obecnie jest to technika kategorii 2 ze względu na potrzebę bardziej ogólnych badań skuteczności i praktyczności w zakresie redukcji emisji.

Tabela 12

**Środki ograniczające emisję amoniaku dla magazynowania gnojowicy bydła i**

| *Środek ograniczający* | *Redukcja emisji $NH_3$ (%)* | *Zastosowanie* | *Koszty (OPEX) (€ za $m^3$/rok)[a]* | *Dodatkowe koszty (€/kg $NH_3$-Zreduk. N)[a]* |
|---|---|---|---|---|
| Magazyn bez pokrywy lub skorupy *(technika referencyjna)* | 0 | | — | — |
| Szczelna" pokrywa, konstrukcja dachowa lub namiot (kat. 1) | 80 | Zbiorniki betonowe lub stalowe oraz silosy. Mogą nie być odpowiednie dla istniejących magazynów. | 2-4 | 1.0-2.5 |
| Poszycie z plastiku[b] (pływająca pokrywa) (kat. 1) | 60 | Małe laguny z wałami ziemnymi. | 1,5 -3 | 0.6-1.3 |
| Umożliwienie tworzenia naturalnej skorupy poprzez zmniejszenie mieszania i dopływ nawozu pod powierzchnią (pokrywa pływająca) (kat. 1) | 40 | Tylko dla gnojowicy o większej zawartości materiału włóknistego. Nie nadaje się dla gospodarstw, gdzie konieczne jest mieszanie i rozbijanie skorupy w celu częstej aplikacji gnojowicy. Skorupa może nie tworzyć na gnojowicy świń w chłodnym klimacie. | 0 | 0 |
| Zastąpienie laguny, itp. przykrytym zbiornikiem lub wysokimi zbiornikami otwartymi (głębokość > 3 m) (kat. 1) | 30-60 | Tylko nowa budowa i podlegająca wszelkim ograniczeniom planistycznym dotyczącym wyższych konstrukcji. | 15 (około 50% kosztów zbiornika) | |
| Zbiorniki tekstylne (kat. 1) | 100 | Dostępne rozmiary zbiorników tekstylnych mogą ograniczać zastosowanie w większych gospodarstwach hodowlanych. | 2,50 (zawiera koszt magazynowania) | |
| Pływające kulki LECA, Hexa-Covers (kat. 1) | 60 | Nie nadają się do obornika tworzącego skorupę | 1 -4 | 1 -5 |
| Plastikowe poszycie[b] (pływająca pokrywa) (kat. 2) | 60 | Duże laguny z wałami ziemnymi i zbiorniki betonowe lub stalowe. Zarządzanie i inne czynniki mogą ograniczyć stosowanie tej techniki. | 1,50 -3 | 0,5-1.3 |
| "Niska technologia" pływające pokrywy (np., cięta słoma, torf, kora, itp.) (kat. 2) | 40 | Zbiorniki betonowe lub stalowe i silosy. Prawdopodobnie niepraktyczne w dużych lagunach z wałami ziemnymi. Nie nadaje się, jeśli materiały mogą powodować problemy z zarządzaniem gnojowicą. | 1,50-2,50 | 0,3-0.9 |

*Uwaga:* dla kosztów ekonomicznych technik redukcji emisji patrz Reis (nadchodzący).

[a] Obliczone dla przechowywania świńskiej gnojowicy w magazynach o pojemności od 500 do 5000 m3 umiarkowanych regionów Europy Środkowej. Odniesieniem jest gnojowica bez skorupy.

[b] Poszycie może być tworzywem sztucznym, płótnem lub innym odpowiednim materiałem.

# ROZDZIAŁ 7

# Techniki aplikacji obornika

*J. Webb, S.T.J. Lalor, S. Bittman, T. Misse/Brook, M.A. Sutton, H. Menzi, H. Dohler, K Smith, S. Gyldenkaerne, N.J. Hutchings, K van der Hoek, E. Fiani, S. Lukin & Z. Klimont*

130. *Technika referencyjna.* Technika referencyjna dla aplikacji obornika jest definiowana, jako nawożenie nieprzetworzoną gnojowicą lub obornikiem zaaplikowanym na całej powierzchni gleby ("rozrzucanie"), po którym nie następują zabiegi wprowadzenia obornika do gleby oraz bez harmonogramu czasowego dla aplikacji, który minimalizują straty $NH_3$. W przypadku gnojowicy na przykład, obejmowałoby to beczkowóz wyposażony w dysze wylotowe i płytę rozpryskową. W przypadku obornika przypadkiem referencyjnym byłoby pozostawienie obornika na powierzchni gleby bez aplikacji doglebowej.

131. Emisje $NH_3$ z techniki referencyjnej wyrażone, jako procent zastosowanego TAN, pozostają zazwyczaj w zakresie od 40% do 60% (chociaż emisje poza tym zakresem są również często spotykane). Emisje będą się różnić w zależności od składu gnojowicy lub obornika, a także panujących warunków pogodowych i glebowych. Emisje $NH_3$ w procentach zastosowanego TAN są zwykle obniżane wraz ze zmniejszeniem ewapotranspiracji (temperatura powietrza, prędkość wiatru promieniowanie słoneczne) i stężeniem DM w gnojowicy. Emisje NH3 w procentach zastosowanego TAN są zwykle zmniejszane wraz ze wzrostem stężenia TAN i wskaźnika aplikacji. Emisje z różnych rodzajów obornika będą się różnić. Emisje są również zależne od warunków glebowych, które mają wpływ na szybkość infiltracji. Na przykład, dobre odprowadzanie, gruba tekstura, suche gleby, które umożliwiają szybsze przenikanie, będą powodować niższe emisje niż gleby mokre i gładkie o zmniejszonej szybkości infiltracji (Segaard i in. 2002). Jednakże, gdy bardzo suche, niektóre gleby mogą stać się hydrofobowe, co może również zmniejszyć przenikanie a tym samym zwiększyć emisję.

132. *Specyfikacja skuteczności redukcji emisji.* Emisje będą się różnić w zależności od składu gnojowicy i obornika, a także panujących warunków pogodowych i glebowych. Skuteczność redukcji będzie się zmieniać w zależności od emisji odniesienia w zależności od tych czynników. Z tego powodu dane podane w tabeli 14 przedstawiają średnie z wielu badań, w różnych krajach i w szerokim zakresie warunków. Całkowita wielkość poziomów emisji $NH_3$ w technikach referencyjnych zmienia się czasowo i w skali regionalnej w odpowiedzi na wahania warunków środowiskowych. Wprawdzie czynniki te mają również wpływ na bezwzględną wielkość emisji $NH_3$ z podejść niskoemisyjnych, to względne poziomy emisji są porównywalne; z tego powodu korzyści wynikające z zastosowania podejść niskoemisyjnych wyrażone, jako redukcja procentowa w porównaniu z wartościami referencyjnymi.

133. Techniki kategorii 1 obejmują urządzenia mechaniczne do znacznego obniżenia odsłoniętej powierzchni gnojowicy zastosowane na powierzchnię gleby lub aplikację doglebową gnojowicy lub obornika poprzez wtryskiwanie lub wprowadzanie do gleby. Ekonomiczne koszty tych technik są w przedziale od 0,1 do 5 EUR za kg zaoszczędzonego $NH_3$-N, przy najmniejszych kosztach natychmiastowego wprowadzania gnojowicy i obornika, jeśli jest to wykonalne (tj. na gruntach użytkowych). Szacunki są bardzo wrażliwe w odniesieniu do przyjętego rozmiaru gospodarstwa, przy znacznie poprawionej ekonomii skali w większych gospodarstwach, w których sprzęt niskoemisyjny jest dzielony między kilka gospodarstw lub gdzie używani są specjalistyczni wykonawcy. Technikami zaliczonymi do kategorii 1 są:

(a) nawożenie pasmowe gnojowicy na powierzchni gleby przy użyciu węża wleczonego lub płozy;

(b) wtrysk gnojowicy — otwarta szczelina;

(c) wtrysk gnojowicy — zamknięta szczelina;

(d) aplikacja doglebowa obornika i gnojowicy zaaplikowanych powierzchniowo;

(e) rozcieńczanie gnojowicy, o co najmniej 50% przy stosowaniu w niskociśnieniowych systemach nawadniania.

134. Średnią skuteczność redukcji $NH_3$ technik kategorii 1 w odniesieniu do wartości referencyjnych oraz wskazanie kosztów każdej z technik do odniesieniu do wartości referencyjnych podano w tabeli 13 dla gnojowicy oraz w tabeli 15 dla obornika.

135. Poziomy skuteczności dla technik (a) - (c) są ważne dla typów gleby i warunków, które umożliwiają przenikanie cieczy i zadowalających warunków dla poruszania się maszyn.

136. Tabele 13 i 14 zawierają również podsumowanie ograniczeń, które należy uwzględnić przy rozpatrywaniu konkretnej techniki. Czynniki te obejmują: rodzaj i stan gleby (głębokość gleby, zawartość kamienia, wilgotność, warunki jazdy); topografię (nachylenie, wielkość pola, gładkość podłoża) praz rodzaj i składu obornika (gnojowica lub obornik). Niektóre techniki są bardziej powszechne niż inne. Dodatkowe koszty są nieznaczne, jeśli orka lub uprawa gleby i tak musi mieć miejsce, ale w celu ograniczenia emisji należy to zrobić bezpośrednio po aplikacji, co może wymagać dodatkowych zasobów.

137. Techniki (a) - (c) działają na tej podstawie, że powierzchnia gnojowicy narażona na panujące warunki pogodowe zostaje zredukowana, o co najmniej 75% poprzez ograniczenie gnojowicy do linii / pasm oddalonych od siebie o około 250 (+/- 100) milimetrów (mm). Gnojowicę rozprowadza się przez szereg stosunkowo wąskich rur (zwykle 40-50 mm średnicy). Maszyny te zazwyczaj zawierają systemy do filtrowania, siekania i homogenizowania gnojowicy, co minimalizuje zatykanie wąskich rurociągów powodowane przez gnojowicę, które jest bardzo lepka lub zawiera duże ilości materiału włóknistego lub ciał obcych, takich jak kamienie. Systemy aplikacji pasmowej i wtryskowe są zazwyczaj montowane w tylnej części zbiorników na gnojowicę, które są ciągnione przez ciągnik lub są pojazdami samobieżnymi. Alternatywą jest podłączenie systemu aplikacyjnego bezpośrednio do tyłu ciągnika, zaś gnojowica jest transportowana do niego przez wąż przegubowy z cystern lub magazynu stacjonarnego. Takie systemy przegubowe mogą zmniejszyć uszkodzenia na skutek zagęszczania gleby śladami kół ciężkich cystern.

138. **Pasmowa aplikacja gnojowicy na lub powyżej powierzchni gleby.** Aplikacja pasmowa na lub powyżej powierzchni gleby może być wykonana przy użyciu narzędzi zwanych powszechnie "wężem wleczonym" oraz płozą wleczoną. Systemy wleczonego węża i płozy są różnią się od siebie obecnością (płozy wleczonej) lub nieobecnością (węża wleczonego) przyrządu "płozy" lub "stopy" na wylocie każdej rury rozprowadzającej gnojowicę, która ślizga się (lub pływa) na powierzchni ziemi z niewielką lub bez penetracji. Przeznaczeniem węża lub płozy jest rozdrabnianie roślinności zielonej lub wszelkich pozostałości po uprawach, aby umożliwić aplikację gnojowicy bezpośrednio na powierzchni gleby. Większa skuteczność zgłaszana ogólnie w przypadku ślizgającej się płozy (J. Webb i in. 2010) jest związana z nawozem w węższych pasmach, mających większy kontakt z glebą i mniejszy kontakt żywym lub martwym materiałem wegetatywnym, ponieważ jest lepiej odpychany przez płozę niż wąż, nawet, jeśli wąż znajduje się bardzo blisko podłoża. Największa przewaga płozy względem węża występuje w przypadku wysokich baldachimów ze względu na ograniczony stopień zanieczyszczenia baldachimów. Obydwa systemy są użyteczne w szeregu sytuacji związanych z uprawami, choć węże są mniej restrykcyjne, ponieważ mogą być szerzej stosowane w uprawach stojących bez szkody i mogą podlegać systemom liniowym. Obydwa systemy aplikują obornik bardziej równomiernie i są mniej podatne na wiatr w porównaniu z systemem referencyjnym. Wydłużają czas dostępny dla aplikacji i umożliwiają aplikację bliżej granicy pola przy niskim ryzyku zanieczyszczenia sąsiednich obszarów.

139. **Wąż wleczony.** Technika ta odprowadza gnojowicę na / nieco ponad poziomem gruntu poprzez szereg wiszących lub wleczonych rur lub giętkich węży, które albo wiszą blisko nad ziemią (<150 mm) lub są ciągnięte po powierzchni gleby. Szerokość robocza wynosi zwykle od 6 do 12 metrów (m), choć w handlu dostępne są większe jednostki o szerokości do 24 m. Możliwa szerokość robocza (wymagająca ręcznego lub zmechanizowanego ramienia wahadłowego do transportu) jest znacznie większa niż w przypadku systemu referencyjnego typu "płyta rozpryskowa" (6-9 m) co stanowi wyraźną przewagę systemu węża wleczonego. Rozstaw między pasami (od środka do środka) wynosi zazwyczaj 250-350 mm. Technika ta ma zastosowanie do traw i roślin uprawnych i może być stosowana z "liniami tramwajowymi". Rury mogą zostać zatkane, jeśli zawartość DM w gnojowicy jest wysoka (> 7% -10%) lub jeśli gnojowica zawiera duże cząstki stałe. Zatkania rurociągów można zazwyczaj uniknąć poprzez włączenie układu rozdrabniania i dystrybucji. System ten poprawia jednolitość aplikacji, co poprawia wykorzystanie składników odżywczych, ale znacznie przyczynia się do kosztów i utrzymania systemu. Urządzenie tnące / dystrybucji może być często zaprojektowane i zbudowane lokalnie, aby obniżyć koszty.

Tabela 13

**Techniki redukcji emisji kategorii 1 w odniesieniu do aplikacji gnojowicy[10] na gruncie**

[10] Gnojowica jest określana jako płynny obornik zwykle poniżej 12% DM. Materiał o wyższej zawartości DM lub zawierający duże ilości pozostałości materiału włóknistego może wymagać zastosowania obróbki wstępnej (np. rozdrabniania lub dodawania wody), aby był aplikowany jako gnojowica lub w innym razie był traktowany, jako obornik (tabela 15). Koszty zakładają średnie lub wysokie wykorzystanie sprzętu. W przypadku niewielkiego wykorzystania odpowiednich urządzeń, koszty za jednostkę zaoszczędzonego N mogą być wyższe

| *Środek ograniczający* | *Użycie gruntu* | *Redukcja emisji (%)* | *Czynniki wpływające na skuteczność [a] redukcji* | *Zastosowanie w odniesieniu do techniki referencyjnej* | *Koszty (€/kg NH3- zreduk. N)* |
|---|---|---|---|---|---|
| (a) (i) Aplikacja pasmowa z wężem wleczonym | Ziemia orna / użytki zielone | 30 – 35 | Więcej baldachimów zwiększy redukcję w zależności od precyzji umieszczenia i stopnia zanieczyszczenia roślin. | Mniej odpowiednie przy nachyleniu> 15%. Może być stosowane w uprawach wysiewanych, zaś szerokie jednostki mogą być kompatybilne z liniami tramwajowymi. | -0,5–1,5 (Należy pamiętać, że koszty mogą zostać obniżone, jeśli sprzęt jest zaprojektowany i zbudowany lokalnie) |
| (a) (ii) Aplikacja pasmowa z płozą wleczoną | Ziemia orna / użytki zielone (przed wysianiem) i uprawach rzędowych | 30 – 60 | Więcej baldachimów zwiększy redukcję w zależności od precyzji umieszczenia i stopnia zanieczyszczenia roślin. | Nie nadaje się do uprawy w uprawach wysiewanych, ale może być stosowany w fazie rozety i na uprawach rzędowych. | -0,5–1,5 |
| (b) Wtrysk gnojowicy (otwarta szczelina) | Użytki zielone | 70 | Głębokość wtrysku ≤ 5 cm | Nieodpowiednie, gdy mamy do czynienia z: nachyleniem > 15%; wysoką zawartością kamienia; płytką glebą; glebami o wysokiej zawartości glin (> 35%), z bardzo suchymi warunkami oraz glebami torfowymi (> 25% zawartości materii organicznej). Gleby drenowane, podatne na ługowanie. | -0.5–1.5 |
| Wtrysk gnojowicy (szczelina zamknięta | Ziemia orna / użytki zielone | 80 (płytka szczelina 5–10 cm) | Skuteczne zamknięcie szczeliny | Nieodpowiednie, gdy mamy do czynienia z: nachyleniem > 15%; wysoką zawartością kamienia; płytką glebą; glebami o wysokiej zawartości glin (> 35%), z bardzo suchymi warunkami oraz glebami torfowymi (> 25% zawartości materii organicznej). Gleby drenowane, podatne na ługowanie. | -0,5–1,2 |

Tabela 13

**Techniki redukcji emisji kategorii 1 w odniesieniu do aplikacji gnojowicy na gruncie**

| *Środek ograniczający* | *Użycie gruntu* | *Redukcja emisji (%)* | *Czynniki wpływające na skuteczność [a] redukcji* | *Zastosowanie w odniesieniu do techniki referencyjnej* | *Koszty (€/kg NH3- zreduk N)* |
|---|---|---|---|---|---|
| (d)<br>Wprowadzenie do gleby gnojowicy aplikowanej na gruncie | Orna | Natychmiast przez orkę = 90 | | | -0,5–1,0 |
| | | Natychmiast bez uprawy inwersyjnej (np. bronowanie) = 70 | | | -0,5–1,0 |
| | | Wprowadzenie w ciągu 4 h = 45–65 | Wydajność zależy od metody aplikacji i warunków pogodowych między aplikacją i wprowadzeniem do gleby | Wydajność zależy od metody aplikacji i warunków pogodowych między aplikacją i wprowadzeniem do gleby | -0,5–1,0 |
| | | Wprowadzenie w ciągu 24 h = 30 | Wydajność zależy od metody aplikacji i warunków pogodowych między aplikacją i wprowadzeniem do gleby | Wydajność zależy od metody aplikacji i warunków pogodowych między aplikacją i wprowadzeniem do gleby | 0–2,0 |
| (e) Aktywne rozcieńczenie gnojowicy> 4% DM do <2% DM do stosowania w systemach nawadniania | Orna / użytki zielone | 30 | Redukcja emisji jest proporcjonalna do stopnia rozcieńczenia. Aby zmniejszyć emisję o 30% konieczne jest 50% obniżenie zawartości DM. | Ograniczone do niskociśnieniowych systemów nawadniania (nie "wielkich dysz"). Nie jest odpowiednia gdy nawadnianie nie jest wymagane. | -0,5–1,0 |

*Uwaga:* Środki redukujące odnoszą się do technik kategorii 1 wymienionych w ustępie 133.

[a] Średnie redukcje emisji zgodzono się osiągnąć w całym regionie ECE. Szeroki zakres odzwierciedla różnice w technikach, zarządzaniu, warunkach pogodowych, itd.

Tabela 14

**Techniki redukcji emisji kategorii 1 w odniesieniu do aplikacji obornika[11] na gruncie**

| *Środek ograniczający* | *Użycie gruntu* | *Redukcja emisji (%)* | *Czynniki wpływające na skuteczność* [a] *redukcji* | *Zastosowanie w odniesieniu do techniki referencyjnej* | *Koszty (€/kg NH3- zreduk N)* |
|---|---|---|---|---|---|
| Wprowadzenie do gleby gnojowicy aplikowanej na gruncie | Orna | Natychmiast przez orkę = 90 | Stopień przykrycia obornika | - | -0,5–1,0 |
| | | Natychmiast bez uprawy inwersyjnej = 60 | Stopień przykrycia obornika. | - | 0–1,5 |
| | | Wprowadzenie po 4 h = 45–65 | Stopień przykrycia obornika. Skuteczność zależy od pory dnia i warunków pogodowych pomiędzy aplikacją a wprowadzeniem do gleby | Stopień przykrycia obornika. Skuteczność zależy od pory dnia i warunków pogodowych pomiędzy aplikacją a wprowadzeniem do gleby | 0–1,5 |
| | | Wprowadzenie w ciągu 12 h = 50 | Stopień przykrycia obornika. Skuteczność zależy od pory dnia i warunków pogodowych pomiędzy aplikacją a wprowadzeniem do gleby | Stopień przykrycia obornika. Skuteczność zależy od pory dnia i warunków pogodowych pomiędzy aplikacją a wprowadzeniem do gleby. | 0,5–2,0 |
| | | Wprowadzenie w ciągu 24 h = 30 | Stopień przykrycia obornika. Skuteczność zależy od pory dnia i warunków pogodowych pomiędzy aplikacją a wprowadzeniem do gleby | Stopień przykrycia obornika. Skuteczność zależy od pory dnia i warunków pogodowych pomiędzy aplikacją a wprowadzeniem do gleby | 0,5–2,0 |

[a] Uzgodniono, że obniżenie poziomu emisji jest możliwe w całym regionie ECE.

141. Potencjał redukcji emisji NH3 płozy wleczonej lub węża wleczonego jest większy, gdy gnojowica jest aplikowana poniżej dobrze rozwiniętych baldachimów, a nie na nagiej glebie, ponieważ baldachimy zwiększają odporność na zawirowania powietrza od wiatru i osłania gnojowicę przed promieniowaniem słonecznym. Ogólnie stwierdzono, że redukcja emisji NH3 była zazwyczaj większa w przypadku płozy wleczonej, niż węża wleczonego, co najprawdopodobniej spowodowane jest wyższym stopniem zanieczyszczenia baldachimów wynikającym z pewnych typów i wdrożeniem metod węża wleczonego. Podkreśla to potrzebę unikania skażenia baldachimów gnojowicą stosując dowolną z metod, co niesie również korzyści dla jakości roślinności.

[12] Obornik jest definiowany jako nawóz w stanie innym niż ciekły, zwykle z więcej niż 12% DM.

141. **Wtrysk szczelina otwarta.** Technika ta, jest przeznaczona głównie dla użytków zielonych lub do upraw przed sadzeniem. Różne kształty noży lub redlic tarczowych służą do wycinania pionowych szczelin w gruncie, o głębokości do 50 mm, do których wprowadza się gnojowicę. Rozstaw między szczelinami wynosi typowo 200-400 mm a szerokość robocza maszyny wynosi <6 m. Aby móc skutecznie zmniejszyć emisję $NH_3$ i zwiększyć dostępność N dla uprawy, a jednocześnie zmniejszyć uszkodzenia roślin, wtrysk powinien wynosić około 50 mm, a odstęp pomiędzy zębami wtryskiwacza powinien wynosić <300 mm. Należy również dostosować szybkość aplikacji tak, aby nadmiarowe ilości gnojowicy nie wylewały się z otwartych szczelin na powierzchnię. Technika ta nie ma zastosowania w przypadku bardzo kamienistych gleb lub na bardzo płytkich lub zagęszczonych glebach, gdzie nie jest możliwe osiągnięcie jednolitej penetracji na wymaganą głębokość roboczą. Metoda ta może nie mieć zastosowania na bardzo stromych, pochyłych polach z powodu ryzyka spłynięcia bruzdami wtryskowymi. Systemy wtrysku gnojowicy będą miały wyższy wymóg, co do mocy ciągnika, niż urządzenia rozlewające i do aplikacji pasmowej.

142. **Wtrysk zamknięta szczelina.** Ta technika może być względnie płytka (głębokość 50-100 mm) lub głęboka (150 000 mm). Gnojowica jest w pełni przykryta po wtrysku poprzez zamknięcie kółkami lub rolkami montowanymi za zębami wtryskowymi. W przypadku wtrysku większych objętości gnojowicy należy to zrobić na większą głębokość, aby uniknąć wypływania na powierzchnię. Trysk do płytkiej, zamkniętej szczeliny jest skuteczniejszy w zmniejszeniu emisji $NH_3$ niż otwarta szczelina. Aby uzyskać tę dodatkową zaletę, typ i warunki glebowe muszą umożliwiać skuteczne zamknięcie szczeliny. Technika ta jest, zatem mniej rozpowszechniona, niż w przypadku wtrysku z otwartą szczeliną. Niektóre, głębokie wtryskiwacze posiadają serię zębów wyposażonych w boczne skrzydła lub "gęsie stópki" ułatwiające penetrację gleby i boczną dyspersję gnojowicy w glebie, dzięki czemu można osiągnąć stosunkowo duży wskaźnik aplikacji. Rozstaw zębów wynosi zazwyczaj 250-500 mm, zaś szerokość robocza <4 m. Mimo, iż efektywność redukcji NH3 jest wysoka, to zastosowanie techniki ogranicza się głównie do zastosowania przed siewem na grunty orne i w uprawach rzędowych o szerokim rozstawie (np. kukurydzy), zaś uszkodzenia mechaniczne mogą powodować spadek uzysku upraw na użytkach zielonych lub w hodowli wysiewanych roślin uprawnych. Inne ograniczenia obejmują głębokość gleby, zawartość gliny i kamienia oraz nachylenie, a także wymóg dużej mocy ciągnika i zwiększone ryzyko ługowania zwłaszcza na glebach drenowanych.

143. **Wprowadzanie obornika i gnojowicy do gleby.** Skutecznym sposobem zmniejszenia emisji NH3 jest wprowadzenie obornika lub gnojowicy do gleby poprze orkę lub płytką uprawę. Najwyższe efekty redukcji osiąga się, gdy obornik jest całkowicie zakryty w glebie (tabela 14). Orka skutkuje wyższą redukcją emisji, niż inne typy maszyn do uprawy płytkiej. Zastosowanie tej techniki jest ograniczone do gruntów ornych. Wprowadzenie do gleby nie ma zastosowania na trwałych użytkach zielonych, chociaż możliwe jest wykorzystanie w systemach użytków zielonych zarówno przy zmianie na grunty orne (na przykład w rotacji), jak i podczas powtórnego wysiewu traw na pastwiska, chociaż wymagania dotyczące składników odżywczych mogą być niskie w obu tych przypadkach. Jest ona też mniej korzystna w przypadku roślin uprawnych uprawianych przy użyciu minimalnych technik uprawnych, w porównaniu z uprawami uprawianymi przy użyciu głębszych metod uprawy. Wprowadzenie jest możliwe jedynie przed zasiewem. Technika ta, jest główną techniką mającą zastosowanie do osiągnięcia redukcji emisji w wyniku stosowania obornika na glebach uprawnych, chociaż w Ameryce Północnej są testowane nowe aplikatory do wstrzykiwania pomiotu drobiowego do darni. Jest ona również skuteczna w przypadku gnojowicy, gdzie nie są możliwe lub dostępne techniki wtrysku z zamknięciem szczeliny lub mogą powodować ługowanie. Uprawa również redukuje makropory, które mogą ułatwić ługowanie. Sukces tego podejścia wykazano w wielu badaniach, w tym w Federacji Rosyjskiej (Eskov i in. 2001).

145. Utrata amoniaku zachodzi szybko (w ciągu kilku godzin i dni) po rozrzuceniu obornika na powierzchnię ziemi, tak, więc większe redukcje emisji można osiągnąć w przypadku ich wprowadzenia bezpośrednio po rozrzuceniu. Natychmiastowe wprowadzenie wymaga często drugiego ciągnika używanego w maszynach do wprowadzania, który musi podążać dokładnie za rozrzutnikiem obornika. Jeśli wymogi dotyczące pracy lub maszyn ograniczają tę opcję np. w przypadku małych gospodarstw, obornik powinien zostać wprowadzony w ciągu czterech godzin od jego rozrzucenia, ale jest to mniej skuteczne w zmniejszaniu emisji (tabela 14). Wprowadzenie w ciągu 24 godzin od rozrzucenia zmniejszy emisje w jeszcze mniejszym stopniu, ale zwiększa elastyczność agronomiczną, która może być szczególnie ważna dla małych gospodarstw. Szybkie wprowadzenie jest krytyczne, gdy obornik jest stosowany w gorące dni, w godzinach południowych. Możliwe jest także rozrzucanie i wprowadzanie w jednym cyklu. Może się to dobrze sprawdzać, pod warunkiem, że poniżej 25% obornika pozostaje wystawione na działanie czynników atmosferycznych.

146. **Rozcieńczenie gnojowicy do stosowania w systemach nawadniających.** Emisje amoniaku z rozcieńczonej gnojowicy o niskiej zawartości DM, są na ogół niższe niż dla pełnej (nierozcieńczonej) gnojowicy z powodu szybszego wnikania do gleby (np. Stevens i Laughlin 1997 Misselbrook i in. 2004). Dawki gnojowicy obliczone tak, aby odpowiadały zapotrzebowaniu na składniki odżywcze można dodać do wody nawadniającej, która ma być stosowana na użytkach zielonych lub uprawach na gruntach ornych. Gnojowica jest wypompowywana z magazynów, wtryskiwana do rurociągu wodnego układu nawadniania i doprowadzana do tryskacza niskiego ciśnienia lub irygatora ruchomego (nie dużej dyszy o

wysokim ciśnieniu), który rozpyla mieszankę na gruncie. Stopnie rozcieńczania mogą wynosić do 50:1, woda - gnojowica. To podejście jest zaliczane do kategorii 1, o ile jest to aktywne rozcieńczenie do stosowania w systemach nawadniania wodnego z rozcieńczeniem, co najmniej 50% (1:1 woda - gnojowica) wystarczające do zmniejszenia emisji, o co najmniej 30%, tam gdzie istnieje potrzeba nawadniania. W przypadku gnojowicy o zawartości DM 4% należy ją rozcieńczyć do <2% zawartości DM (patrz rysunek 1). W celu uznania metody, jako należącej do kategorii 1 należy zapewnić następujące warunki:

(a) Gnojowica jest aktywnie rozcieńczona wodą do użycia w systemach nawadniających, o co najmniej wymaganą ilość rozcieńczenia, tj. 1:1 i odwrotnie, gnojowica nie powinna być po prostu rozcieńczona poprzez złe praktyki zarządzania, takie jak przechowywanie gnojowicy w płytkich odkrytych lagunach, które zbierają dużo wody deszczowej. Powinno się zniechęcać do takich magazynów, ponieważ same w sobie są potencjalnie znaczącymi źródłami emisji, które są trudne do kontrolowania za pomocą pokryw;

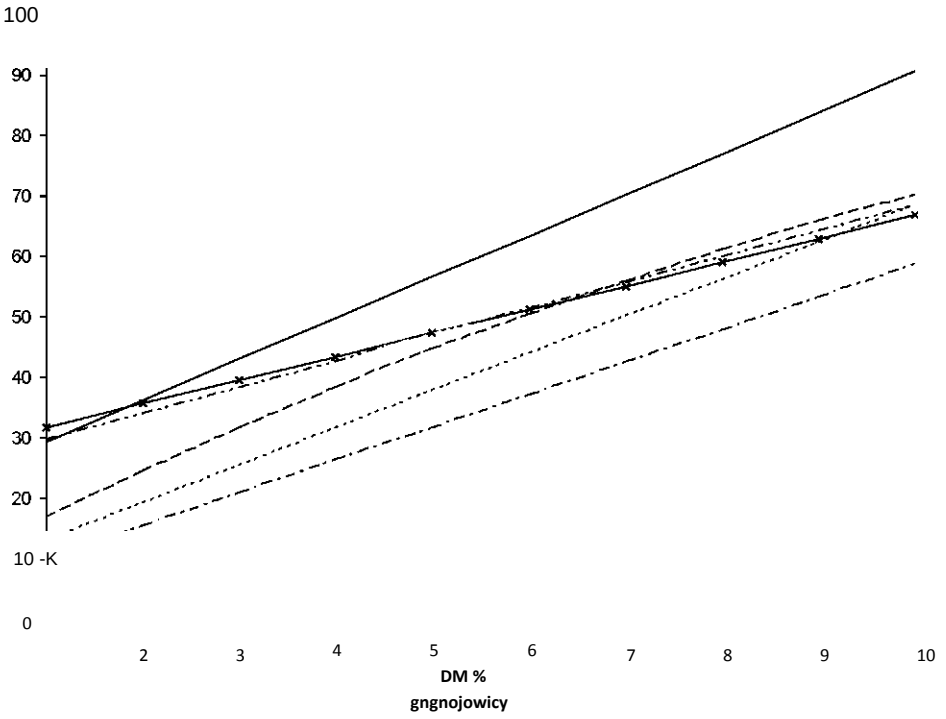
(b) Warunki są odpowiednie dla nawadniania, aby zaspokoić zapotrzebowanie upraw na wodę. Rozcieńczanie gnojowicy bez zapotrzebowania na wodę zwiększa koszty transportu i może zwiększyć ługowanie azotanów;

(c) Ilość stosowanej gnojowicy jest obliczana tak, aby odpowiadała zapotrzebowaniu na składniki odżywcze. Metoda nie powinna być postrzegana, jako łatwa opcja utylizacji gnojowicy z ryzykiem nadmiernego nawożenia i ługowania azotanów lub spływania nawozu zwłaszcza na polach z nachyleniem;

(d) Warunki glebowe umożliwiają szybkie wsiąkanie rozcieńczonej gnojowicy, ponieważ nie ma fizycznych przeszkód w infiltracji, takich jak wysoka zawartość wody w glebie, słaba struktura gleby, drobna struktura lub inne właściwości gruntu, które zmniejszają szybkość infiltracji cieczy do gleby i nie ma spadku szybkości infiltracji ze względu na duże ilości aplikowanej cieczy.

147. Oprócz określonego rozcieńczenia gnojowicy w systemach nawadniających, inne sposoby zmniejszania zawartości DM w gnojowicy mogą dostarczyć użytecznych sposobów redukcji emisji $NH_3$. Obejmują one redukcję poziomów DM poprzez trawienie beztlenowe i rozdzielenie frakcji stałej i cieczy. Ze względu na to, że takie metody mogą zwiększać pH frakcji niskiej DM, a także wytwarzać osad o wyższej zawartości DM nie są one zaliczane do kategorii 1. Takie metody mogą jednak stanowić użyteczne podejście w ramach kategorii 2, tam gdzie należy zapewnić weryfikację redukcji emisji.

Rysunek 1
**Związek między odsetkiem TAN emitowanym jako NH3 podczas aplikacji na grunt gnojowicy a zawartością DM (waga DM%) gnojowicy, zgodnie z sześcioma szacunkami**



*Uwaga:* Pomimo, iż emisje $NH_3$ są nadal znaczne przy zawartości 1% DM (10-30% TAN utraconych przez lotność), 50% redukcja zawartości DM spowoduje zmniejszenie średniej emisji $NH_3$ o 30%.

148. **Dodatkowe zalety technik redukujących emisję NH3 z aplikacji gnojowicy i obornika na gruncie.** Eksperymentalna ocena ilościowa zwiększonej efektywności N obornika związanej z obniżonymi emisjami NH3 przyniosła zmienne wyniki (J. Webb i inni 2010). Można to częściowo wyjaśnić trudnościami ukrytymi w każdej próbie wykrycia znaczącej reakcji rośliny na porcje nawozu z niskim - N wobec stosunkowo dużych stężeń N-mineralizacji w glebie. W praktyce zmniejszenie emisji NH3 przekłada się na zmniejszenie dawki aplikacji dodatkowego N. Chociaż absorpcja NH3-N przez roślinę będzie się zmieniać, TAN, który nie podlega ulotnieniu, może być uznawany za potencjalnie równoważny chemicznemu nawozowi N. Dlatego też, można uznać, że straty zredukowanego NH3 mogą zastąpić aplikacje nawozami chemicznymi w stosunku 1:1.

149. Techniki aplikacji pasmowej i wtrysku, jak również szybkie wprowadzanie obornika znacznie redukują zapach związany z zastosowaniem odchodów. Ograniczenie emisji zapachów osiągnięte za pomocą tych technik może pozwolić na zastosowanie w obszarach lub okresach, które w przeciwnym razie mogą być niedostępne z powodu skarg.

150. Techniki aplikacji pasmowej i wtrysku mogą umożliwiać bardziej precyzyjną aplikację gnojowicy, niż technika referencyjna, ponieważ gnojowica powinna być rozprowadzana w równych proporcjach do rur, które są równomiernie rozmieszczone wzdłuż ustalonej szerokości pasa. Dla porównania rozkład przestrzenny po aplikacji przy użyciu płyty rozpryskowej (system referencyjny) jest często bardziej zmienny w zależności od projektu i stanu płyty rozpryskowej. Również szerokość pasa stosując płytę rozpryskową może być bardziej zmienna (np. na skutek wiatru), powodując niedoskonałe wyrównanie sąsiadujących pasów i mniej dokładną aplikację wzdłuż granic pola. Ta potencjalna poprawa dokładności aplikacji zwiększa wydajność gnojowicy, jako źródła składników odżywczych. Poprawa dokładności aplikacji zmniejsza również ryzyko zanieczyszczeń azotanem, fosforem i mikrobiologicznych przez unikanie aplikacji gnojowicy na sąsiadujące obszary, takie jak okolice cieków wodnych.

151. Okno możliwości dla aplikacji gnojowicy za pomocą techniki referencyjnej (rozpylanie) jest ograniczone ryzykiem pogorszenia jakości plonów lub uszkodzeń spowodowanych zanieczyszczeniem gnojowicą. Aplikacja pasmowa i wtryskiwanie zmniejszają występowanie zanieczyszczeń upraw roślinnych, zwiększając w ten sposób wysokość baldachimu, na którą można nanosić gnojowicę bez pogorszenia jakości plonów. Ma to szczególne znaczenie w przypadku użytków zielonych, gdzie zanieczyszczenie gnojowicą może pogorszyć smak podczas wypasu lub jakość kiszonki i może przenosić czynniki chorobotwórcze (np. chorobę Johne'a) pomiędzy gospodarstwami, jeśli obornik lub sprzęt są wspólnie użytkowane. These methods also allow slurry application on growing arable crops (particularly cereals) which are generally not considered suitable to receive slurry applied using a splash-plate. The use of low-emission techniques can therefore help to increase the flexibility of slurry application management by allowing more land area to be available on days when weather conditions are more suitable for reduced $NH_3$ volatilization and optimal slurry-N utilization, and when soil moisture conditions are suitable to allow machinery traffic with minimal soil compaction.

152. **Potencjalne skutki kosztowe technik redukcji emisji.** Wzrost kosztów związanych z zakupem i utrzymaniem lub zatrudnianiem nowych wykonawców z maszynami do aplikacji może zniechęcać do przyjęcia technik redukcji emisji. Techniki wtryskowe wymagają również większej mocy ciągnika, co dodatkowo zwiększa koszt przyjęcia tych systemów. Te dodatkowe koszty mogą być częściowo lub całkowicie przewyższone korzyścią finansową wynikającą z poprawy plonowania i konsystencji plonów, redukcji strat N (poprzez zmniejszenie wymagań dotyczących nawozów mineralnych), precyzyjniejsze dostarczenie N - obornika do uprawy, zwiększoną elastyczność agronomiczną i inne korzyści, takie jak zmniejszenie zapachu i zanieczyszczenia roślin oraz poprawa estetyki wizualnej podczas i po zastosowaniu nawozu (J. Webb i inni 2010). Ogólny stosunek kosztów do korzyści zależy zwłaszcza od kosztów sprzętu i skuteczności redukcji emisji.

153. **Wpływ zmniejszenia strat amoniaku na cykl N.** Jeśli nie ma roślin uprawnych lub rosnących po zastosowaniu obornika dla podjęcia łatwo dostępnego N, zwiększa się ryzyko utraty N poprzez ługowanie lub rośnie gazowy $N_2O$. W związku z tym, wprowadzenie, a zwłaszcza wtrysk obornika pociąga za sobą ryzyko wymiany zanieczyszczenia powietrza na zanieczyszczenie wody, ale zmniejsza ryzyko spłynięcia powierzchniowego w wyniku następczego opadu deszczu. Z tego powodu czas stosowania gnojowicy i obornika musi zrównoważyć potencjalnie niskie emisje $NH_3$ w porównaniu z innymi ścieżkami strat biorąc pod uwagę czas dla potrzeb upraw. W celu uniknięcia całkowitych strat N, nie należy stosować obornika, jeśli nie istnieje / istnieje bardzo ograniczone wchłanianie przez uprawy. Ograniczanie amoniaku wnosi istotny wkład w ogólną redukcję strat N z rolnictwa, maksymalizując tym samym zalety agronomiczne stosowanych nawozów mineralnych. Korzyści finansowe dla rolnika polegające na zmniejszeniu zapotrzebowania na nawozy mineralne N, są

uzupełnione przez korzyści z tytułu regionalnych emisji gazów cieplarnianych, wynikające ze zmniejszenia zapotrzebowania na nawozy mineralne biorąc pod uwagę emisję $N_2O$ związaną z nawożeniem z gleb i wysokie koszty energii produkcji nawozów N.

154. Wyniki sugerują, że wtrysk gnojowicy może, albo zwiększyć lub nie mieć wpływu na emisję $N_2O$. Zaproponowano dodanie łatwo ulegającego rozkładowi węgla (C) w gnojowicy, jako mechanizmu odpowiedzialnego za zwiększenie emisji $N_2O$ o więcej niż się spodziewano, z uwagi na dodatkowy N wprowadzany do gleby w wyniku redukcji emisji $NH_3$. Ten dodatek łatwo ulegającej rozkładowi gnojowicy - C bez znacznego napowietrzania gleby, może zwiększyć aktywność denitryfikacji. Istnieje wiele powodów, dla których techniki aplikacji zredukowanych emisji $NH_3$ nie zawsze prowadzą do większych emisji $N_2O$, takich jak: (a) głębszy wtrysk (> 5 cm) lub wprowadzenie poprzez zwiększenie długości ścieżki dyfuzji z miejsca denitryfikacji do powierzchnię gleby może prowadzić do większego odsetka denitryfikowanego N emitowanego, jako $N_2$; (b) późniejszy stan wilgoci gleb, a zatem napowietrzanie, może nie być odpowiedni do zwiększenia produkcji $N_2O$; (c) w glebach już dobrze zaopatrzonych w łatwo ulegający rozkładowi C i minerał N, jakikolwiek wzrost emisji $N_2O$ może być za mały, aby mieć znaczący wpływ oraz (d) wpływ późniejszej pogody na zawartość wilgoci gleby i wypełnione wodą przestrzenie porowe gleby będą miały również wpływ na następcze emisje $_{N2O}$. Odzwierciedleniem tych oddziaływań jest to, że łagodzenie emisji NH3 redukuje emisję $N_2O$ związaną z osadzaniem się atmosferycznego N na półnaturalnych ekosystemach i pozwala na oszczędność nakładów nawozowych, co prowadzi do ogólnego zmniejszenia emisji $N_2O$.

155. Wprowadzenie FYM wydaje się zmniejszać lub nie mieć wpływu na emisję N2O. W przeciwieństwie do gnojowicy, istnieją dowody, że łatwo rozkładający się C jest tracony, jako część ścieków powstających podczas przechowywania obornika. Stąd C dodany do gleby przez wprowadzenie obornika będzie miał mniejszy wpływ niż gnojowica na metabolizm drobnoustrojów.

### *Techniki kategorii 2*

156. **Weryfikacja technik Kategorii 2.** Techniki Kategorii 2 mogą stanowić użyteczną część pakietu środków mających na celu redukcję emisji NH3, ale mogą być bardziej niepewne lub zmniejszone emisje z natury trudniejsze do uogólnienia, niż w przypadku kategorii 1. Z tego powodu, w niniejszym dokumencie z Wytycznymi, określono, że w przypadku, gdy do osiągnięcia określonych ograniczeń emisji stosowane są metody kategorii 2, strony powinny zapewnić szczegółowe informacje w celu sprawdzenia zgłoszonych redukcji emisji z tych metod. Taka weryfikacja powinna być również przewidziana w przypadku metod kategorii 3, jeśli są one stosowane. W przypadku technik opartych na (a) zwiększeniu szybkości przenikania do gleby oraz (b) wtrysku ciśnieniowego gnojowicy, dokumentacja powinna opisywać stosowaną praktykę i dostarczyć dowodów na podstawie pomiarów w terenie lub w skali gospodarstwa, wykazujących i uzasadniających redukcję emisji. Szczegółowe wymagania mają zastosowanie do weryfikacji systemów zarządzania harmonogramem aplikacji, jak opisano w poniższym punkcie.

157. **Zwiększona szybkość infiltracji do gleby.** Gdy warunki i typ gleby pozwalają na szybką infiltrację cieczy, emisja NH3 maleje wraz ze spadkiem zawartości DM w cieczy. Rozcieńczenie gnojowicy wodą nie tylko zmniejsza stężenie amonu-N, ale zwiększa również szybkość przenikania do gleby po aplikacji na grunt. W przypadku nierozcieńczonej gnojowicy (tj. 8% -10% DM), rozcieńczenie musi wynosić, co najmniej 1:1 (jedna część gnojowicy na jedną część wody) w celu zmniejszenia emisji, o co najmniej 30%. Główną wadą tej techniki jest to, że może być potrzebna dodatkowa pojemność magazynowa, należy też zaaplikować większą objętość gnojowicy na grunt. W niektórych systemach zarządzania gnojowicą, ta ostatnia może być już rozcieńczona (np. zawartość po zmywaniu dojarni i podłóg, opady itp. są mieszane z gnojowicą) i może istnieć tylko mała korzyść w dalszym rozcieńczaniu. Dodatkowe koszty związane z magazynowaniem, a przede wszystkim transportem do aplikacji na gruncie powinny zniechęcać do korzystania z tej techniki. Ponadto może to wiązać się z większym ryzykiem zanieczyszczenia wód podziemnych, większego zużycia wody i większego śladu węglowego z powodu dodatkowego transportu. Doświadczenie z Federacji Rosyjskiej pokazuje, że zabiegi zwiększająca przenikanie przed uprawą (np. bronowanie lub otworowanie) stanowią przydatne środki zwiększające szybkość infiltracji przed aplikacją gnojowicy (Eskov i inni 2001).

158. Aplikacja rozcieńczonej gnojowicy na gruncie może powodować większe ryzyko spływania po powierzchni i ługowania, przed czym należy się przed tym chronić zwracając uwagę na szybkość aplikacji, warunki glebowe, nachylenie terenu, itp. Z tych powodów, niezależnie od aktywnego rozcieńczenia gnojowicy do nawadniania (kategoria 1), metoda ta zalicza się do kategorii 2.

159. Innym sposobem zmniejszenia zawartości DM gnojowicy, a tym samym zwiększenia szybkości przenikania do gleby, jest usunięcie cząstek stałych przez mechaniczne rozdzielanie lub trawienie beztlenowe. Użycie mechanicznego separatora o rozmiarze oczek od 1 do 3 mm zmniejsza straty $NH_3$ z odseparowanej cieczy o maksymalnie 50 procent. Inną

zaletą jest zmniejszenie zabrudzenia runi traw. Wady techniki obejmują koszty kapitału i eksploatacji separatora oraz wyposażenia dodatkowego, konieczność obsługi zarówno płynnej jak i stałej frakcji oraz emisji z cząstek stałych. Informacje umożliwiające sprawdzenie takich systemów powinny obejmować demonstrację ogólnej redukcji emisji $NH_3$ biorąc pod uwagę emisję zarówno z frakcji o niskiej zawartości DM, jak i wysokiej zawartości DM.

160. Trzecią możliwością zwiększenia szybkości infiltracji jest zmywanie gnojowicy z trawy i do gleby, przez zastosowanie wody po aplikacji. Potrzebna jest wystarczająca ilość wody, której zastosowanie stanowi dodatkową operację, ale wyniki z Kanady wykazały, że 6 mm wody może w pewnych okolicznościach obniżyć straty NH3 o 50 procent, w porównaniu do samej aplikacji powierzchniowej. Informacje w celu zweryfikowania takich systemów powinny określać opóźnienie czasowe pomiędzy aplikacją gnojowicy a myciem trawy wodą, ilość użytej wody i procentową redukcję emisji. Przy zastosowaniu wody po aplikacji może wystąpić większe ryzyko wycieku powierzchniowego i ługowania w zależności od warunków glebowych, nachylenia terenu, itp. Z tych powodów, oprócz aktywnego rozcieńczania gnojowicy do nawadniania (kategoria 1), metoda zalicza się do kategorii 2.

161. **Ciśnieniowy wtrysk gnojowicy.** W tej technice, zawiesina jest przenoszona do gleby pod ciśnieniem 5 -8 barów. Ze względu na to, że powierzchnia gleby nie jest kruszona przez zęby lub tarcze, technika ta może być stosowana na gruntowych nachylonych i kamienistych, w których nie można stosować innych typów wtryskiwaczy. W próbach polowych osiągano zazwyczaj 60% redukcję emisji o 60, podobnie, jak w przypadku wtrysku ze szczeliną otwartą, ale potrzebna jest dalsza ocena tej techniki.

162. **Systemy zarządzania harmonogramem aplikacji (ATMS).** Emisje amoniaku są najwyższe w ciepłych, suchych i wietrznych warunkach (tzn., gdy tempo ewapotranspiracji jest wysokie). Emisje mogą zostać zredukowane przez optymalizację harmonogramu aplikacji, tj. chłodne, wilgotne warunki, wieczorami, przed lub podczas lekkiego deszczu i unikanie aplikacji podczas ciepłych warunków pogodowych, szczególnie podczas okresów, w których słońce jest najwyżej, a więc promieniowanie słoneczne największe (czerwiec / lipiec) (Reidy i Menzi 2007). Jest to potencjalnie opłacalne podejście, jeśli można to zrobić przy użyciu urządzeń do rozlewania. Podejście ATMS może również prowadzić do dodatkowej korzyści w połączeniu z techniką aplikacji niskoemisyjnej, takiej jak wąż wleczony. Potencjalne ograniczenia emisji osiągalne za pomocą tych środków będą się różnić w zależności od regionalnych i lokalnych warunków glebowych oraz klimatycznych, a zatem zestaw środków, które mogą być uwzględnione będzie specyficzny dla warunków regionalnych.

163. Choć korzyści z zastosowania takich praktyk w zakresie zarządzania harmonogramem są znane od dawna, to główne ograniczenia następujące:

(a) potrzeba wykazania, że podejście może w praktyce osiągnąć określony cel redukcji;

(b) konieczność dokładnego określenia, co oznaczają warunki odniesienia (w celu zapewnienia prawidłowego zgłaszania wyników);

(c) potrzeba wdrożenia systemu do zarządzania tym podejściem, który weryfikuje jego skuteczność i wdrożenie;

(d) ograniczona elastyczność podczas aplikacji obornika w odniesieniu do możliwości poruszania się po glebie, dostępności siły roboczej i wyposażenia oraz uwzględnienia innych przepisów.

164. Podejście to można uznać za odmienne w porównaniu do metod technicznych wymienionych, jako kategoria 1, takich jak aplikacja pasmowa i wprowadzanie obornika, gdzie skuteczność podana w tabelach 12 i 13 opiera się na średnich wynikach wielu badań. W przypadku ATMS ocena wykorzystuje odpowiedzi modeli (na podstawie wielu badań i uwzględniając warunki meteorologiczne) do rzeczywistej praktyki związanej z harmonogramem.

165. Aby uwzględnić korzyści płynące z praktyk dotyczących harmonogramu, jako środka ograniczającego emisję należy wyeliminować wyżej wymienione ograniczenia. Można to osiągnąć przez zastosowanie ATMS, który jest zdefiniowany tutaj, jako: *Weryfikowalny system zarządzania kierunkiem i rejestracją aplikacji nawozów stałych i ciekłych w różnym czasie, przyjęcie, którego wykazało ilościowe zmniejszenie emisji $NH_3$ w skali gospodarstwa rolnego.* Użycie jakiegokolwiek ATMS musi wykazać osiągnięcie określonego celu redukcji emisji $NH_3$ w porównaniu z wartością referencyjną, aby jego korzyść mogła zostać uznana za część międzynarodowych strategii kontroli emisji.

166. ATMS mogą być zaprojektowane do wykorzystania kilku zasad w zakresie zmian emisji $NH_3$, których zalety będą się różnić w zależności od lokalnego klimatu, tak, że wdrożenie ATMS będzie się różnić między regionami. W ATMS mogą być wykorzystane następujące zasady:

(a) **zmienność emisji $NH_3$ uzależniona od pogody.** Emisje amoniaku są zwykle mniejsze w chłodnych i mokrych warunkach oraz po lekkim deszczu (choć ścieki z gleb mogą powodować niekorzystne warunki rozprzestrzeniania). Dlatego emisje amoniaku można prognozować przez sprzęganie modeli emisji $NH_3$ z prognozą pogody - która jest już dostępna w niektórych krajach - z harmonogramami aplikacji na gruncie ograniczonym do przewidywanych niskich emisji $NH_3$;

(b) **sezonowe wahania w emisji $NH_3$.** Emisje amoniaku można szacować sezonowo, przez uogólnienie warunków pogodowych w określonych porach roku. Na przykład wahania sezonowe prowadzą do największych emisji $NH_3$ w ciepłych warunkach letnich i mniejszych emisji w chłodnych, wilgotnych warunkach zimowych. Podlegając innym ograniczeniom, takim jak cel związany z dopasowaniem aplikacji obornika do harmonogramu potrzeb uprawy oraz konieczność uniknięcia zanieczyszczenia wody, ukierunkowane sezonowe zarządzanie aplikacją nawozu stałego i płynnego może obniżyć całkowite, roczne emisje $NH_3$;

(c) **zmiany dobowe w emisji $NH_3$.** Emisje amoniaku są zwykle mniejsze w nocy ze względu na mniejszą prędkość wiatru, niższą temperaturę i większą wilgotność;

(d) **wpływ na emisje $NH_3$ harmonogramu przebywania zwierząt w zabudowaniach na tle wypasu.** Emisje amoniaku pochodzące od zwierząt gospodarskich mogących wypasać się na wolnym powietrzu z wystarczającym obszarem żerowania (np. wypas bydła), są zwykle znacznie mniejsze niż w przypadku zwierząt przebywających w zabudowaniach gospodarskich, ponieważ praktyka ta pozwala uniknąć emisji $NH_3$ związanych z zabudowaniami inwentarskimi, przechowywaniem obornika i aplikacją obornika i gnojowicy na gruncie. Z tego względu, z zastrzeżeniem innych ograniczeń, takich jak kwestie jakości wody i gleby wynikające z wypasu w okresie zimowym, wydłużenie okresu, w którym zwierzęta przebywają na polu (zwłaszcza gdy 24 godziny na dobę) może zmniejszyć emisje $NH_3$. Zmiany w praktyce czasowej mogą być uwzględnione w ATMS, ponieważ wpływają one na całkowite ilości obornika, który należy nawieźć na pole.

167. **Procedury weryfikacji dla ATMS.** Jednym z głównych wyzwań dla każdego ATMS jest wykazanie odpowiedniej weryfikacji podejścia, szczególnie biorąc pod uwagę wymóg wykazania osiągnięcia określonej redukcji emisji. Podejście ATMS jest uznawane za najbardziej istotne w skali gospodarstwa, ponieważ wynika z ogólnego wyniku pakietu praktyk dotyczących harmonogramu. Cel redukcji emisji powinien być stosowany w skali rocznej, ponieważ potencjał redukcji emisji tej metody jest zależny od czasu.

168. Weryfikcja ATMS powinna obejmować następujące etapy:

(a) **weryfikacja podstawowego narzędzia do modelowania biofizycznego.** Należy zapewnić przejrzysty opis stosowanego modelu liczbowego, popartego odpowiednią, niezależną weryfikacja z pomiarów terenowych;

(b) **weryfikacja wpływu określonego zarządzania harmonogramem w odniesieniu do emisji NH3.** Dla każdego stosowanego ATMS należy wykazać stopień, w jakim zarządzanie harmonogramem ma doprowadzić do docelowej redukcji emisji w porównaniu z warunkami referencyjnymi dla tego regionu;

(c) **weryfikacja czy rzeczywiste praktyki są zgodne z tymi, które zostały zgłoszone.** Każdy ATMS powinien być wdrażany w połączeniu z odpowiednim systemem rejestracji, aby zapewnić i wykazać, że zarządzanie harmonogramem w systemie ATMS jest w pełni wdrożone.

169. **Określenie warunków referencyjnych dla ATMS.** W przypadku większości technik niskoemisyjnych do aplikacji na gruncie, uzyskany odsetek redukcji można uogólnić dla szerokiego zakresu klimatycznego. W przeciwieństwie do tego, tam gdzie jest używany system ATMS potrzebna jest bardziej szczegółowa definicja warunków referencyjnych. Ogólnie rzecz ujmując, stosuje się taką samą technikę referencyjną (swobodna aplikacja przez rozlewanie/rozrzucanie powierzchniowe gnojowicy i obornika), ale w przypadku stosowania systemu ATMS poziom odniesienia należy również określić na poziomie gospodarstwa zgodnie z obowiązującymi praktykami. Aby uwzględnić regionalną zmienność klimatu i zmienność warunków w ciągu roku w warunkach meteorologicznych, warunki referencyjne dla ATMS zostały rozszerzone tak, aby obejmowały: połączenie praktyk zarządzania zasobami nawozu naturalnego i ich harmonogramu w skali gospodarstwa, w określonym okresie referencyjnym i przy wykorzystaniu metody referencyjnej (aplikacja przez rozlewanie/rozrzucanie) uwzględniającej trzyletnią zmienność warunków meteorologicznych.

170. Potencjał redukcji emisji ATMS powinien zostać zweryfikowany w odniesieniu do regionu, w którym został przyjęty. Liczbowe modele symulacji emisyjności $NH_3$ powinny - generalnie - być wykorzystane w ramach weryfikacji ATMS.

171. ATMS może być używany w połączeniu z innymi środkami zmniejszania emisji $NH_3$ po aplikacji obornika na gruncie, takimi jak technologie aplikacji gnojowicy lub wprowadzanie obornika do gleby. Jednakże, dodatkowa, bezwzględna redukcja emisji $NH_3$ ATMS będzie się zmieniać w zależności od potencjału redukcji emisji towarzyszącej

metody aplikacji. Wspólny wkład zarówno niskoemisyjnych metod aplikacji, jak i ATMS powinien zostać oceniony w celu zapewnienia, że zostanie osiągnięty ogólny cel redukcji $NH_3$ w gospodarstwie.

172. W zależności od typu systemu ATMS, który ma być wdrożony, główne dodatkowe koszty będą związane z mniejszą elastycznością w harmonogramie aplikacji obornika oraz powiązanymi kosztami administracyjnymi niezbędnymi do weryfikacji. Potencjalne oszczędności można znaleźć poprzez połączenie podejść ATMS z poradami w zakresie efektywniejszego zarządzania zasobami N gospodarstwa, np. poprzez sprawdzony system ekspercki.

173. Należy unikać aplikacji przed lub w warunkach pogodowych, które zwiększają ryzyko utraty składników odżywczych do wód. Podczas projektowania systemu ATMS należy rozważyć również aspekty bezpieczeństwa związane z obsługą maszyn w określonych momentach, zwłaszcza w godzinach po zmroku. Warunki sprzyjające zmniejszeniu emisji NH3 (np. wilgoć, brak wiatru), mogą powodować problemy z brzydkimi zapachami, utrudniając ich szybkie rozproszenie.

174. **Zakwaszona gnojowica.** Równowaga pomiędzy amonem-N i $NH_3$ w roztworach zależy od pH (kwasowości). Wysokie pH sprzyja utracie $NH_3$; niskie pH sprzyja utrzymaniu amonu-N. Obniżenie pH zawiesin do stabilnego poziomu 6 i niższego jest zwykle wystarczające do zmniejszenia emisji $NH_3$ o 50 procent lub więcej. Technika dodawania kwasu siarkowego do gnojowicy jest obecnie stosowana z dużym powodzeniem w Danii. Przy dodawaniu kwasów do gnojowicy należy uwzględnić zdolność buforowania, wymagając zwykle regularnego monitorowania pH i dodawania kwasu w celu wyrównywania wytwarzanego i emitowanego dwutlenku węgla ($CO_2$) podczas przygotowywania zakwaszonej gnojowicy. Zakwaszanie najlepiej przeprowadzać podczas przechowywania gnojowicy, a także podczas aplikacji, przy użyciu specjalnie zaprojektowanych beczkowozów. Mimo, iż skuteczna technika ta ma zasadniczą wadę, obchodzenie się z silnymi kwasami w gospodarstwach jest bardzo niebezpieczne.

175. Opcje dla uzyskania zakwaszonej gnojowicy poprzez dodawanie kwasów organicznych (np. kwasu mlekowego) lub nieorganicznych (np. kwasu azotowego, kwasu siarkowego, kwasu fosforowego) lub poprzez modyfikowanie lub uzupełnianie paszy zwierzęcej (np. kwasem benzoesowym) (patrz sekcja IV) lub gnojowicy składnikami (np. bakteriami tworzącymi kwas mlekowy), które zwiększają pH. Kwasy organiczne mają wadę, ponieważ ulegają szybkiej degradacji (tworzenie i uwalnianie $CO_2$); ponadto do osiągnięcia pożądanego poziomu pH potrzebne są ich duże ilości, ponieważ są one zwykle słabymi kwasami. Kwas azotowy ma zaś zaletę w postaci zwiększania zawartości N gnojowicy, dzięki czemu uzyskuje się bardziej zrównoważony nawóz azotowo-fosforowo-potasowy (NPK), ale ma też potencjalnie dużą wadę w postaci produkowania $N_2O$ z pośrednictwem denitryfikacji oraz powiązanego wzrostu pH. Podczas stosowania kwasu azotowego w celu uniknięcia nitryfikacji i denitryfikacji wymagana jest wartości pH ~ 4 powodując stratę azotanu ($NO_3$) i wytwarzanie niedopuszczalnych ilości $N_2O$. Korzystanie z kwasu siarkowego i kwasu fosforowego powoduje dodawanie składników odżywczych do gnojowicy, które mogą powodować nadmierne nawożenie siarką (S) i potasem (P). Ponadto dodanie zbyt dużej ilości kwasu może powodować powstanie siarczku wodoru i pogorszyć problemy z zapachem oraz kwestie związane ze zdrowiem i bezpieczeństwem. Zakwaszanie gnojowicy w celu zmniejszenia emisji $NH_3$ jest obecnie stosowane Danii w 125 gospodarstwach, gdzie pH gnojowicy jest obniżone z ~75 do ~65. Takie podejście jest stosowane zarówno w budynkach inwentarskich (dając szacunkową redukcję emisji o 70%) jak i w polu (dając szacunkową redukcję o 60%). W pobliżu obszarów przyrody wymagany jest płytki wtrysk obornika. Jednakże, nowa ustawa w Danii precyzuje, że użycie węża wleczonego / płozy wleczonej w połączeniu z zakwaszaniem gnojowicy w taki sposób jest również zgodne z wymaganiami.

176. **Dodanie superfosforanu i fosfogipsu.** Zgodnie z wieloletnią praktyką w Federacji Rosyjskiej, skutecznym sposobem osiągnięcia znacznej redukcji strat $NH_3$ z magazynowania i aplikacji nawozu płynnego i stałego jest dodanie superfosforanu i fosfogipsu. Obornik i fosfogipsy są stosowane w proporcji 20 do 1 w zależności od okresów retencji, co zmniejsza emisję $NH_3$ o 60%. Obecność fosfogipsu w kompostach opierających się na nawozach płynnych i stałych może zwiększyć skuteczność ich stosowania o połowę, zwłaszcza w przypadku upraw kapustowatych (Novikov i inni 1989; Eskov i inni 2001). Głównym czynnikiem regulującym stosowanie kompostów z fosfogipsem w trybie intensywnym jest niebezpieczne nadmierne gromadzenie się zanieczyszczeń fluorowych i strontowych w glebie. W Federacji Rosyjskiej praktyka ta dotyczy rolniczego wykorzystania odpadów fosfogipsów przemysłowych powstających w wyniku produkcji kwasu siarkowego. Należy zachować ostrożność w planowaniu zarządzania składnikami odżywczymi, aby dopasować zalecenia upraw dla zarówno N jak i P, unikając nadmiaru P.

### *Techniki Kategorii 3*

177. **Inne dodatki.** Wykazano, że, sole wapnia (Ca) i magnezu (Mg), związki kwasowe (np. $FeCl_3$, Ca $(NO_3)_2$) i superfosfat obniżają emisję NH3, ale (z wyjątkiem określonego w pkt. 169) wymagane ilości są na ogół zbyt duże, aby były praktycznie wykonalne. Materiały absorbujące takie jak torf lub zeolity były również stosowane. Istnieje również szereg dodatków dostępnych w handlu, ale generalnie nie były one testowane w sposób niezależny.

# ROZDZIAŁ 8

# Aplikacja nawozu

*T. Missebrook, J. Webb, C. Pa/Here, M.A. Sutton, S. Lukin & B. Wade*

## A. Nawozy na bazie mocznika

178. Emisja amoniaku z aplikacji nawozu zależy od rodzaju nawozu, warunków pogodowych i glebowych. Emisje z nawozów na bazie mocznika są znacznie większe niż w przypadku innych typów nawozów, ponieważ szybka hydroliza mocznika powoduje lokalny wzrost pH. Szybka hydroliza nawozów mocznikowych często występuje w glebach z dużą ilością enzymu ureazy ze względu na obfitość resztek roślinnych. Emisje z bezwodnego NH3 mogą być znaczne, gdy wtrysk do gleby jest słaby, zaś sama gleba nie jest dobrze zakryta po wtrysku; sukces zależy od właściwej gleby i wilgotności gleby, aby umożliwić dobre zamknięcie bruzdy. Emisje z siarczanu amonu i fosforanu di-amoniowego są większe po zastosowaniu tych typów nawozów w glebach wapiennych (wysokie pH). Techniki redukcji emisji koncentrują się, zatem na zastosowaniu nawozów mocznikowych do wszystkich typów gleb, a także zastosowania siarczanu amonu i fosforanu di-amoniowego do gleb wapiennych. Techniki redukcji emisji polegają albo na spowolnieniu hydrolizy mocznika do węglanu amonu lub zachęcaniu do szybkiego przenoszenia nawozu do gleby (Sommer, Schjoerring i Denmead 2004).

179. Zastosowanie metod redukcji emisji $NH_3$ ze związków opartych na moczniku wnosi istotny wkład do ogólnych redukcji emisji $NH_3$ w rolnictwie. W szczególności należy zauważyć, że emisja $NH_3$ z nawozów na bazie mocznika (zazwyczaj 5% - 40% straty N, jako $NH_3$) jest znacznie większa, niż w przypadku azotanu amonu (zazwyczaj 0,5% -5% straty N, jako $NH_3$). Chociaż azotan amonu stanowi główną formę nawozów N stosowanych w Europie, to w dalszym ciągu istnieje ryzyko, że w niektórych krajach jego użycie może być ograniczone lub zabronione w przyszłości ze względów bezpieczeństwa. Już obecnie w całej Ameryce Północnej, ze względów bezpieczeństwa i wyższych kosztów azotan amonu został w znacznym stopniu zastąpiony formami mocznika. Ponieważ środki mające na celu zmniejszenie emisji NH3 z nawozów na bazie mocznika pozostają ograniczone dla niektórych upraw, zwłaszcza w odniesieniu do upraw wieloletnich, oczekuje się, że taka zmiana znacznie zwiększy regionalne emisje $NH_3$.

180. Jeśli stosowany w ilościach rozsądnych pod względem agronomicznym, lepsza absorpcja N będzie główną korzyścią ograniczania emisji $NH_3$, przy minimalnym wzroście powodowanym przez inne ścieżki strat (np. ługowanie azotanów, denitryfikacja). Ponadto redukując emisje $NH_3$ spodziewana jest podobna redukcja pośrednich strat N (np. poprzez zmniejszenie ługowania i denitryfikacji z gleb leśnych). Biorąc pod uwagę cały system (grunty rolne, grunty nierolnicze i przenoszenie przez dyspersję atmosferyczną), oczekuje się, że środki te generalnie nie zwiększą ogólnego ługowania azotanów lub strat podtlenku azotu. Środki koncentrują się na utrzymaniu N w systemie rolnictwa zwiększając tym samym wydajność (patrz także sekcja III).

181. *Technika referencyjna:* Referencyjna technika aplikacji jest aplikacją powierzchniową nawozu N. Skuteczność, ograniczenia i koszt zastosowania technik niskoemisyjnych podsumowano w tabeli 15.

### *Techniki Kategorii 1*

182. Techniki kategorii 1 dla nawozów na bazie mocznika obejmują inhibitory ureazy, powłoki o powolnym uwalnianiu, wstrzykiwanie do gleby, szybkie wprowadzanie gleby i nawadnianie natychmiast po aplikacji. Z powyższych, szybkie wprowadzanie do gleby i nawadnianie natychmiast po aplikacji miałoby również zastosowanie do siarczanu amonu (i fosforanu di-amoniowego) do gleb wapiennych.

183. **Inhibitory ureazy** opóźniają przemianę mocznika w węglan amonowy przez bezpośrednie hamowanie działania enzymu ureazy. Ta opóźniona / spowolniona hydroliza jest związana z znacznie mniejszym wzrostem pH wokół bryłki mocznika, a tym samym znacznie niższą emisją NH3 (Chadwick i inni 2005; Watson i inni 1994). Opóźnienie początku hydrolizy zwiększa również możliwość przereagowania mocznika do matrycy glebowej, co dodatkowo zmniejsza potencjał emisji NH3. Zatwierdzone inhibitory ureazy zostały skatalogowane przez Unię Europejską.[12]

[12] Rozporządzenie Komisji (WE) nr. 1107/2008 z dnia 7 listopada 2008 r. Zmieniające rozporządzenie (WE)

**184.** **Powlekane polimerem granulaty mocznika** zapewniają nawóz o powolnym uwalnianiu, który może zmniejszyć emisje NH3 (np. Rochette i in. 2009), zakres, których będzie zależeć od rodzaju powłoki polimerowej i tego czy jest stosowany do aplikacji powierzchniowej nawozu, czy też w połączeniu z wtryskiem mocznika**.**

185. **Wprowadzenie nawozu do gleby** przez bezpośredni wtrysk z zamkniętą szczeliną lub przez uprawę, może być efektywną techniką redukcji (Sommer, Schjoerring i Denmead 2004). W przypadku bryłek mocznikowych, łączenie wtrysku lub wprowadzenia z powłokami o powolnym uwalnianiu może pozwolić na pojedynczą aplikację nawozu przed założeniem uprawy, eliminując potrzebę późniejszej aplikacji powierzchniowej. Głębokość wtrysku i struktura gleby wpływają na efektywność redukcji. Mieszanie nawozu z glebą poprzez uprawę może być mniej skutecznym środkiem redukującym, niż wtrysk na tej samej głębokości, ponieważ część mieszanego nawozu będzie blisko powierzchni. W uprawach krótko - sezonowych zaopatrzenie w N może być zapewnione poprzez wtrysk mocznika podczas siewu, oszczędzając czas i pieniądze dla rolnika. Jest to szeroko stosowane przez rolników w zachodniej Kanadzie.

**186.** **Nawadnianie z zastosowaniem, co najmniej 5 mm wody** natychmiast po aplikacji nawozów zmniejsza emisję NH3 nawet o 70% (O. Oenema i Velthof 1993; Sanz-Cobena 2010). Woda nie powinna być aplikowana na mokre gleby, poza zdolnością pola. Jest to uznawane, jako technika kategorii 1 tylko tam, gdzie istnieje potrzeba nawadniania, ponieważ metoda ta może zwiększyć ryzyko ługowania azotanów**.**

187. **Zmiana nawozu z mocznika na azotan amonowy** jest dość łatwym sposobem na zmniejszenie emisji $_{NH3}$, ze skutecznością wynoszącą około 90%. Możliwym negatywnym skutkiem ubocznym jest potencjalny wzrost $N_2O$, zwłaszcza, gdy nawozy na bazie azotanu amonu ($NH_4NO_3$) są aplikowane na wilgotne lub mokre gleby. The cost of this measure is simply the price differential between the two fertilizer types and the amounts of fertilizer N needed for optimum N fertilization. The gross cost of the $NH_3$ nitrate fertilizer is higher that urea-based fertilizers, depending on market conditions (range 10%-30%). However, the net cost may negligible or there may be a net gain, because of the lower N losses.

188. **Potencjalne skutki dla kosztów.** Zwiększone koszty wdrożenia tych technik zostaną w pewnym stopniu zrównoważone (lub zapewnią korzyści netto) dzięki oszczędnościom w użyciu nawozów, aby osiągnąć taki sam plon jak dla metody referencyjnej lub zwiększyć wydajność z tych samych dawek nawozu.

189. **Wpływ na cykl N.** Jeśli stosowany w ilościach rozsądnych pod względem agronomicznym, lepsza absorpcja N będzie główną korzyścią ograniczania emisji NH3, przy minimalnym wzroście powodowanym przez inne ścieżki strat (np. ługowanie azotanów, denitryfikacja). Ponadto redukując emisje NH3 spodziewana jest podobna redukcja pośrednich strat N (np. poprzez zmniejszenie ługowania i denitryfikacji z gleb leśnych). Biorąc pod uwagę cały system (grunty rolne, grunty nierolnicze i przenoszenie przez dyspersję atmosferyczną), oczekuje się, że środki te generalnie nie zwiększą ogólnego ługowania azotanów lub strat podtlenku azotu. Środki koncentrują się na utrzymaniu N w systemie rolnictwa zwiększając tym samym wydajność.

### *Techniki Kategorii 2*

190. **ATMS.** ATMS stanowi zweryfikowany system wykorzystujący różnicę w potencjale emisji $NH_3$ w oparciu o warunki środowiskowe, tak, aby wykorzystać zarządzanie harmonogramem aplikacji w celu zmniejszenia całkowitych emisji. Aplikacje nawozów w chłodniejszych warunkach i przed opadami deszczu (pamiętając jednak o potrzebie unikania związanego z tym ryzyka w postaci wycieku do wód) są związane z niższymi emisjami $NH_3$. Jeśli ma być wykorzystana, strategia ta musi być powiązana z weryfikacją warunków referencyjnych i osiągniętego zmniejszenia emisji.

191. **Mieszanie mocznika z siarczanem amonu.** Współgranulacja mocznika i siarczanu amonu może zmniejszyć emisję NH3 w porównaniu z samym mocznikiem na pewnych typach gleb (O. Oenema i Velthof 1993). Przed wydaniem zaleceń potrzebne są dalsze badania na szerszym zakresie gleb.

---

2003/2003 Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie nawozów w celu dostosowania załączników I i IV do postępu technicznego. Dostępne pod adresem http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32008R1107:EN:NOT (uzyskano dostęp 29 maja 2013)

Tabela 15

**Opcje ograniczania (kategorii 1) dla redukcji amoniaku z nawozów na bazie mocznika**

| *Środek ograniczający* | *Typ nawozu* | *Redukcja emisji (%)* | *Czynniki wpływające na redukcję emisji* | *Zastosowanie* | *Koszt (€/kg zaoszczędzonego $NH_3$ /rok)* |
|---|---|---|---|---|---|
| Aplikacja powierzchniowa | Na bazie mocznika | | Referencyjna | | |
| Inhibitor ureazy | Na bazie mocznika | | 70 dla litego mocznika, 40 dla płynnego azotanu amonu i mocznika | | |
| Nawóz o powolonym uwalnianiu (powłoka polimerowa) | Na bazie mocznika | | ~30<br>80-90 | Rodzaj i integralność powłoki polimerowej; technika aplikacji nawozu (powierzchniowa lub wtryskowa) | (natychmiastowo ~ 10mm jest najbardziej skuteczne); wilgotność gleby; tekstura gleby<br>W warunkach, w których nawozy oparte na moczniku miałyby emisję przynajmniej 40%. |
| Wtrysk zamkniętej szczeliny | Nawozy na bazie mocznika i bezwodnego amoniaku | | 50-80 | Głębokość miejsca docelowego; tekstura gleby; zamknięcie szczeliny (niewłaściwie zamknięte szczeliny mogą powodować duże emisje spowodowane wysokim stężeniem mocznika w szczelinie, zwiększając pH) | |
| Wprowadzenie nawozów | Na bazie mocznika | | 40-70 | | |
| Nawodnienie | Wszystkie | | | | |
| Zamiana na amoniak | Nawozy amonowe na bazie mocznika i bezwodne | do 90 | | Opóźnienie po aplikacji nawozu; głębokość mieszania; tekstura gleby. | Wszystkie |
| | | | | Harmonogram i objętość nawadniania | Wszystkie |

| | |
|---|---|
| Grunty orne lub o zredukowanej orce przed wysiewem lub podczas operacji siewu lub podczas mechanicznego usuwania chwastów po ich pojawieniu się | -0,5-2,0 |
| | -0,5-2,0 |
| | -0,5-1,0 |
| Grunty orne przed założeniem upraw. | |
| Tam gdzie powszechnie stosuje się nawadnianie upraw | |
| | -0,5-2,0 |
| Wszystkie, szczególnie tam, gdzie jest możliwa jedynie powierzchniowa aplikacja nawozu i niemożliwe nawadnianie | -0,5-1,0 |
| | -0,5-1 |

## B. Nawozy na bazie siarczanu amonu, fosforanu i azotanu

193. *Technika referencyjna:* Technika referencyjna aplikacji jest aplikacją powierzchniową nawozów na bazie siarczanu amonu fosforanu amonu.

### *Techniki kategorii 1*

194. Kilka technik opisanych powyżej dla mocznika może być również stosowanych w celu zmniejszenia emisji NH3 z nawozów na bazie siarczanu amonu i fosforanu amonu. Największe zagrożenie występuje wtedy, gdy nawozy stosowane są na glebach wapiennych lub innych o wysokim pH. Techniki kategorii 1 dla nawozów na bazie siarczanu amonu i fosforanu amonu obejmują wprowadzenie, wtrysk, natychmiastowe nawadnianie i powolne uwalnianie nawozów z powłokami polimerowymi na glebach o wysokim pH (zależnie od wyników prób).

### *Techniki Kategorii 2*

195. Emisje z nawozów niebędących na bazie mocznika, takie jak azotan amonu i azotan wapnia są małe, ale mogą wystąpić częściowo w wyniku bezpośrednich emisji nawozów, a częściowo z emisji pośredniej z roślin w wyniku nawożenia. Cięcie trawy przyczynia się także do emisji $NH_3$, z emisjami pochodzącymi z ponownego wzrostu runi w wyniku wywołanej cięciem mobilizacji N w wegetacji. Nawożenie użytków zielonych w pierwszych dniach po cięciu zapewnia nadwyżkę N, co powoduje większe emisje z połączonych efektów cięcia i nawożenia. Opóźnienie stosowania nawozów N po koszeniu pozwala trawie na regenerację, zmniejszając tym samym emisję $NH_3$. Analiza modelu wykazała, że dwutygodniowe opóźnienie w nawożeniu N zmniejszyło całkowitą, roczną emisję $NH_3$ z koszonych użytków zielonych o 15%. Podobne efekty można osiągnąć stosując zróżnicowane harmonogramy w zależności od warunków regionalnych. Jednakże, praktyka ta zmniejszy wydajność traw. Biorąc pod uwagę interakcję z pogodą i potrzebę dalszej pracy dla określenia optymalnych opóźnień w odniesieniu do różnych systemów zarządzania technikę tę zalicza się do kategorii 2. Podejście można zintegrować z systemami ATMS.

# ROZDZIAŁ 9

# Inne środki związane z azotem rolniczym

*S. Bittman & M.A. Sutton*

## A. Wypasanie

196. Mocz wydalany przez wypasane zwierzęta często przenika do gleby zanim wystąpią znaczące emisje $NH_3$. Dlatego też, emisje $NH_3$ w przeliczeniu na zwierzę są niższe w przypadku zwierząt wypasanych niż dla tych, które przebywają w zabudowaniach, gdzie odchody są zbierane, przechowywane i aplikowane na gruncie. Zmniejszenie emisji uzyskane poprzez zwiększenie czasu wypasu w ciągu roku będzie zależeć między innymi od stanu wyjściowego (emisje od niewypasanych zwierząt), czasu wypasu zwierząt i poziomu nawozu N pastwiska. Potencjał dla rozszerzenia wypasu jest niekiedy ograniczony przez dostępność gruntów, rodzaj gleby, topografię, wielkość i strukturę gospodarstwa (odległości), warunki klimatyczne, względy ekonomiczne, itp. Należy zauważyć, że dodatkowe wypasanie zwierząt może zwiększyć inne formy emisji N (np. $N_2O$, $NO_3$). Jednakże, biorąc pod uwagę jasny i dobrze wyliczony wpływ na emisję $NH_3$, można to uznać za technikę kategorii 1 (w odniesieniu do modyfikacji okresów, w których zwierzęta trzymane lub wypasane są przez 24 godziny na dobę). Efektywność redukcji emisji można uznać za względną całkowitą emisję $NH_3$ w systemach wypasu w porównaniu z systemami opartymi na trzymaniu zwierząt w zabudowaniach inwentarskich (patrz również pkt. 40 i 52).

197. Wpływ zmiany okresu częściowego trzymania zwierząt w zabudowaniach (np. wypasanie w ciągu dnia) jest mniej pewny i jest zaliczany do kategorii 2. Zmiana z pełnego okresu przebywania w zabudowaniach na wypasanie przez część dnia jest mniej skuteczna w redukcji emisji $NH_3$ niż przechodzenie na pełne (24-godzinne) wypasanie, ponieważ budynki i magazyny pozostają zabrudzone i nadal emitują $NH_3$ (patrz także 40 i 52).

## B. Zabiegi związane z obornikiem

198. Przeprowadzono badania nad różnymi wariantami redukcji emisji NH3 poprzez zabiegi związane z obornikiem. Niektórymi, potencjalnie obiecującymi opcjami są:

*(a)* *Kompostowanie obornika lub gnojowicy z dodanymi cząstkami stałymi:* wyniki eksperymentalne są bardzo zmienne i często wykazują zwiększone emisje $NH_3$; z tego powodu systemy kompostowania obornika powinny uwzględniać włączenie dodatkowych metod redukcji emisji $NH_3$ z tego źródła, takich jak osłony i systemy oczyszczania powietrza*;*

(b) *Kontrolowane procesy denitryfikacji w gnojowicy:* instalacje pilotażowe pokazują, że możliwe jest zmniejszenie emisji $NH_3$ poprzez przekształcanie amonu w gaz $N_2$ poprzez kontrolowaną denitryfikację (zmienne warunki aerobowe i beztlenowe). Aby to osiągnąć potrzebny jest specjalny reaktor. Skuteczność i niezawodność systemu oraz jego wpływ na inne emisje wymagają dalszego badania*;*

*(c)* *Oddzielanie odchodów w celu usunięcia P lub zapewnienia ściółki:* emisje z tych systemów wymagają badania*.*

199. Skuteczność sposobów obchodzenia się z obornikiem powinna być ogólnie badana w warunkach określonych dla danego kraju lub gospodarstwa. Poza emisjami $NH_3$, należy zbadać inne emisje, strumienie składników odżywczych oraz możliwości zastosowania w warunkach gospodarowania. Ze względu na wymienione niepewności, środki te należy zasadniczo zgrupować w kategoriach 2 lub 3. Wyjątkiem jest stosowanie systemów oczyszczania powietrza przeznaczonych do kompostowania obornika (kategoria 1), które są dobrze sprawdzone, ale pociągają za sobą znaczne koszty.

## C. Zastosowania niezwiązane z rolnictwem

200. Jeśli obornik jest wykorzystywany poza rolnictwem, emisje rolnicze mogą zostać zmniejszone. Przykłady takich zastosowań - już szeroko stosowanych w niektórych krajach - obejmują spalanie pomiotu kurzego oraz wykorzystanie obornika końskiego i drobiowego w branży grzybów uprawnych. Osiągnięta redukcja emisji zależy od tego, jak szybko obornik jest zabierany z gospodarstwa i metody obchodzenia się z nim. Całkowite zmniejszenie emisji zostanie osiągnięte jedynie wtedy, gdy samo wykorzystanie nawozu nie generuje dużych emisji (w tym emisji innych niż $NH_3$). Na przykład użycie nawozu w ogrodnictwie lub wywóz obornika do innych krajów nie zmniejszy całkowitej emisji. Istnieją również inne aspekty środowiskowe, na przykład spalanie ściółek dla drobiu jest odnawialnym źródłem energii, ale nie wszystkie składniki odżywcze w ściółce zostaną poddane recyklingowi w rolnictwie.

# ROZDZIAŁ 10

# Pozarolnicze źródła stacjonarne i mobilne

*S. Bittman, M. Dedina, O. Oenema & M.A. Sutton*

201. Istnieje wiele pozarolniczych źródeł $NH_3$, w tym pojazdy mechaniczne, utylizacji odpadów domowego pochodzenia, spalania paliw stałych i różne gałęzie przemysłu, z których produkcja nawozów będzie prawdopodobnie najbardziej znacząca w całej Europie. Istnieje również mała, ale zbiorowo znacząca grupa źródeł naturalnych, w tym, na przykład oddech człowieka i pot oraz emisje z dzikich zwierząt (Sutton i inni 2000). Protokoły ECE dotyczące zgłaszania emisji nie rozróżniają obecnie źródeł pochodzenia naturalnego i antropogenicznego w taki sam sposób, jak w przypadku lotnych związków organicznych (VOC).

202. 202. Wspólnym czynnikiem wielu sektorów jest to, że emisje $NH_3$ były wcześniej ignorowane. Jest to najbardziej widoczne w odniesieniu do transportu, jak pokazano poniżej. Pierwszym zaleceniem dotyczącym redukcji emisji NH3 ze źródeł nierolniczych jest, zatem zapewnienie, że $NH_3$ jest uwzględniany przy ocenie wydajności przemysłu i innych źródeł. W przypadku stwierdzenia, że emisje $NH_3$ rosną lub mogą wzrosnąć dzięki pewnemu rozwojowi technicznemu, właściwym postępowaniem dla operatorów i projektantów byłoby rozważenie sposobów optymalizacji systemów w celu uniknięcia lub zminimalizowania emisji.

## A. Techniki ogólne

**203.** **Płuczki Venturiego** nadają się do dużych przepływów gazu o dużych stężeniach $NH_3$. Koszty redukcji emisji znajdują się w przedziale 3.500 EUR / t z wyłączeniem kosztów oczyszczania ścieków. Jak we wszystkich przypadkach omówionych w tej części, dokładna opłacalność zależy od wielkości instalacji stężeń $NH_3$ i innych czynników**.**

204. **Płuczki z kwasem rozcieńczonym** składające się z wieży wyposażonej w losowo rozmieszczone płytki, przez które cyrkuluje lekko zakwaszona woda nadają się do przepływów rzędu 50 do 500 ton rocznie. Bariery dla tej technologii obejmują jej ograniczoną przydatność do dużych przepływów gazu, potencjalnie wysokie koszty oczyszczania ścieków oraz zagrożenia dla bezpieczeństwa związane z przechowywaniem kwasu siarkowego. Raportowane koszty wykazują dużą zmienność od 180 EUR do 26000 EUR / tona $NH_3$. Odchylenie jest w dużej mierze zależne od wielkości instalacji i natężenia przepływu $NH_3$**.**

205. Regeneracyjne utlenianie termiczne wykorzystuje dodatkowe paliwo (zazwyczaj gaz ziemny) do spalania $NH_3$ obecnego w strumieniu gazu, a zgłoszone koszty znajdują się w przedziale od 1900 EUR do 9100 EUR / tona $NH_3$.

206. Biofiltracja nadaje się do małych przepływów gazu, o niskich stężeniach $NH_3$ redukujących emisje o około 1 tonę rocznie. Jest to najtańszy system dla małych źródeł. W zależności od sektora odnotowano koszty redukcji emisji w wysokości 1400 EUR do 4300 EUR / t.

207. Skuteczność redukcji technik opisanych w tej sekcji wynosi zazwyczaj około 90 procent.

## B. Techniki odpowiednie do wybranych sektorów

208. **Emisje NH3 z transportu drogowego** znacznie wzrosły w latach 90 w wyniku wprowadzenie pojazdów wyposażonych w katalizator (szacunki Zjednoczonego Królestwa Wielkiej Brytanii i Irlandii Północnej wskazują 14 czynników wzrostu w tym okresie). Problem ten jest w dużym stopniu rozwiązywany poprzez wprowadzenie lepszych systemów zarządzania paliwami, przejście z układów gaźnikowych do systemów komputerowych, które wykazują dużo lepszą kontrolę nad stosunkiem powietrza do paliwa. Działania na rzecz zmniejszenia zawartości siarki w paliwach, niektóre metody kontroli tlenków azotu (NOx) z pojazdów z silnikami diesla oraz wykorzystanie niektórych paliw alternatywnych może zacząć zwiększać emisje. Pomimo konsekwencji dla $NH_3$ wszystkich tych działań, nie został on uznany za zanieczyszczenie priorytetowe zarówno przez producentów pojazdów jak i przez organy regulacyjne. Ważne jest, aby w tym i innych sektorach uwzględnić wpływ zmian technologicznych na emisję $NH_3$. W ten sposób można podjąć działania dla uniknięcia lub zminimalizowania emisji w trakcie fazy projektowania, tam gdzie stwierdzono potencjalne problemy.

209. **Wycieki amoniaku w stacjonarnych urządzeniach redukcji katalitycznej.** Dla wielu sektorów, najważniejsze źródło uwalniania NH3 może być związane z wyciekiem $NH_3$ z urządzeń redukujących NOx. Dostępne są dwa typy techniki: płukanie wycieków NH3 z gazów odlotowych, które mogą zmniejszyć emisję z około 40 mg / m3 o około 90 procent oraz skuteczniejsza kontrola urządzeń kontrolujących NOx. Potencjalny poziom emisji NH3 z tego źródła będzie wymagał starannego rozważenia, ponieważ środki kontroli NOx ulegają zwiększeniu poprzez szersze zastosowanie BAT.

**210.** W branży buraków cukrowych zastosowanie mają **nieodparowujące systemy chłodzenia.** Systemy te osiągają ponad 95 procentową skuteczność w redukcji emisji. Koszty szacuje się na 3500 EUR / tona $NH_3$**.**

**211.** **Emisje z domowego spalania** mogą zostać zredukowane przy użyciu szerokiej gamy technik począwszy od przyjęcia środków na rzecz efektywności energetycznej, stosowania lepszych jakościowo paliw do optymalizacji urządzeń spalających. Istnieją znaczące przeszkody dla wprowadzenia niektórych z tych opcji począwszy od technicznych (np. braku infrastruktury gazowej), do estetyki (np. ludzi lubiących wygląd otwartego paleniska drewna**).**

212. **Nakrywanie miejsc składowania odpadów.** Utylizacja odpadów poprzez składowanie lub kompostowanie może powodować znaczne ilości $NH_3$. Działania mające na celu kontrolę emisji metanu z wysypiska, takie jak nakrywanie, spalanie lub wykorzystanie gazu wysypiskowego są również skuteczne w kontrolowaniu $NH_3$.

213. **Biofiltracja** (patrz powyżej) jest skutecznie stosowana w wielu scentralizowanych kompostowniach, często głównie w celu kontroli zapachów a nie NH3. Ogólniejszą techniką stosowaną do kompostowania domowego, jak i większych obiektów jest kontrolowanie stosunku węgla do azotu, mające na celu optymalizację 30:1 wagowo.

214. **Konie.** Należy rozważyć stopień, w jakim emisje z koni są uwzględniane w wykazach rolniczych i nierolniczych. Wiele koni trzymanych jest poza gospodarstwami, a więc może być wykluczonych z wykazów rolniczych. Najbardziej skutecznym podejściem do redukcji emisji z tych źródeł jest dobre gospodarowanie w stajniach, zapewniając wystarczającą ilość słomy do wchłaniania moczu i codziennego czyszczenia. W małych stajniach prawdopodobnie nie

będą wdrażane bardziej skomplikowane środki mające na celu kontrolowanie emisji, takie jak użycie zbiorników gnojowicy, ale opisano je gdzie indziej w tym dokumencie.

## C. Produkcja nieorganicznych nawozów azotowych, mocznika i amoniaku

215. Najważniejszymi źródłami przemysłowymi emisji $NH_3$ są zakłady produkujące mieszane produkty nawozowe, takie jak fosforan, nitrofosforany potasowe i nawozy złożone oraz zakłady produkujące nawozy azotowe między innymi mocznik i $NH_3$. Produkcja fosforanu amonu generuje najwięcej emisji $NH_3$ w sektorze. Uważa się, że amoniak w niekontrolowanych emisjach atmosferycznych z tego źródła mieści się w zakresie od 0,1 do 7,8 kg N / tonę produktu.

216. Produkcja nawozów azotowych obejmuje zakłady produkujące $NH_3$, mocznik, siarczan amonu, azotan amonu i / lub azotan siarczanu amonu. Stosowany w procesie kwas azotowy jest zwykle produkowany na miejscu. Emisje amoniaku są szczególnie prawdopodobne, gdy kwas azotowy jest zobojętniany bezwodnym $NH_3$. Mogą one być kontrolowane przez mokrą płuczkę do stężeń 35 mg $NH_3$ / $m^3$ lub niższych. Współczynniki emisji dla prawidłowo eksploatowanych instalacji znajdują się w przedziale 0,25-0,5 kg $NH_3$ / tonę produktu.

217. W przypadku zakładów produkujących mieszane nawozy, dodatkowe techniki kontroli zanieczyszczeń, poza płuczkami, cyklonami i filtrami workowymi, które są integralną częścią konstrukcji i działania zakładu na ogół nie są wymagane. Ogólnie, dopuszczalna wartość emisji $NH_3$ wynosząca 50 mg $NH_3$-N / $m^3$ może zostać osiągnięta dzięki maksymalizacji odzysku produktów i zminimalizowaniu emisji zanieczyszczeń atmosferycznych dzięki odpowiedniej konserwacji i eksploatacji urządzeń kontrolujących.

218. W prawidłowo eksploatowanej fabryce, wytwarzanie nawozów NPK drogą nitrofosforanową lub mieszanymi drogami kwasowymi, spowoduje emisję 0,3 kg / tonę wytworzonego NPK i 0,01 kg / tonę wytworzonego NPK (jako N). Jednakże, współczynniki emisji mogą zmieniać się w zależności od klasy produkowanego nawozu.

219. Emisje amoniaku z produkcji mocznika są zgłaszane, jako wentylacja absorpcyjna odzysku (0,1-0,5 kg $NH_3$ / tonę produktu), wentylacja absorpcyjna odzysku (0,1-0,2 kg $NH_3$ / tonę produktu), bryłkowanie mocznika (0,5-2,2 kg $NH_3$ / tonę produktu) i granulacja (02-07 kg $NH_3$ / tonę produktu). Wieża bryłkująca jest źródłem pyłu mocznikowego (0,5-2,2 kg $NH_3$ / tonę produktu), podobnie jak granulator (0,1-0,5 kg / tonę produktu, jako pył mocznikowy).

220. W instalacjach mocznika, mokre płuczki lub filtry tkaninowe są wykorzystywane do kontrolowania emisji niezorganizowanych z wież i operacji workowania. Ten sprzęt kontrolujący jest podobny do tego zainstalowanego w fabrykach nawozów mieszanych i stanowi integralną część operacji utrzymania produktu. Jeśli prawidłowo eksploatowane, nowe instalacje do produkcji mocznika mogą osiągnąć dopuszczalne wartości emisji w danej materii poniżej 0,5 kg / tonę produktu, zarówno dla mocznika jak i $NH_3$.

# ZAŁĄCZNIK I

## Informacje uzupełniające:

## Zarządzanie azotem

*O. Oenema, S. Bittman, M. Dedina, C.M. Howard & M.A. Sutton*

1. Zarządzanie może być zdefiniowane, jako spójny zestaw działań mających na celu osiągnięcie celów. Definicja ta odnosi się do wszystkich sektorów gospodarki, w tym rolnictwa. Zarządzanie azotem można zdefiniować, jako "spójny zbiór działań związanych z użytkowaniem N w rolnictwie, w celu osiągnięcia celów agronomicznych i środowiskowych / ekologicznych" (O. Oenema i Pietrzak 2002). Cele agronomiczne odnoszą się do plonów i jakości plonów, a także wydajności zwierząt w kontekście dobrostanu zwierząt. Cele środowiskowe / ekologiczne dotyczą strat N z rolnictwa. Uwzględniając cały cykl N, zwraca się uwagę na konieczność rozważenia wszystkich aspektów cykliczności N, także w redukcji emisji NH3, w celu zaradzenia wymianie zanieczyszczeń.

2. Azot jest składnikiem wszystkich białek roślinnych i zwierzęcych (oraz enzymów) i uczestniczy w fotosyntezie, eutrofizacji, zakwaszaniu i różnych procesach utleniania. Poprzez te procesy N zmienia formę (związki), reaktywność i mobilność. Głównymi formami ruchomymi są gazowe formy $N_2$, $NH_3$, tlenki azotu (NO i $NO_2$) i $N_2O$ oraz rozpuszczalne w wodzie formy azotanu ($NO_3^-$) amoniaku ($NH_4^+$) i rozpuszczony, związany organicznie N (DON). W materii organicznej, większość N występuje w postaci amidów połączonych z węglem organicznym (R-$NH_2$). Ze względu na mobilność w powietrzu i wodzie, reaktywny N nazywany jest również "podwójnie mobilny".

3. Cykl N jest silnie powiązany z cyklem węglowym i innymi cyklami odżywczymi. Dlatego też, zarządzanie N może wpłynąć na cykliczność węgla, uwalnianie CO2 do atmosfery i sekwestrację węgla w glebach. Ogólnie rzecz biorąc, nieszczelny system dla N jest także nieszczelnym układem dla węgla i vice versa. Podkreśla to znaczenie rozważania zarządzania N z perspektywy całego gospodarstwa.

4. W zależności od rodzaju systemów gospodarowania, zarządzanie N na poziomie gospodarstwa rolnego obejmuje szereg działań związanych z zarządzaniem w sposób zintegrowany, w tym:

(a) nawożenie upraw;
(b) rozwój upraw, zarządzanie zbiorami i pozostałościami;
(c) międzyplony lub poplony;
(d) zarządzanie użytkami zielonymi;
(e) uprawa ziemi, drenaż i nawadnianie;
(f) karmienie zwierząt;
(g) zarządzanie stadem (w tym kwestie dotyczące dobrostanu), w tym warunki trzymania zwierząt;
(h) zarządzanie obornikiem, w tym przechowywanie i stosowanie nawozów;
(i) środki ograniczania emisji amoniaku;
(j) środki ograniczania ługowania i spływania azotanu;
(k) środki redukcji emisji $N_2O$;
(l) środki redukcji denitryfikacji.

Aby móc osiągnąć wysoką produkcję roślinną i zwierzęcą przy minimalnych stratach N i innych niezamierzonych skutkach dla środowiska, wszystkie działania należy rozważyć w sposób zintegrowany i zrównoważony.

5. Azot jest niezbędny do wzrostu roślin. W produkcji roślinnej jest to często najbardziej ograniczający składnik odżywczy i dlatego musi być dostępny w wystarczającej ilości i w postaci dostępnej w glebie, w celu uzyskania optymalnych plonów. Nadmiarowe i / lub niedostosowane w czasie aplikacje N są głównym źródłem N strat w środowisku, w tym emisji NH3 do powietrza. Unikanie nadmiernych lub nieterminowych zastosowań N jest jednym z najlepszych sposobów zminimalizowania strat N (i innych form oddziaływania na środowisko), przy jednoczesnym braku wpływu na uprawy i produkcję zwierzęcą. Należy przestrzegać wytycznych dla najlepszych praktyk w zakresie zarządzania składnikami odżywczymi, specyficznymi dla obiektu, w tym:

(a) planowanie i zarządzania i rejestrowanie danych dotyczących składników odżywczych w odniesieniu do wszystkich niezbędnych składników odżywczych;

(b) obliczanie całkowitego zapotrzebowania N na uprawę, na podstawie realistycznych szacunków dotyczących plonów, zawartości N w uprawie i efektywności pobierania azotu przez uprawę;

(c) oszacowanie całkowitego zapotrzebowania N ze źródeł lokalnych przy użyciu akredytowanych metod:

(i) mineralny N w górnych warstwach gruntu podczas etapów sadzenia i po wysianiu (przez testy gleby i / lub roślin);

(ii) mineralizacja pozostałości poprzednich upraw;

(iii) mineralizacja netto materii organicznej gleby, w tym skutki pozostałości nawozów zwierzęcych stosowanych przez kilka lat a na pastwiskach, odchody z wypasu zwierząt;

(iv) osadzanie reaktywnego N z atmosfery;

(v) biologiczne wiązanie $N_2$ przez rośliny strączkowe;

(d) obliczenie potrzebnego wniosku N biorąc pod uwagę wymóg N uprawy i zaopatrzenie przez miejscowe źródła N;

(e) obliczanie ilości składników odżywczych w aplikacjach obornika zwierząt gospodarskich, które będą dostępne do podjęcia przez uprawy. Aplikacja obornika zależy od:

(i) wymagań upraw w zakresie N, fosforu i potasu;
(ii) zasilenia w N, fosfor i potas przez glebę w oparciu o testy glebowe;
(iii) dostępności obornika;
(iv) natychmiastowej dostępności N, fosforu i potasu w oborniku oraz
(v) szybkości uwalniania składników odżywczych dostępnych powoli z obornika w tym
(vi) efektów pozostałości;

(f) oszacowanie potrzebnego nawozu N i innych składników odżywczych biorąc pod uwagę wymóg N w uprawie i zasilenie w N przez źródła miejscowe i nawozy zwierzęce;

(g) aplikacja nawozu zwierzęcego i / lub nawozu N na krótko przed rozpoczęciem szybkiego wzrostu plonów przy użyciu metod i technik zapobiegających emisji NH3;

(h) testowanie w uprawach w stosownych przypadkach.

6. Preferowanymi środkami na rzecz zmniejszenia całkowitych emisji $NH_3$, są takie, które zmniejszają jednocześnie inne niepożądane emisje N, zachowując lub zwiększając jednocześnie wydajność produkcji rolnej (środki w ramach efektów synergistycznych). Natomiast środki mające na celu redukcję emisji $NH_3$, które zwiększają inne, niepożądane emisje (efekty antagonistyczne) powinny zostać zmodyfikowane tak, aby minimalizować wspomniane efekty antagonistyczne. Takie efekty antagonistyczne mogą obejmować zwiększenie emisji $CH_4$ pochodzących od przeżuwaczy. Podobnie, środki ograniczające powinny unikać zwiększania innych rodzajów zanieczyszczeń z gospodarstw (np. strat fosforu (P), patogenów, erozji gleb) lub wykorzystywania zasobów (np. paliwa), obniżania jakości żywności (np. zwiększony poziom antybiotyków, hormonów lub pestycydów) lub niekorzystnie wpływać na zdrowie i dobrostan zwierząt gospodarskich (np. poprzez ograniczenie wielkości stodoły lub zwiększanie zagęszczenia zwierząt) (Jarvis i inni 2011).

7. Skuteczność zarządzania N może być oceniana pod względem (a) spadku Nsurplus oraz (b) zwiększenia NUE. Wskaźniki NUE stanowią miarę ilości N, która jest zatrzymywana w produktach roślinnych lub zwierzęcych w porównaniu z ilością zaaplikowanego lub dostarczonego N. Nsurplus jest wskaźnikiem presji N gospodarstwa na szersze otoczeniu, także w zależności od ścieżki, przez którą tracona jest nadwyżka N, jako ulotność NH3, ługowanie N i / lub nitryfikacja / denitryfikacja. Zarządzanie ma duży wpływ zarówno na NUE (Tamminga 1996; Mosier, Syers i Freney 2004), jak i Nsurplus.

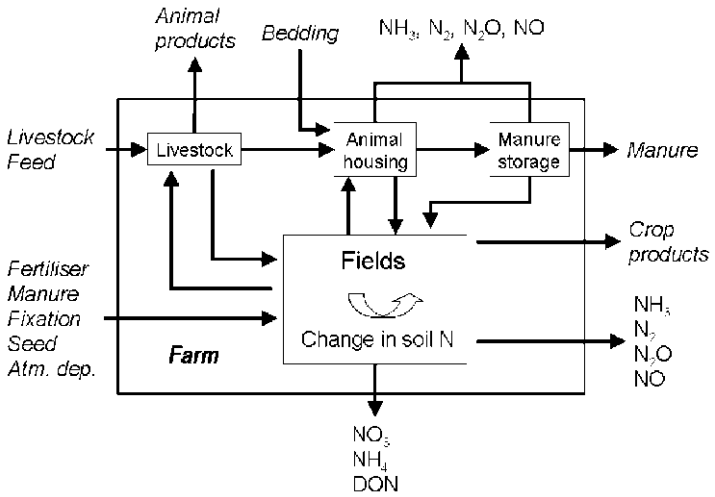
8. podczas, gdy stosunek całkowitej produkcji N (poprzez produkty wywiezione z gospodarstwa) do całkowitego wkładu N (przywożonego do gospodarstwa, w tym poprzez biologiczne wiązanie $N_2$) (wskaźniki masy / masy) jest wskaźnikiem dla NUE na poziomie gospodarstwa, całkowity wkład N minus całkowity produkt wyjściowy N (masa na jednostkę powierzchni) jest wskaźnikiem Nsurplus (lub deficytu) na poziomie gospodarstwa.

9. Zazwyczaj wprowadza się rozróżnienie między bilansami wkładu – produktu wyjściowego N oraz budżetami wkładu – produktu wyjściowego N. Bilanse i budżety stosują podobne przykłady wkładu; główna różnica polega na tym, że bilanse rejestrują produkcję N tylko w produktach zebranych / zbywalnych, podczas gdy budżety rejestrują produkcję N poprzez produkty zebrane i zbywalne oraz straty z systemu. W związku z tym budżety zapewniają pełny zapis i rachunki wszystkich przepływów N.

10. Istnieją różne procedury tworzenia bilansów N wkładu – produktu wyjściowego, w tym bilans N brutto, bilans równowagi gruntów, bilans brama gospodarstwa oraz bilans gospodarstwa (np. Watson i Atkinson 1999; Schroder i in. 2003; O. Oenema Kros i de Vries 2003 OECD 2008). Zasadniczo, bilans N brutto i bilans powierzchni gruntów rejestrują wszystkie przykłady wkładu N na grunty rolne i wszystkie produkty wyjściowe N w zbieranych produktach uprawnych z gruntów rolnych. Jednakże, różnice w bilansie różnią się w sposobie, w jaki uwzględniają one zawartość N w nawozie zwierzęcym; bilans N brutto obejmuje całkowitą ilość N wydaloną, jako wkład N, podczas, gdy bilans powierzchnia - gleba koryguje ilość N wydaloną z powodu strat $NH_3$ z obornika w systemach budynków inwentarskich i systemach magazynowania nawozu naturalnego. Bilans na bramie gospodarstwa i bilans gospodarstwa rejestrują wszystkie przykłady wkładu i produkty wyjściowe N i w gospodarstwie; bilans gospodarstwa obejmuje wkład N poprzez osadzanie atmosferyczne (zarówno zredukowane jak i utlenione związki N) oraz biologiczne wiązanie $N_2$. Na poziomie pola, gospodarstwa, regionu i kraju można stosować różnorakie metody; ważne jest, aby używać wystandaryzowanych formatów do sporządzania bilansów i raportowania nt. metodologii dla poprawienia porównywalności.

11. Budżet gospodarstwa N, gospodarstwa zajmującego się produkcją zwierzęco - roślinną, jest najbardziej złożonym budżetem (rysunek AI.1). Głównym wkładem są nawozy mineralne / nieorganiczne, importowany obornik zwierzęcy, wiązanie atmosferycznego N2 w niektórych roślinach (głównie rośliny strączkowe) osadzanie z atmosfery, wkład wody nawadniającej i paszy dla zwierząt gospodarskich. Wkład w materiale siewnym i ściółka stosowana w odniesieniu do zwierząt stanowią na ogół drobny wkład, chociaż te ostatnie mogą być znaczące dla niektórych tradycyjnych systemów hodowli zwierząt. Głównymi produktami wyjściowymi są produkty roślinne i zwierzęce oraz wywożony obornik. Straty gazowe występują w gnojowicy, w pomieszczeniach dla zwierząt, w magazynowaniu obornika i po aplikacji na gruncie. Inne straty gazowe wystąpić na polach, pochodzące od stosowanych nawozów, roślin uprawnych, gleb i pozostałości roślinnych. Straty do wód gruntowych i wód powierzchniowych występują poprzez ługowanie lub spływanie azotanów amonu i DON. Wystapić może również efekt spływania nierozpuszczonego organicznego N.

Rysunek AI.1**Budżet N gospodarstwa, zajmującego się mieszaną produkcją zwierzęta - uprawy**



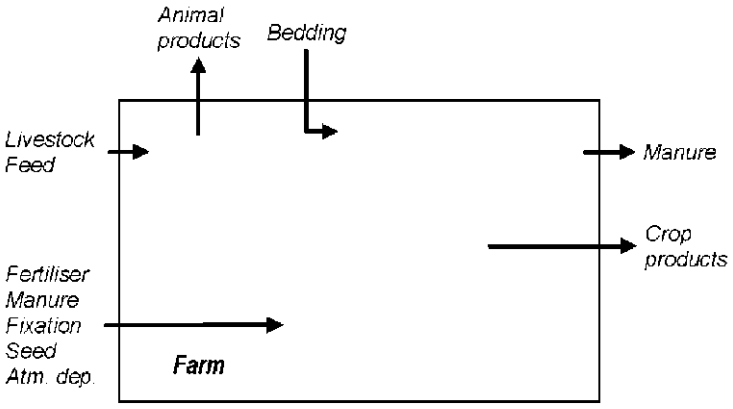

*Źródło:* Jarvis i inni, 2011.

Legenda:
Animal products – produkty zwierzęce
Manure – obornik
Crop products – produkty z roślin uprawnych
Animal housing – budynki inwentarskie
Livestock feed – karma zwierzęca
Livestock – zwierzęta inwentarskie
Bedding – ściółka
Manure storage – przechowywanie obornika
Fertiliser – nawóz
Fixation – wiązanie
Seed – nasiona
Atm. dep. – osadzanie atmosferyczne
Change in soil N – zmiana w N gleby
Farm- gospodarstwo

12. Na rysunku AI.2 przedstawiono odpowiednie składniki bilansu N gospodarstwa zajmującego się mieszaną produkcją roślinno - zwierzęcą. Oczywiście bilans N gospodarstwa jest znacznie prostszy niż budżet N gospodarstwa, ponieważ straty N do powietrza, wód podziemnych i wód powierzchniowych nie są uwzględnione w bilansie N. Bilans N gospodarstwa specjalizującego się w uprawach lub hodowli zwierząt jest znacznie prostszy niż bilans na bramie gospodarstwa zajmującego się mieszaną produkcją roślinno - zwierzęcą, ponieważ istnieją mniej typów wartości wkładów i produktów wyjściowych N.

Rysunek AI.2

**Składniki bilansu N gospodarstwa zajmującego się mieszaną produkcja roślinno - zwierzęcą**

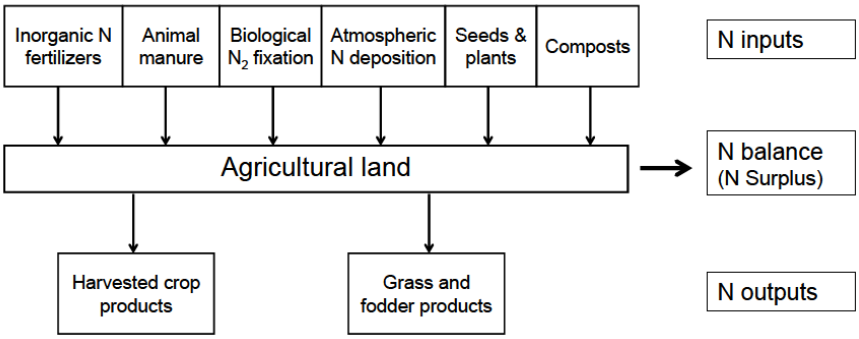



Legenda:
Animal products – produkty zwierzęce
Manure – obornik
Crop products – produkty z roślin uprawnych
Livestock feed – karma zwierzęca
Bedding – ściółka
Fertiliser – nawóz
Fixation – wiązanie
Seed – nasiona
Atm. dep. – osadzanie atmosferyczne
Farm - gospodarstwo

13. Na rysunku AI.3 przedstawiono bilans N powierzchni gruntów rolnych. Głównym wkładem N są nawozy mineralne / nieorganiczne, obornik zwierzęcy, wiązanie atmosferycznego N przez niektóre rośliny (głównie rośliny strączkowe) i osadzanie z atmosfery. Inne przykłady wkładu N obejmują organiczne odpady stałe oraz z przemiany organicznej, takie jak kompost i ściółki. Wkład w materiał siewny i komposty jest na ogół drobnym nakładem. Głównymi produktami wyjściowymi są zbiory roślin uprawnych, którymi mogą być zboża lub całe rośliny uprawne. Należy zwrócić uwagę, że produkty zwierzęce inne niż obornik nie pojawiają się w bilansie powierzchni gleb, ponieważ nie są one umieszczane na powierzchni gleby.

Rysunek AI.3

**Składniki bilansu N powierzchni gleby gruntów rolnych**




**Legenda:**

Inorganic N fertilizers – nieorganiczne nawozy N
Animal manure – obornik zwierzęcy
Biological $N_2$ fixation – biologiczne wiązanie $N_2$
Atmosferic N deposition – osadzanie atmosferycznego N
Seeds and plants – nasiona i rośliny
Composts – komposty
N inputs – wkład N
Agricultural land – gleba rolnicza
N balance (N surplus) – bilans N (nadwyżka N)
Harvested crop products – produkty ze zbioru roślin
N outputs – produkty wyjściowe N
Grass and fodder products – produkty z trawy i paszowe

Źródło: OECD, 2008

14. Aby używać bilansów N i NUE, jako wskaźników na poziomie gospodarstwa, należy rozróżnić między nimi:
   (a) specjalistyczne gospodarstwa produkcyjne produkcji roślinnej;
   (b) gospodarstwa o produkcji mieszanej roślinno (pasza) - zwierzęcej;
   (c) specjalistyczne gospodarstwa hodowli zwierząt.

15. Specjalistyczne gospodarstwa produkcji roślinnej mają stosunkowo niewiele źródeł emisji NH3 (prawdopodobnie importowane nawozy zwierzęce, nawozy na bazie mocznika i amonu oraz pozostałości). Gospodarstwa te można podzielić według rotacji upraw (np. odsetek zbóż, roślin strączkowych, warzyw i roślin korzeniowych). Specjalistyczne gospodarstwa zajmujące się produkcją zwierzęcą, produkują wyłącznie produkty zwierzęce (mleko, mięso, jaja, produkty uboczne pochodzenia zwierzęcego oraz obornik) i wszystkie te produkty są wywożone z gospodarstwa. Energia może być również wytwarzana poprzez trawienie węgla organicznego. Gospodarstwa te można podzielić według kategorii zwierząt (np. trzody chlewnej, drobiu i bydła). Systemy mieszane posiadają zarówno uprawy jak i zwierzęta. Wyprodukowane rośliny stanowią zwykle karmę dla zwierząt, podczas, gdy obornik wyprodukowany przez zwierzęta jest zwykle stosowany do upraw. Gospodarstwa te można podzielić według kategorii zwierząt (np. bydło mleczne, bydło mięsne, świnie, itd.) i gęstości obsady zwierząt gospodarskich (lub samowystarczalności paszy).

16. Zróżnicowanie pomiędzy gospodarstwami w NUE (wskaźniki wyjściowe / wejściowe) i Nsurpluses (wielkości wejściowe minus wyjściowe) jest w praktyce duże, ze względu na różnice w systemach zarządzania i hodowli (w szczególności w odniesieniu do rodzajów roślin i zwierząt, zagęszczenia obsady inwentarza żywego oraz systemu rolnego). Orientacyjne zakresy mogą być podane dla szerokich kategorii systemów (patrz tabela AI.2).

17. Można sporządzić bilanse azotu oraz wskaźniki wejściowe-wyjściowe N, również w przedziałach w obrębie gospodarstwa, zwłaszcza w mieszanym systemie hodowli. Przy szacowaniu NUE można rozważyć trzy użyteczne przedziały lub poziomy:

(a) konwersja paszy N na produkty zwierzęce (pasze - NUE lub zwierzę - NUE);
(b) konwersja obornika i nawozu N w uprawy (obornik / nawóz - NUE);
(c) NUE całego gospodarstwa.

18. Te NUE są obliczane, jako procentowa masa produktu wyjściowego N na masę wkładu N:

(a) pasza-NUE = (N w mleku, zwierzętach i jajach) / (N w paszy i karmie) x 100%;
(b) obornik / nawóz - NUE = [pobór N przez uprawy / N stosowany, jako obornik / nawóz x 100%;
(c) NUE całego gospodarstwa = [E(N wysłany poza gospodarstwo rolne) / E(N przywieziony do gospodarstwa)] x 100%.

W tabeli AI.1 poniżej przedstawiono orientacyjne zakresy NUE dla gospodarstw produkcji mlecznej.

Tabela AI.1

**Wartości orientacyjne dla wkładu N i NUE gospodarstw produkcji mlecznej**

| Input to output parameters | N input range | NUE range (%) | Source |
|---|---|---|---|
| Feed to milk (feed-NUE) | 512–666 g cow$^{-1}$ day$^{-1}$ | 26–33 | Powell et al. (2006a) |
| | 289–628 g cow$^{-1}$ day$^{-1}$ | 22–29 | Kebreab et al. (2001) |
| | 200–750 g cow$^{-1}$ day$^{-1}$ | 21–32 | Castillo et al. (2000) |
| | 496–897 g cow$^{-1}$ day$^{-1}$ | 21–36 | Chase (2004) |
| | 838–1360 g cow$^{-1}$ day$^{-1}$ | 16–24 | Aarts et al. (2000) |
| Manure and fertilizer to crops and pasture (manure/fertilizer-NUE) | 359–749 kg ha$^{-1}$ | 53–77 | Aarts et al. (2000) |
| | Not available | 16–57 | Beegle et al. (2008) |
| Farm inputs to farm outputs (whole-farm NUE) | 215–568 kg ha$^{-1}$ | 14–55 | Rotz et al. (2006) |
| | 150–370 kg ha$^{-1}$ | 39–47 | Rotz et al. (2006) |
| | 260–380 kg ha$^{-1}$ | 23–36 | Rotz et al. (2005) |
| | 240–423 kg ha$^{-1}$ | 34–46 | Rotz et al. (1999) |
| | 63–840 kg ha$^{-1}$ | 8–55 | Ovens et al. (2008) |
| | Not available | 25–64 | Histov et al. (2006) |

*Źródło:* Powell, Rotz i Weaver, 2009.

Legenda:
Input to output parameters – paremetry produktu wejściowego do wyjściowego
N input range – zakres wkładu N
NUE range – zakres NUE
Source – źródło
cow – krowa
day – dzień
Feed to milk – pasza do mleka
Manure fertiliser to crops and pasture (manure/fertiliser-NUE)
Farm inputs to farm outputs (whole-farm NUE)
Not available – nie dostępne

Source - źródło

19. W celu oceny NUE - paszy lub NUE - zwierzę należy znać spożycie paszy i karmy oraz zawartość N pasz i karmy. Należy również znać ilość N w produktach zwierzęcych (białka w mleku, mięsie i jajach). W przypadku N w białkach mlecznych, jajach, żywcu i tuszach oraz mięsa dla bydła, świń i drobiu można zastosować wartości domyślne.

Tabela AI.2

**Wskaźniki Nsurplus i NUE w systemach rolniczych, o typowych wartościach dla gospodarstw wyspecjalizowanych w produkcji roślinnej oraz specjalistycznych gospodarstwach hodowlanych i tych o produkcji mieszanej**

| *Indeks* | *Kalkulacja* | *Interpretacja* | *Typowe poziomy* |
|---|---|---|---|
| **Nsurplus** = suma wszystkich N surplus = wkład minus N Σ ($wkład_N$) – produkty wyjściowe przekraczające bramę gospodarstwa Σ (prod. $wyj._N$) wyrażone w kg/ha/rok | | Nsurplus zależy od typu systemu gospodarstwa, upraw i zwierząt, i miejscowego zaopatrzenia w N , wkładu z zewnątrz (poprzez nawozy i paszę dla zwierząt) zarządzanie i środowisko<br><br>Nsurplus jest miarą całkowitej utraty N do środowiska<br><br>Deficyt N [Σ ($wkład_N$) < Σ (prod. $wyj._N$] jest miarą wyczerpania N w glebie<br><br>W przypadku wyspecjalizowanych systemów hodowli zwierząt (bez ziemi), Nsurplus może być bardzo duży, w zależności także od możliwego produktu wyjściowego N poprzez przetwarzanie i wywóz nawozu naturalnego | Zależy od typu systemu gospodarstwa, upraw i zwierząt<br><br>Uprawa: 0-50 kg/ha<br><br>Mieszane: 0-200 kg/ha<br><br>Zwierzę: 0-1,000 kg/ha |
| **NUE** = efektywność wykorzystania N, NUE = tj. prod. wyj. N w Σ (prod. $wyj._N$) produkty użyteczne podzielone przez Σ ($wkład_N$) przez całkowity wkład N | | NUE zależy od typu systemu, gospodarstwa, upraw i zwierząt oraz miejscowego zaopatrzenia w N, wkładu z zewnątrz (poprzez nawozy i paszę dla zwierząt) zarządzanie i środowisko<br><br>For specialized animal farming systems (landless), there may be N output via manure processing and export | Zależy od typu systemu gospodarstwa, upraw i zwierząt:<br>Uprawa 0.6-1.0<br>Mieszane: 0.5-0.6<br>Zwierzę 0.2-0.6[a]<br>Zwierzę 0.8-0.95[b] |

[a] Brak wysyłki obornika.

[b] Gospodarstwa bez ziemi rolnej; cały obornik wysyłany poza farmę.

20. Do oceny NUE nawozu / obornika warto rozróżnić różne źródła wkładu N. "Wartość równoważna nawozu N" wskazuje jak dobrze N z nawozów zwierzęcych, kompostów i pozostałości roślinnych jest wykorzystywany w stosunku do nawozu referencyjnego (na ogół nawozów na bazie NH4NO5), która ustalona na 100%. Wysoka wartość wskazuje na wysoką wartość NUE. Wartość równoważna nawozu N zależy od rodzaju (stały, gnojowica lub ciecz) oraz od pochodzenia (bydło, świnie, drób) obornika oraz ram czasowych (rok aplikacji w stosunku do skutków długotrwałych). Zależy to również od rodzaju upraw i warunków środowiskowych (rodzaju gleby, temperatury, opadów deszczu). Najbardziej decydującym czynnikiem dla wartości równoważności nawozu N jest zarządzanie, tzn. czas i metoda aplikacji. Tabela AI.3 podaje zakresy wartości równoważności nawozu N nawozów dla obornika bydła, świń i drobiu, gnojowicy oraz ciekłego nawozu naturalnego, jak stwierdzono w literaturze. Źródła organicznego N zwykle zawierają znaczną część organicznie związanego N, który staje się dostępny dla rosnących upraw dopiero po mineralizacji. Dlatego też, rozróżnia się krótkotrwałe (tj. w okresie wegetacji bezpośrednio po zastosowaniu źródła organicznego N) i długoterminowe wartości równoważne nawozu N; ten ostatni wyższy od poprzedniego. Niektóre organiczne źródła N mają tylko mineralny N i łatwo ulegający

mineralizacji organiczny N i w konsekwencji zasadniczo nie ma różnicy między wartościami krótkoterminowymi i długoterminowymi.

Tabela AI.3

**Zakresy krótkoterminowych i długoterminowych wartości równoważnych nawozu N (FNEV) zastosowanego obornika zwierzęcego i pozostałości roślinnych, wyrażone w procentach nawozu referencyjnego, tj. azotanu amonu**

| | *Wartości równoważne nawozu N (%)* | |
|---|---|---|
| *Źródła azotu* | *Krótkoterminowe* | *Długoterminowe* |
| Oddzielony płynny obornik bydlęcy i świński | 70-100 | 70-100 |
| Przetrwawione gnojowice bydlęce i świńskie | 40-60 | 50-80 |
| Gnojowice bydlęce | 30-50 | 50-80 |
| Gnojowice świńskie | 30-65 | 50-80 |
| Gnojowice drobiowe | 30-65 | 50-80 |
| Odchody stałe bydła, świń i drobiu | 20-40 | 40-60 |
| Kompost obornika bydlęcego, świńskiego i drobiowego | 20-40 | 40-60 |
| Mocz i odchody pasących się zwierząt | 10-20 | 20-40 |
| Pozostałości upraw z ponad 2.5% N | 10-40 | 30-50 |
| Pozostałości upraw z 1.5%-2.5% N | 0-30 | 20-40 |
| Pozostałości upraw z mniej niż 1.5% N | 0 | 0-20 |

*Źródło:* Berntsen i inni, 2007; Bittman i inni, 2007; Burton and Turner, 2003; Chadwick i inni, 2000; Gutser i inni, 2005; Hadas i inni, 2002; Hart i inni, 1993; Hatch i inni, 2004; Janssen, 1984; Jenkinson and Smith, 1988; Kolenbrander and De La Lande Cremer, 1967; Langmeier i inni, 2002; MacDonald i inni, 1997; Mosier, Syers and Freney, 2004; Nevens and Reheul, 2005; Ruffino i inni, 2006; Rufino i inni, 2007; Schils and Kok, 2003; Schroder i inni, 2000; Schroder and Stevens, 2004; Schroder 2005; Schroder, Jansen and Hilhorst, 2005; Schroder, Uenk and Hilhorst, 2007; Sommerfeldt, Chang and Entz, 1988; Serensen, 2004; Serensen and Amato, 2002; Serensen, Weisbjerg and Lund, 2003; Serensen and Thomsen, 2005; Van der Meer i inni, 1987; Velthof i inni, 1998.

*Uwagi:* Obornik jest aplikowany przy użyciu powszechnie stosowanych technik niskoemisyjnych. Krótkotrwałe wartości równoważności nawozu N odpowiadają wartościom równoważności nawozu N aplikacji dokonywanych we właściwym czasie, w ciągu roku. Długotrwałe wartości równoważności nawozu N obejmują efekty uboczne i zakładają powtarzaną, coroczna aplikację.

21. Dla całego gospodarstwa, Nsurplus i NUE wyspecjalizowanych gospodarstw zajmujących się produkcją roślinną, są szacowane w następujący sposób:

SurplusN = [Nnawozu + Nobornika + Nkompostu + BNF + Natmosf. + Nnasiona] - [Nuprawy] [1]

NUEuprawy = [Nuprawy] / [Nnawozu + Nobornika + Nkompostu + BNF + Natmosf. + Nnasiona] [2]

gdzie:

SurplusN = SurplusN na poziomie gospodarstwa, kg/ha

NUEuprawy = efektywność wykorzystania N na poziomie gospodarstwa, wskaźnik masa/masa (bezwymiarowy)

Nnawozu = Ilość N nawozu sprowadzonego do gospodarstwa, kg/ha

Nobornika = Ilość N obornika sprowadzonego do gospodarstwa, kg/ha

Nkompostu = Ilość N kompostu sprowadzonego do gospodarstwa, kg/ha

BNF= Ilość N2 związanego biologicznie przez rośliny strączkowe, kg/ha

Natmosferyczny = Ilość N z osadzania atmosferycznego, kg/ha

Nnasion = Ilość N sprowadzonego poprzez nasiona i rośliny, kg/ha

Nupraw = Ilość netto N w zbiorach wywiezionych z gospodarstwa, w tym pozostałości, kg/ha.

22. W gospodarstwie może występować dodatkowy wkład N poprzez, np. autotroficzne wiązanie N2, środki ochrony roślin, wody do nawadniania, osadów ściekowych lub ściółkę ogrodniczą. Tego rodzaju wkład jest zazwyczaj niewielki w stosunku do poprzednich i jest również trudny do zarządzania. Dlatego też, ten dodatkowy wkład N jest często ignorowany. Jeśli jednak, wkład ten stanowi znaczący odsetek całkowitego wkładu (> 10%) to należy go uwzględnić w obliczeniach bilansowych. Może to dotyczyć gospodarstw na glebach organicznych, w których mineralizacja netto

organicznie związanego N może uwalniać 20-200 kg N na hektar rocznie, w zależności od statusu troficznego torfu i warunków drenażu.

23. Dokładniejsze wyrażenie NUE i Nsurplus gospodarstw specjalizujących się w produkcji roślinnej uwzględnia różnice w wartościach równoważnych nawozów N, obornika, kompostów i BNF i jest szacowany następująco:

NUEuprawy = [Nuprawy] / [Nnawozu + (Nobornika x Mwart.równ.nawozu) + (Nkompostu x Cwart.równ.nawozu) + (BNF) + Natmosferyczny + Nnasion] [7]

Gdzie:

Mwart.równ.nawozu = wartość równoważna nawozu N dla obornika, kg/kg

Cwart.równ.nawozu = wartość równoważna nawozu N dla kompostu, kg/kg.

24. Dla specialistycznych gospodarstw hodowlanych bez ziemi rolnej, Nsurplus i NUE są szacowane następująco:

SurplusN = [Npaszy] - [Nzwierzęcia + Nobornika] [3]

NUEzwierzęcia = [Nzwierzęcia + Nobornika] / [Npaszy] [4]

Gdzie,

SurplusN = NSurplus na poziomie gospodarstwa, kg

NUEzwierzęcia = efektywność N na poziomie gospodarstwa, Waskaźnik masa/masa (bezwymiarowy)

Npaszy = ilość nett N w paszy zwierzęcej sprowadzonej do gospodarstwa, kg

Nzwierzęcia = ilość netto N w zwierzętach wysyłanych z gospodarstwa (tzn. łącznie z martwymi zwierzętami i skorygowana o zwierzęta przywożone), kg

Nobornika = Ilość netto N obornika wywożonego z gospodarstwa (w tym pozostałości pasz), kg.

W gospodarstwie będą występowały niewielkie, dodatkowe przykłady wkładu N, np. wody pitnej i do sprzątania, ściółki (materiał do wyścielania) i leki, ale te przypadki wkładu są zazwyczaj niewielkie (<5%) w stosunku do poprzedniego i mogą być pominięte w tym przypadku.

25. Dla gospodarstw zajmujących się mieszaną produkcją roślinną i zwierzęcą, Nsurplus i NUE są szacowane w sposób następujący:

SurplusN = [Nnawozu + Npaszy + $N_i$obornika + Nkompostu + BNF + Natmosferyczny + Nasion] -[Nzwierzęcia + Nuprawy + $N_e$obornika [5]

NUEmiszane = [Nzwierzęcia + Nuprawy + $N_e$obornika] / [Nnawozu + Npaszy + $N_i$obornika + Nkompostu + BNF + Natmosferyczny + Nnasion] [6]

gdzie:

SurplusN = NSurplus na poziomie gospodarstwa, kg/ha

Nnawozu = ilośc nawozu N sprowadzonego go gospodarstwa, kg/ha

Npaszy = ilość N w paszy zwierzęcej sprowadzonej do gospodarstwa, kg/ha

$N_i$obornika = Ilość N obornika sprowadzonego do gospodarstwa, kg/ha

Nkompostu = Ilość N kompostu sprowadzonego do gospodarstwa, kg/ha

BNF = ilośc biologicznie związanego $N_2$ przez rośliny strączkowe, kg/ha

Natmosferyczny = Ilość N z osadzania atmosferycznego, kg/ha

Nnasion = Ilość N sprowadzonego poprze nasiona i rośliny, kg/ha

Nuprawy = Ilość N w zebranym plonie, wywiezionego z gospodarstwa, w tym pozostałości, kg/ha

Nzwierzęcia = Ilość N w zwierzętach wywożonych z gospodarstwa (tzn. łącznie z martwymi zwierzętami i skorygowana o zwierzęta przywożone), kg

$N_e$obornika = Ilość N obornika wywiezionego z gospodarstwa, kg/ha.

26. Poprawa zarządzania N (a tym samym zmniejszenie strat N) z biegiem czasu wynika ze spadku Nsurplus i wzrostu NUE z biegiem czasu. Postępy w zarządzaniu N można zatem ocenić poprzez monitorowanie rocznych Nsurplus i NUE na poziomie gospodarstwa. W celu uwzględnienia rocznych zmian warunków pogodowych i przypadkowych okoliczności zaleca się obliczanie średnich z pięciu lat dla Nsurplus i NUE.

27. Względne wyniki zarządzania N gospodarstw mogą być ocenione na podstawie porównania z innymi gospodarstwami, gospodarstwami modelowymi lub gospodarstwami doświadczalnymi. Wartości docelowe dla Nsurplus i NUE wyspecjalizowanych systemów produkcji roślinnej mogą opierać się na skuteczności najlepszych systemów zarządzania (eksperymentalnych / modelowych) systemami upraw uwzględniających czynniki glebowe.

28. Uprawy różnią się pod względem ich zdolności do wchłaniania N z gleby z powodu różnic w rozkładzie korzeni i długości okresu wegetacji. Graminae (zboża i użytki zielone) mają dużą zdolność wchłaniania. Warzywa liściaste (sałata,

szpinak) niewielka zdolność wchłaniania. Orientacyjne wartości docelowe nadwyżki N i NUE należy określić według udziału powierzchniowego zbóż i użytków zielonych w gospodarstwie (np. w pięciu klasach <25%, 25% - 50%, 50% -75%, 75% -90% i > 90%) (tabela AI.4).

29. W przypadku wyspecjalizowanych gospodarstw uprawnych uprawiających zboża na > 90% powierzchni oraz stosujących pozycje wejściowe z równania [7] i wartości równoważne nawozu N (Fwart.równ.nawozu) z tabeli AI.3, zebrany N jest w przybliżeniu równy całkowitemu, skutecznemu wkładowi N, a NUEuprawy może wynosić do 100%. Jednakże NUEuprawy spada wraz ze wzrostem wkładu N, wpływem szkodników lub ograniczeniem innych składników odżywczych. Wyzwaniem jest znalezienie optymalnego poziomu nawożenia N, w którym zarówno wysokość plonu, jaki jego jakość plonu oraz NUE są wysokie, a Nsurplus niski. Z malejącym, względnym obszarem zbóż w rotacji upraw, docelowy NUE spadnie, a Nsurplus wzrośnie w zależności od skutecznego wkładu N (tabela AI.4). Nsurplus i NUE zależą również od losu pozostałości roślinnych. Zbieranie i usuwanie pozostałości roślinnych zwiększa NUE i zmniejsza Nsurplus, zwłaszcza w krótkim okresie. Jednakże, usuwanie resztek roślinnych może ostatecznie przyczynić się do zmniejszenia zawartości materii organicznej w glebie i N. Należy zwrócić uwagę, że NUE i Nsurplus są odwrotnie powiązane (tabela AI.4). Jednak nie zawsze tak jest, możliwe są sytuacje, w których wzrost NUE jest związany z niewielkim wzrostem Nsurplus.

30. NUE wyspecjalizowanych gospodarstw hodowlanych i gospodarstw o mieszanej produkcji zależy częściowo od "nieuniknionych" strat gazowych N z oborników zwierzęcych w systemach budynków inwentarskich i magazynach nawozów z powodu procesów odparowania $NH_3$ oraz procesów nitryfikacji-denitryfikacji. Nieuniknione straty N to straty N, które występują podczas korzystania z BAT. Wartości docelowe dla NUEzwierzęcia powinny opierać się na poniższym równaniu:

DoceloweNUEzwierzęcia = [Nzwierzęcia + (Nwydalony - utrataNobornika)] / [Npaszy] [8]

Gdzie,

DoceloweNUEzwierzęcia = efektywność wykorzystania N w gospodarstwie, wskaźnik masa/masa (bezwymiarowy)

Nzwierzęcia = Ilość netto N w zwierzętach wywiezionych z gospodarstwa (tzn. łącznie z martwymi zwierzętami i skorygowana o zwierzęta przywożone), kg

Npaszy = Ilość netto N w paszach zwierzęcych przywożonych do gospodarstwa, kg

Nwydalony= Ilość N wydalana przez zwierzęta podczas przebywania w zamknięciu, kg

UtrataNobornika = Nieuniknione straty N z obornika zwierzęcego w pomieszczeniach dla zwierząt i magazynach obornika z powodu procesów ulatniania $NH_3$ i procesów nitryfikacji-denitryfikacji, kg

Nwydalony - strataNobornika = Ilość N obornika wywieziona z gospodarstwa.

Tabela AI.4

**Wartości orientacyjne dla NUE i Nsurplus wyspecjalizowanych gospodarstw zajmujących się produkcją roślinną, przy umiarkowanych i wysokich wkładach N w zależności od udziału procentowego zbóż w rotacji upraw**

| | *Umiarkowane wkłady N* | | | | *Wysokie wkłady N* | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | *N surpluses (nadwyżki)* | | | | *N surpluses* | |
| | *NUE* | | | *NUE* | | |
| *Zboża (%)* | | *50 kg/ha/rok* | *100 kg/ha/rok* | | *150 kg/ha/rok* | *200 kg/ha/rok* |
| 90-100 | 100 | 0 | 0 | 80 | 30 | 40 |
| 75-90 | 95 | 2.5 | 5 | 75 | 37.5 | 50 |
| 50-75 | 90 | 5 | 10 | 70 | 45 | 60 |
| 25-50 | 80 | 10 | 20 | 60 | 60 | 80 |
| < 25 | 70 | 15 | 30 | 50 | 75 | 100 |

31. Wartości strataNobornika zależą od systemu trzymania zwierząt, systemów zarządzania obornikiem i praktyk rolniczych. W przypadku bydła i świń trzymanych w budynku przez cały rok, w systemach opartych na gnojowicy z krytymi zbiornikami strataNobornika będzie w zakresie od 5% do 20% N obornika wydalanego podczas zamknięcia, z niższą

wartością dla systemów budynków inwentarskich o małej emisji (i wiązanych stanowiskach) oraz wyższą wartością dla budynków z częściowo listwowanymi podłogami, ale zależną również od warunków klimatycznych (Amon i inni 2001; Monteny i Erisman 1998; O. Oenema i inni 2008). Gdy zwierzęta są zamykane tylko w sezonie zimowym, mniej N zostanie wydalone podczas zamknięcia a strataNobornika na głowę zwierzęcia będzie niższa. StrataNobornika z systemów budynków inwentarskich z obornikiem wydają się być wyższa (20% -40% gdy trzymane przez cały rok) ze względu na większe straty w nitryfikacji i denitryfikacji podczas magazynowania obornika.

32. W przypadku drobiu, produkt strataNobornika mieści się w zakresie od 10% do 50% Nwydalanego z niższą wartością dla systemów zabudowy inwentarskiej o niskim współczynniku emisji i wyższej wartości dla głębokich zbiorników i naziemnych systemów ściółkowych bez płuczek i zatrzymywania NH3 z powietrza wylotowego (Groot Koerkamp i Groenestein, 2008).

33. NUE wyspecjalizowanych gospodarstw hodowli zwierzęcej wzrasta wraz ze wzrostem retencji N paszy i zmniejszeniem "nieuniknionych strat gazowych N" (tabela AI.5 rys. AI.4). Retencja N pasz zależy od typu zwierząt, ich wydajności i karmienia. "Nieuniknione straty gazowe N" zależą od systemu budynków inwentarskich i zarządzania obornikiem, w tym niskoemisyjnych systemów zarządzania. W związku z tym, NUE wyspecjalizowanych gospodarstw zajmujących się hodowlą zwierząt, reaguje bardzo szybko na straty gazowe N, w tym straty z ulatniania NH3. Jest to zintegrowany wskaźnik zarządzania N.

Tabela AI.5

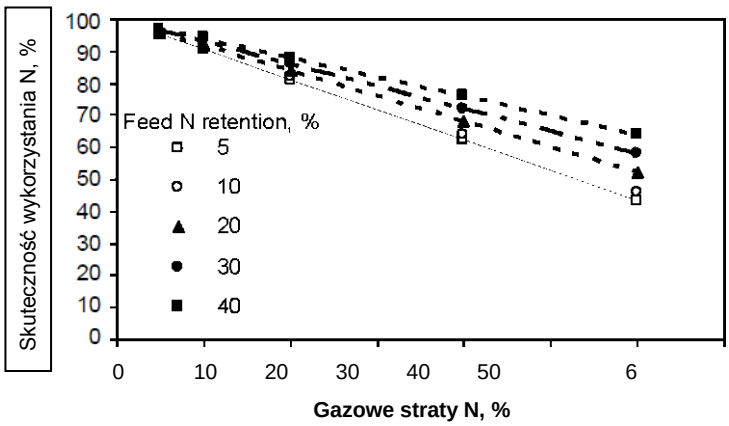
**Obliczone NUE wyspecjalizowanych gospodarstw hodowli zwierząt w zależności od odsetka retencji N paszy i odsetka "nieuniknionych strat N" w czasie trzymania zwierząt w budynkach i składowania nawozu zwierzęcego (zgodnie z równaniem [8])**

| | *"nieuniknione stratyN" jako % wydalonegoN* | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| *Retencja N paszy (%)* | **5** | **10** | **20** | **40** | **60** |
| **5** | 95 | 91 | 81 | 62 | 43 |
| **10** | 96 | 91 | 82 | 64 | 46 |
| **20** | 96 | 92 | 84 | 68 | 52 |
| **30** | 97 | 93 | 86 | 72 | 58 |
| **40** | 97 | 94 | 88 | 76 | 64 |

*Uwaga:* Przyjmuje się że wszystkie produkty pochodzenia zwierzęcego, w tym nawóz zwierzęcy, są wywożone z gospodarstwo rolnego.

Rysunek AI.4

**Obliczone NUE wyspecjalizowanych gospodarstw hodowli zwierząt w zależności od odsetka retencji N pasz i odsetka "nieuniknionych strat N" podczas przechowywania nawozu zwierzęcego (zgodnie z równaniem [8])**



*Legenda:*
*Feed N retention – retencja N paszy*
*Uwaga:* Przyjmuje się że wszystkie produkty pochodzenia zwierzęcego, w tym nawóz zwierzęcy, są wywożone z gospodarstwo rolnego.

34. Cały bilans N i NUE gospodarstwa to wskaźniki do szacowania ciśnienia N wywieranego na środowisko oraz efektywności wykorzystania zasobów N. Niektóre kraje (np. Dania i Holandia) stosują i stosowały bilanse N i Nsurplus, jako zintegrowanych instrumentów regulacyjne dla zmniejszenia strat N do Środowiska, chociaż nie ma jeszcze żadnego doświadczenia z użyciem Nsurplus i NUE, jako specyficznych wskaźników zmniejszenia emisji NH3. Istnieją jednak mocne dowody teoretyczne i empiryczne, że wzrost w NUE są związane ze zmniejszeniem strat N na jednostkę produktu. Podobnie wzrost w NUE systemów produkcji zwierzęcej i mieszanych systemów produkcji są zwykle związane ze spadkami strat NH3 na jednostkę produktu, jak to zademonstrowano, np. w Danii (Mikkelsen i in. 2010; Norregaard Hansen i in, 2008; Anonymous, 2008).

35. Doświadczenia w Danii i Holandii pokazują że większość rolników jest w stanie zrozumieć wskaźniki bilansu N i NUE, a także ustanowić wskaźniki bilansu N i NUE na podstawie zapisów księgowych i wartości domyślnych dla zawartości N w różnych produktach. Jednakże, pomocne są także szkolenia i uczestnictwo w grupach dyskusyjnych rolników. Alternatywnie, bilanse N i NUE można obliczyć przez księgowych ponownie na podstawie zapisów księgowych i wartości domyślnych dla zawartości N w różnych produktach. Roczne koszty ustanawiania bilansów N i wskaźników NUE wynoszą 200-500 EUR na gospodarstwo.

36. Ogólnie rzecz ujmując można wyróżnić trzy strategie / technologie, które zwiększają NUE i zmniejszają Nsurplus: (a) zwiększające wartość wyjściową N poprzez zwiększenie wydajności plonów i zwierząt przy jednoczesnym utrzymaniu wkładu N na mniej lub bardziej stałym poziomie; (b) zmniejszające wkład poprzez nawozy N i zakupioną paszę dla zwierząt, przy jednoczesnym utrzymaniu wydajności plonów i zwierząt oraz wartości wyjściowych N na mniej lub bardziej stałym poziomie oraz (c) zmniejszające straty N poprzez technologie oszczędzania N (techniki niskoemisyjne, uprawy okrywowe, lepsze dopasowywanie harmonogramów aplikacji N itp.), a tym samym oszczędzające na wkładzie N przy zachowaniu poziomów wyjściowych N na mniej lub bardziej stałym poziomie. Ostatnia wspomniana strategia odnosi się w części do innych środków określonych w załączniku IX do Protokołu z Göteborga. Nacisk kładziony jest na spieniężenie oszczędności w N uzyskanych poprzez jego ponowne wykorzystanie i równocześnie poprzez redukcję wkładu N. Najlepsze wyniki będą miały miejsce wtedy, gdy zmniejszone straty związane są z mniejszymi nakładami, co zmniejszy koszty operacyjne i zwiększone wartości wyjściowe niezbędne do osiągnięcia rentowności. Zatem, podejście jakie należy podjąć aby zmniejszyć Nsurplus i zwiększyć NUE jest specyficzne dla każdego gospodarstwa rolnego. Nie ma jednolitego podejścia, które można zastosować do wszystkich systemów prowadzenia gospodarki rolnej.

37. Istnieje duża ilość informacji dostępnych w celu zwiększenia NUE i zmniejszenia Nsurplus w systemach produkcji roślinnej. Różne instytucje i przedsiębiorstwa produkujące nawozy zapewniają jasne wytyczne. Międzynarodowy Instytut Żywienia Roślin udostępnia proste, zrozumiałe i łatwo dostępne wytyczne i filmy wideo na swojej stronie internetowej (http//www.ipni.net/4r) dotyczące efektywnego i skutecznego wykorzystania nawozów mineralnych. Najlepsze praktyki zarządzania nawozami znane są jako "4R nutrient stewardship concept" (koncepcja zarządzania składnikami odżywczymi 4R" tzn. Właściwe Źródło, Właściwa Dawka, Właściwy Czas i Właściwe Miejsce. Może być stosowana do zarządzania ogólnego składnikami odżywczymi roślin uprawnych (w tym źródeł organicznych) lub nawozami w szczególności. Koncepcja ta może pomóc rolnikom i społeczeństwu zrozumieć, jak właściwe praktyki zarządzania nawozami przyczyniają się do osiągnięcia celów zrównoważonego rozwoju w rolnictwie.

Krótko mówiąc, koncepcja zarządzania żywieniem 4R obejmuje producentów upraw i ich doradców wybierających odpowiednią kombinację źródła - dawki - czasu - miejsca z praktykami zatwierdzonymi przez badania przeprowadzone przez naukowców z branży rolniczej. Cele dla postępu gospodarczego, środowiskowego i społecznego są określone i odzwierciedlone we wskaźnikach wydajności wybranych przez - zainteresowane strony do systemów produkcji roślinnej. Wszystkie są uznawane za techniki kategorii 1. Niezdolność do przewidywania pogody pozostaje główną przeszkodą dla poprawy NUE upraw. Inne czynniki obejmują szkodniki upraw, ubogie gleby, itp..

38. Zwiększanie NUE i zmniejszanie Nsurplus w systemach mieszanej produkcji roślinno - zwierzęcej wymaga podjęcia środków i działań niezbędnych dla składnika produkcji roślinnej (np. wskazanej powyżej koncepcji 4R), jak również środków i działań potrzebnych w składniku produkcji zwierzęcej (karmienie zwierząt, trzymanie w budynkach inwentraskich i zarządzanie) oraz środki i działania związane z przechowywaniem i gospodarką nawozem naturalnym.

39. Nie ma zbyt wiele informacji empirycznych na temat ekonomicznego kosztu zwiększenia NUE i zmniejszenia bezpośrednich kosztów ekonomicznych Nsurplus. Szacowanie bezpośredniego kosztu ekonomicznego nie jest również łatwe, wymaga prawidłowych definicji nt. działań uwzględnionych w "zarządzaniu N biorąc pod uwagę cały cykl N". Należy także rozróżnić koszty bezpośrednie i koszty pośrednie. Koszty bezpośrednie odnoszą się do działań niezbędnych do zwiększenia NUE i zmniejszenia Nsurplus, na przykład wyboru wysoko plonujących odmian upraw i wydajnych odmian zwierząt oraz poprawy dostrajania zaopatrzenia N do zapotrzebowania na N. Koszty te szacuje się na poziomie między +/-1 euro za kg zaoszczędzonego N. Koszty pośrednie odnoszą się do lepszej edukacji rolników zwiększonej dostępności danych i informacji poprzez pobieranie próbek i

analizę oraz prowadzenie rejestrów. Koszty pośrednie są wyższe niż koszty bezpośrednie, chociaż część tych kosztów zwórcie się w postaci wyższych plonów i lepszej jakości.

# ZAŁĄCZNIK II

# Informacje uzupełniające:

# Strategie żywienia zwierząt hodowlanych

*Oenema, S. Tamminga, H. Menzi, AJA. Aarnink, C. Pineiro Noguera & G. Montalvo Bermejo*

## A. Rozważania ogólne

1. W praktyce, poziomy białka w paszy zwierzęcej są często wyższe niż faktycznie wymagane. Marginesy bezpieczeństwa w zawartości białka w diecie są wykorzystywane do obliczenia: (a) nieoptymalnych wskaźników aminokwasowych; (b) zmiany wymagań pomiędzy zwierzętami o różnych genotypach; (c) różnice w wymaganiach spowodowane różnicami wieku lub stadiów produkcyjnych oraz (d) różnice w rzeczywistej zawartości i strawności niezbędnych aminokwasów w diecie. Zawartość białka w diecie i wynikłe wydalanie N można zredukować dopasowując zawartość białka / aminokwasów do diety w sposób możliwie najbardziej zbliżony do wymagań zwierzęcia.

2. Ułamek spożycia paszy, który nie jest trawiony, wchłaniany i zatrzymywany przez zwierzę jest wydalany poprzez kał i mocz. Nadmiar N w paszy jest wydalony w postaci białka (organicznie związanego N), mocznika, kwasu moczowego i amonu. Rozdzielenie N nad tymi związkami wraz z pH kału i moczu wpływa na możliwość utraty NH3.

3. Występuje duża zmienność składu kału i moczu u bydła mlecznego, świń finiszerów i kurcząt ze względu na różnice w karmieniu zwierząt. Tabela AII.1 zawiera zakres wartości obserwowanych w literaturze (Canh i in, 1998a, 1998b; Bussink and O. Oenema, 1998; Whitehead, 2000).

Tabela AII.1

**Zakresy składników N w kale i moczu niektórych gatunków zwierząt**

| *Animal category* | *Sucha materia (g / kg)* | *Łącznie N (g / kg kału / moczu)* | *Mocznik-N (% całkowitego N)* | *Kwas moczowy -N (% całkowitego N)* | *Białko --N (% całkowitego N)* | *Amon-N (% całkowitego N)* |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Bydło mleczne** | 100-175 | 10 -17 | 0 | 0 | 90-95 | 1 -4 |
| Kał | | | | | | |
| Mocz | 30-40 | 4-10 | 60-95 | 0-2 | 0 | 1 |
| **Świnie finiszery** | | | | | | |
| Kał | 200-340 | 8-10 | 0 | – | 86-92 | 8-14 |
| Mocz | 30-36 | 4-7 | 70-90 | – | 10-20 | 2-10 |
| **Kurczaki** | 200-300 | 10-20 | 5-8 | 35-50 | 30-50 | 6-8 |

4. Ponieważ straty NH3 związane są z zawartością amonu mocznika i kwasu moczowego w moczu i wozu główne opcje wpływające na potencjał emisji NH3 przez żywienie zwierząt są następujące (rysunek AII. 1):

(a) obniżanie zawartości moczu, mocznika i kwasu moczowego w moczu i kale:

(i) obniżenie wchłaniania CP;

(ii) zwiększenie wchłaniania polisacharydów nieskrobiowych (które przemieniają wydalanie N z mocznika / kwasu moczowego w moczu do białka w kale);

(b) obniżanie pH obornika poprzez:

(i) obniżanie pH kału;

(ii) obniżanie pH moczu;

(c) obniżanie aktywności ureazy, a tym samym stężenia amonu w oborniku.

5. Zawartość amonu obornika (kał plus mocz) po hydrolizie mocznika i beztlenowym trawieniu białka w oborniku można obliczyć w następujący sposób (Aarnink, van Ouwerkerk i Verstegen, 1992):

$$[NH_4+] = (dc*P_f - P_r + adc*(1-dc)*P_f) / (M_m)$$

Gdzie:

dc = współczynnik pozornej strawności białka

$P_f$ = białko w paszy

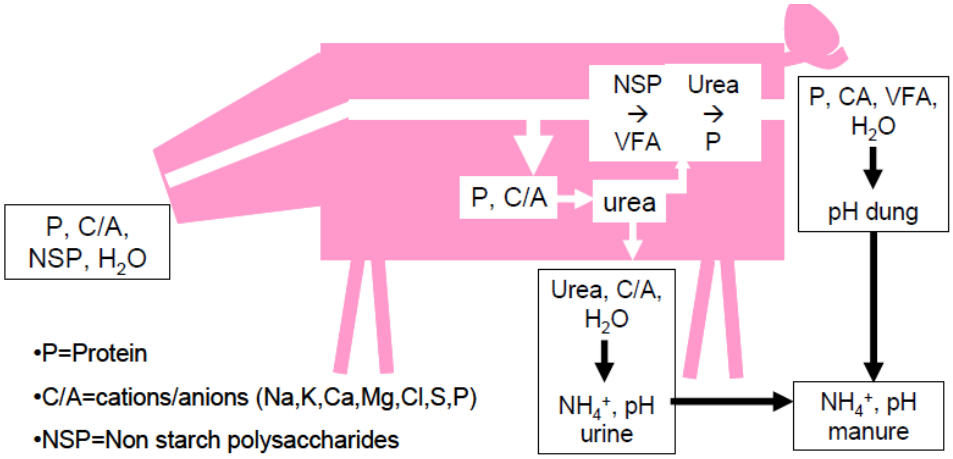
$P_r$ = retencja białka

adc = współczynnik trawienia beztlenowego dla białka w oborniku

$M_m$ = masa obornika.

Rysunek AII. 1

**Schemat poglądowy głównych czynników porcji zwierzęcej (zawartość białka, wskaźnik kation-anion oraz zawartość polisacharydów nieskrobiowych) wpływających na zawartość mocznika i amonu oraz pH moczu i kału wydalanego przez zwierzęta**




*Legenda:*
Urea – mocznik
dung – kał
manure – obornik
urine – mocz
Protein – białko
cations/anions – kationy/aniony
non starch polysaccharides - polisacharydy nieskrobiowe

*Źródło:* Aarnink i Verstegen, 2007.

6. pH moczu i obornika można oszacować poprzez całkowity bilans kationów - do - anionów. W tym oszacowaniu należy również uwzględnić stężenie amonu i węglanu.

7. 7. Strategie żywienia zwierząt mogą wpływać na pH moczu i kału. Wartość pH kału można obniżyć poprzez zwiększenie fermentacji w jelicie grubym. Zwiększa to zawartość lotnych kwasów tłuszczowych (VFA) w kale i powoduje niższe pH. Wartość pH moczu można obniżyć poprzez obniżenie równowagi elektrolitowej (NaK + K - Cl) diety (Patience, Austic i Boyd 1987). Ponadto pH moczu można obniżyć przez dodanie do diety składników zakwaszających, np. siarczanu wapnia ($CaSO_4$), bezoesanu wapnia i kwasu benzoesowego. Niskie pH wydalanego kału i moczu powoduje również niskie pH gnojowicy/obornika podczas magazynowania, nawet po pewnym okresie magazynowania. Ten efekt pH może znacznie zmniejszyć emisję NH3 z gnojowicy podczas magazynowania, a także po aplikacji. Skutki te udowodniono zwłaszcza u świń (Aarnink i Verstegen 2007; Canh i inni, 1998a, 1998c, 1998d i 1998e).

8. W zależności od aktywności enzymu, mocznik i kwas moczowy są hydrolizowane do amonu, zazwyczaj w ciągu kilku godzin lub dni. Mineralizacja organicznego N (pozornie nierozdrobnionego białka) w gnojowicy jest powolnym procesem. W temperaturze 18 °C trwa 70 dni zanim 43% organicznego azotu w świństwie zmineralizuje się do $NH_3$ (Spoelstra 1979). W związku z tym zmieniając wydalanie N u bydła i świń z moczu do kału, wydalanie N przez białko (organicznie związany N) zostaje zwiększone, a wydalanie N przez mocznik, kwas moczowy i amon zostaje zmniejszone. W rezultacie zmniejszają się emisje NH3 z moczu (podczas, gdy emisje NH3 z kału nie zostają zwiększone).

9. Dwa wskaźniki są kluczowe dla wskazania skuteczności konwersji paszy w produkt zwierzęcy i są one zdefiniowane w następujący sposób:

(a) wymóg dotyczący CP (często szacowany, jako zawartość N pomnożona przez 6,25) w proporcji diety DM. Zależy to od gatunków zwierząt, rodzaju produkcji, strawności DM diety oraz jakości (stosunek aminokwasów) w CP. Informacja o tym

wskaźniku dla koncentratów pasz jest zwykle dostępna w firmie paszowej. W przypadku karm, w szczególności wypasanych karm, może to być trudniejsze, ale przydatnym narzędziem może okazać się wysokość powierzchni runi (SSH). Im wyższy SSH tym niższa zawartość białka. Jednak wraz ze wzrostem SSH strawność traw może ulec zmniejszeniu;

(b) Skuteczność wykorzystania N (NUE = $AY_N$ / $F_N$), gdzie $AY_N$ jest masą N w produktach zwierzęcych (w kg), a $F_N$ to masa N w stosowanej paszy (kg). Wskaźnik ten wymaga informacji o zawartości N produktów zwierzęcych i pasz dla zwierząt. Takie dane liczbowe zostały w ostatnich latach obszernie zestawione.

10. Produkcja produktów zwierzęcych (mleko, mięso, jaja) nie jest możliwa bez wcześniejszego zaspokojenia w składniki odżywcze niezbędne do utrzymania zwierząt. Poziomy dietetyczne białek wymaganych do utrzymania są dużo niższe, niż te potrzebne do syntezy produktów zwierzęcych. Stąd też, optymalne poziomy CP / DM różnią się w zależności od spożycia składników odżywczych potrzebnych do utrzymania. Proporcje te są najwyższe w przypadku zwierząt wolno rosnących, takich jak zwierzęta zastępcze u bydła, a najniższy u szybko rozwijających się zwierząt, takich jak brojlery.

## B. Strategie żywienia dla przeżuwaczy (szczególnie bydła mlecznego i mięsnego)

11. Ostatecznie, NUE w systemach produkcji pełno - mlecznej jest ograniczone biologicznym potencjałem krów do przekształcania N paszy w mleko, a także roślin uprawnych i pastwisk w celu przekształcenia N nawiezionego obornika i N nawozu w zboże, pasze i inne produkty rolnicze. Jednakże, różnica między rzeczywistym NUE osiągniętym przez producentów, a teoretycznym NUE wskazuje, iż można dokonać dużych udoskonaleń w zakresie NUE w wielu komercyjnych gospodarstwach mleczarskich (np. Van Vuuren i Meijs 1987). Pomimo, że producenci mleka mogą niewiele zrobić w zakresie biologicznych ograniczeń stosowania N, praktyki takie, jak odpowiednie stopy zapasów, kredytowanie N obornika i stosowanie zaleceń w celu uniknięcia marnotrawstwa może znacznie zwiększyć NUE, zyski gospodarstwa i oddziaływanie środowiskowe produkcji mlecznej (Powell, Rotz i Weaver, 2009).

12. Obniżenie CP diety przeżuwaczy jest skuteczną i kategorią 1 w celu zmniejszenia utraty NH3. Uwzględniane są następujące wytyczne (tabela AII.2):

(a) średnia zawartość CP w dietach dla bydła mlecznego nie powinna przekraczać 150-160 g / kg mc. (Broderick 2003; Swensson 2003). Dla bydła wołowego w wieku powyżej 6 miesięcy może to jeszcze zredukować 120 g/kg DM;

(b) karmienie fazowe można stosować w taki sposób, aby zawartość CP w dietach mlecznych była stopniowo zmniejszana z 160 g / kg mc. tuż przed porodem i we wczesnej laktacji do poniżej 140 g / kg mc. W późnej laktacji i głównej części okresu zasuszenia;

(c) karmienie fazowe może być stosowane również u bydła w taki sposób, że zawartość CP w dietach jest stopniowo zmniejszana z biegiem czasu z 160 g / kg mc do 120 g / kg mc.

Tabela AII.2

**Orientacyjne poziomy docelowe zawartości CP w gramach na kg suchej masy racji i wynikowe NUE w frakcjach masowych (kg / kg) dla bydła**

| *Gatunek bydła* | *CP (g/kg)* | *NUE (kg/kg)* |
|---|---|---|
| Mleko + utrzymanie, wczesna laktacja | 150-160 | 0.30 |
| Mleko + utrzymanie, późna laktacja | 120-140 | 0.25 |
| Wymiana | 130-150 | 0.10 |
| Cielęcina | 170-190 | 0.45 |
| Bydło < 3 miesięcy | 150-160 | 0.30 |
| Bydło 3-18 miesięcy | 130-150 | 0.15 |
| Bydło > 18 miesięcy | 120 | 0.05 |

13. W wielu częściach świata produkcja bydła jest oparta na ziemi lub częściowo na ziemi. W takich systemach bogata w białko trawa i produkty trawne stanowią znaczną część diety, a wartości docelowe dla CP zanotowane w tabeli AII.2 mogą być trudne do osiągnięcia biorąc pod uwagę wysoką zawartość CP w trawie z użytków zielonych. Zawartość CP świeżej trawy w stadium wypasu (2000-2500 kg DM na hektar) często mieści się w zakresie 180-200 g / kg. Zawartość CP w kiszonce z trawy wynosi często od 160 do 180 g / kg, zaś zawartość CP siana wynosi od 120 do 150 kg / kg (np. Whitehead 2000). Natomiast zawartość CP kiszonki z kukurydzy wynosi zaledwie około 70-80 g / kg. Z tego względu diety na bazie trawy zawierają często nadmiar białka i wynikowe wysokie wydalanie N zależy w dużym stopniu od proporcji trawy, kiszonki z trawy i siana w stosunku do zawartości białka w tych paszach. Nadwyżka białka i wynikające z tego wydalanie N oraz straty $NH_3$ będą najwyższe w letnich racjach składających się tylko z traw, z wypasaniem na młodych, intensywnie nawożonych trawach i mieszankach traw i roślinach strączkowych. Jednakże, mocz

wydalany przez wypasanie zwierząt zazwyczaj przeniknie do gleby zanim wystąpią znaczne emisje $NH_3$, a zatem całkowite emisje $NH_3$ na zwierzę są niższe dla wypasanych zwierząt, niż dla tych, które trzymane są tam, gdzie odchody są gromadzone, magazynowane i aplikowane na gruncie.

14. Ograniczenie emisji NH3 osiągnięte poprzez zwiększenie proporcji czasu w ciągu roku spędzonego na pastwisku przez bydło będzie zależeć od stanu wyjściowego (emisja od niewypasanych zwierząt), czasu wypasu zwierząt i poziomu nawozu N na pastwisku. Potencjał zwiększenia wypasu jest często ograniczony rodzajem gleby, topografią, wielkością i strukturą gospodarstwa (odległości), warunkami klimatycznymi, itp. Należy zauważyć, że wypasanie zwierząt może zwiększać inne formy emisji N (np. N2O NO3). Jednak biorąc pod uwagę jasny i dobrze wyliczony wpływ na emisję NH3, zwiększenie okresu, w którym wypasane są zwierzęta można uznać za strategię kategorii 1 w celu zmniejszenia emisji. Rzeczywisty potencjał redukcji emisji będzie zależeć od sytuacji bazowej każdego sektora zwierzęcego w poszczególnych krajach. Wpływ zmiany okresu częściowego trzymania zwierząt w zabudowaniach (np. wypasanie tylko w ciągu dnia) jest mniej pewny i jest klasyfikowany, jako strategia kategorii 2. Zmiana z okresu ciągłego przebywania w zabudowaniach na wypasanie przez część dnia jest mniej skuteczna w redukcji emisji NH3 niż przejście na pełne wypasanie (24-godzinne), ponieważ budynki i magazyny pozostają brudne i nadal emitują NH3. Uznaje się, że zarządzanie wypasaniem (wypasanie odcinkowe, rotacyjne i ciągłe) ma niewielki, dodatkowy wpływ na straty w NH3 i jest uznawane za strategię kategorii 3.

15. Ogólnie rzecz ujmując, zwiększenie wskaźnika energetyczno-białkowego w diecie poprzez użycie "starszej" trawy (wyższe SSH) i / lub uzupełnienie traw paszami wysokoenergetycznymi (np. kiszonką kukurydzianą) jest strategią kategorii 1. Jednakże, w przypadku systemów produkcyjnych z przeżuwaczami prowadzonych na użytkach zielonych, wykonalność tych strategii może być ograniczona, ponieważ starsze trawy mogą zmniejszyć jakość karmienia, zwłaszcza, gdy warunki uprawy pasz wysokoenergetycznych są słabe, a zatem muszą być zakupione. W związku z tym, nie można już zagwarantować pełnego wykorzystania produkcji traw (w warunkach ograniczonej produkcji, np. kwot mlecznych lub ograniczeń dotyczących zagęszczenia obsady zwierząt). Dlatego też poprawa równowagi energetyczno-białkowej gospodarstw opartych na użytkach zielonych bez możliwości uprawy pasz o wysokiej zawartości energii jest uznawana za strategię kategorii 2.

16. Zaleca się stosowanie nowoczesnych systemów oceny białek (np. PDI we Francji, MP w Wielkiej Brytanii DVE / OEB w Holandii i AAT / PBV w krajach skandynawskich), (np. Van Duinkerken i inni 2011a). U bydła mlecznego pomocne może okazać się stosowanie chronionych przed żwaczem aminokwasów limitujących, takich jak lizyna i metionina dla lepszej równowagi składu aminokwasowego białka strawionego w jelicie cienkim. Ponieważ szczegółowe informacje na temat zachowania paszy w przewodzie pokarmowym są konieczne do pomyślnego wprowadzenia tej metody uznaje się ją za strategię kategorii 2.

17. Przeniesienie wydalania N z mocznika w moczu do białka w kale jest również skutecznym środkiem zmniejszania utraty NH3. Kompozycja dietetyczna powinna być taka, aby stymulować pewien stopień fermentacji w jelicie grubym bez zakłócania fermentacji w żwaczu. Zmieni to wydalanie N z moczu do kału. Fermentację w jelicie grubym można stymulować poprzez włączenie skrobi odpornej na żwacz lub fermentowalnego włókna, które nie poddaje się fermentacji w żwaczu (Van Vuuren i in. 1993). Ponieważ w jelicie grubym obecne są bakterie o działaniu acetogennym zamiast bakterii metanogennych to istnieje niewielkie ryzyko podwyższenia poziomu CH4. Znajomość czynników odpowiedzialnych za przesunięcie wydalania N z mocznika w moczu do białka w kale jest wciąż niewystarczająca, a podejście to jest uznawane za strategię kategorii 3.

18. Poziom pH świeżo wydalanego moczu wynosi od 5,5 do 8,5 i zależy głównie od zawartości elektrolitu w diecie. Chociaż pH ostatecznie wzrośnie w kierunku wartości alkalicznych dzięki hydrolizie mocznika niezależnie od początkowego pH, to początkowe pH i zdolność buforowania pH moczu określają szybkość uwalniania NH3 z moczu bezpośrednio po oddaniu moczu. Obniżenie pH moczu przeżuwaczy jest teoretyczne możliwe. Istnieją jednak interakcje z objętością moczu, wydajnością przeżuwaczy i dobrostanem zwierząt, dlatego uznaje się, że jest to technika kategorii 3. Podobnie obniżenie pH kału jest teoretycznie możliwe, ale może to z łatwością zbiegać się z zaburzoną fermentacją żwacza, a zatem nie jest zalecane. Ze względu na możliwe skutki uboczne uznaje się, że jest to technika kategorii 3. W celu monitorowania adekwatności fermentacji w żwaczu można użyć konsystencji kału.

19. Monitorowanie stanu białka jest możliwe dzięki wyliczonemu bilansowi białka biodegradowalnego w żwaczu (np. PBV w krajach skandynawskich, OEB w Holandii) i / lub można użyć mocznika mleka N (MUN), (np. Van Duinkerken i inni 2011b). Najlepiej byłoby, gdyby MUN nie przekraczał 10 miligramów na litr (dl / dl) (mocznik mleka poniżej 22 mg / dl). Wiedza na temat czynników odpowiedzialnych za zmianę w MUN jest nadal niewystarczająca, dlatego podejście to jest uznawane za strategię kategorii 2.

20. Istnieją również możliwości zarządzania stadem w celu ograniczenia emisji NH3. Po pierwsze, zwiększając potencjał genetyczny krów (więcej mleka na krowę). Prowadzi to do wyższego poziomu NUE na poziomie stada ze względu na niższy udział energii utrzymania. W wyniku zrównania całkowitej rocznej produkcji mleka w poszczególnych krajach, liczba krów mlecznych i bydła zastępczego będzie się zmniejszać. Po drugie, zwiększając liczbę laktacji na krowę, spowodujemy zmniejszenie liczby bydła zastępczego. Po trzecie, należy zoptymalizować rzeczywistą liczbę bydła zastępczego na krowę mleczną. Wszystkie trzy opcje są podejściem długoterminowym, ale mimo to stanowią techniki kategorii 1 mające na celu redukcję całkowitego poziomu emisji NH3. Strategie te mogą mieć pozytywne konsekwencje dla dobrostanu zwierząt i prawdopodobnie przyczyniają się również do obniżenia

emisji CH4 z fermentacji jelitowej, zwłaszcza, jeśli wyrażone w odniesieniu do emisji na jednostkę wyprodukowanego mleka (Tamminga 1996; Kebreab i inni 2001; Powell, Rotz i Weaver 2009).

21. Rotacyjne trzymanie w zagrodach przeżuwaczy na terenach uprawnych może obniżyć emisję $NH_3$ i zwiększyć odzyskiwanie N z nawozu zwierzęcego w porównaniu z konwencjonalną praktyką zbierania nawozów w stodołach i nawożeniem ich na gruncie (Powell i Russelle 2009). Ogólne wyniki wykazały, że trzymanie w zagrodach bydła mlecznego na gruntach uprawnych poprawia przechwytywanie N moczu, zmniejsza straty w $NH_3$ i zwiększa recykling N obornika poprzez uprawy. Uznaje się to za strategię kategorii 2.

22. Różne strategie karmienia umożliwiają zmniejszenie wydalania N moczu z hodowanego w zamknięciu bydła mlecznego. Dokładne dopasowanie diet do wymagań żywieniowych zwierząt, karmienie tylko wystarczającą ilością białka w celu zaspokojenia potrzeb metabolizowanego białka krów, zmniejszenie wielkości cząstek w celu zwiększenia trawienia skrobi ziarnistej w żwaczu i zwiększenia wzrostu białka bakteryjnego (o ile pH żwacza nie jest obniżone) optymalizuje syntezę białek drobnoustrojowych, maksymalizuje konwersję N paszy na mleko oraz minimalizuje wydalanie z moczu. Są to strategie kategorii 2.

## C. Strategie żywienia dla świń

23. Środki żywieniowe w produkcji świń obejmują karmienie fazowe, tworzenie diet na bazie strawnych / dostępnych składników odżywczych, stosowanie diet z dodatkiem aminokwasów o niskiej zawartości białka oraz dodatków paszowych / suplementów diety. Wszystkie są uznawane za techniki kategorii 1. Dalsze techniki są obecnie badane (np. różne karmy dla samców (knurów i kastrowanych samców) oraz samic i mogą być dodatkowo dostępne w przyszłości.

24. Karmienie fazowe (różny wkład karmy dla różnych grup wiekowych lub produkcyjnych) oferuje opłacalne sposoby zmniejszenia wydalania N od świń i może zostać wdrożone w krótkim okresie. Karmienie wielofazowe zależy od zautomatyzowanego sprzętu wspomaganego komputerowo.

25. Zawartość CP w racjach dla świń może zostać zmniejszona, jeśli dostarczanie aminokwasów zostanie zoptymalizowane poprzez dodanie syntetycznych aminokwasów (np. lizyny, metioniny, treoniny, tryptofanu) lub specjalnych składników pasz, stosując najlepsze dostępne informacje na temat "idealnego białka" w połączeniu z suplementacją diety.

26. Można zmniejszyć CP w paszy o 2% -3% w zależności od kategorii produkcji świń i aktualnego punktu wyjścia. Powstały zakres zawartości CP zawartej w diecie przedstawiono w tabeli AII.3. Wartości w tabeli są orientacyjnymi poziomami docelowymi i mogą wymagać dostosowania do warunków lokalnych.

Tabela AII.3

**Indykatywny docelowy poziom CP w paszy dla racji świń**

| *Gatunek* | *Fazy* | *Zwartość CP (%)** |
|---|---|---|
| Warchlak | < 10 kg | 19 -21 |
| Prosię | < 25 kg | 17 -19 |
| Tucznik | 25-50 kg | 15 -17 |
| | 50-110 kg | 14 -15 |
| | > 110 kg | 12 -13 |
| Lochy | Ciężarna | 13 -15 |
| | Laktacja | 15 -17 |

*Źródło:* W oparciu o Komisję Europejską, 2003.

[a] Z odpowiednio wyważonym i optymalnym dostarczaniem aminokwasów.

27. Za każde 10 g / kg zmniejszenia zawartości CP w diecie, można uzyskać 10% niższą zawartość TAN gnojowicy świń i 10% niższe emisje NH3 w hodowlach (tuczników) growerów i finiszerów (Canh i inni 1998b). Obecnie najczęściej spotykana zawartość CP w diecie grower - finiszer wynosi około 170 g / kg. W eksperymentach wykazano, że zmniejszenie białka do 120 g na kg diety można osiągnąć bez wpływu na szybkość wzrostu lub efektywność paszy, gdy dodamy aminokwasy limitujące (= 50% redukcja emisji $NH_3$). W praktyce, ekonomicznie wykonalne jest 140 g białka na kg diety (= 30% redukcja emisji $NH_3$ w stosunku do wartości wyjściowej o zawartości białka 170 g / kg). Można to osiągnąć przez karmienie fazowe i dodawanie najbardziej limitujących aminokwasów (Canh i inni, 1998b; Dourmad i inni, 1993; Lenis i Schutte 1990). Ekonomicznie wykonalne oznacza, że koszt obniżenia zawartości białka do 140 g / kg (plus suplementacja syntetycznymi aminokwasami) mniej lub bardziej zrównoważy korzyści wynikające z poprawy wyników zwierząt. Pomimo, że niektóre prace muszą nadal zostać wykonane w odniesieniu do jego praktycznego wdrożenia, to jest uznawane za technikę kategorii 1 dla hodowli świń. W odniesieniu do macior i odsadzonych prosiąt konieczne są dodatkowe badania, więc w przypadku tych kategorii jest to technika kategorii 2.

28. Dodanie specjalnych składników o wysokiej zawartości skrobi polisacharydowej (NSP) (np. miąższu buraków cukrowych, łusek soi) może zmniejszyć pH odchodów świń, a tym samym emisję $NH_3$. Zwiększenie ilości NSP w diecie zwiększa fermentację bakteryjną w jelicie grubym, co powoduje unieruchomienie mocznika z krwi do białka bakteryjnego. Emisje amoniaku spadają o około 16%, gdy zawartość NSP w diecie wzrasta z 200 do 300 g / kg i o 25% gdy występuje wzrost NP z 300 do 400 g / kg. Jednakże, wpływ na emisję NH3 zależy w pewnym stopniu od rodzaju NSP w diecie. Zwiększenie poziomu NSP w diecie może mieć również negatywne skutki. Przy wysokich poziomach NSP zmniejsza się strawność składników odżywczych i zwiększa produkcję odpadów, co jest niepożądane w obszarach o dużym zagęszczeniu zwierząt. Co więcej, przy wzrastającym poziomie NSP w diecie rosną stężenia VFA w oborniku. Pomimo że VFA nie są najważniejszymi substancjami zapachowymi, to zwiększone poziomy VFA mogą zwiększać nieprzyjemne zapachy z gnojowicy. Przy rosnącym poziomie NSP w diecie, wzrasta również produkcja metanu od zwierząt i obornika (Kirchgessner i inni 1991; Jarret Martinez i Dourmad 2011). Z tych wszystkich powodów zwiększenie ilości NSP w diecie, jako środka obniżającego emisję $NH_3$ uznaje się za strategię kategorii 3 na obszarach o zwartej populacji zwierząt oraz strategię kategorii 2 w innych obszarach. Ponadto, włączenie zbyt dużej ilości NSP w diecie świń może mieć negatywny wpływ na wydajność świń i zmniejszyć wydajność konwersji pasz.

29. Wymiana węglanu wapnia ($CaCO_3$) w paszy dla zwierząt przez $CaSO_4$, chlorek wapnia ($CaCl_2$) lub benzoesan wapnia zmniejsza pH moczu i gnojowicy oraz emisję $NH_3$ z moczu i gnojowicy. Przez zastąpienie wapnia (6 g / kg) w diecie w postaci $CaCO_3$ przez benzoesan wapnia pH moczu i gnojowicy można obniżyć o więcej niż 2 jednostki. W takim przypadku emisja $NH_3$ może zostać zmniejszona do 60%. Kwas benzoesowy ulega degradacji w ciele świni do kwasu hippurynowego, który obniża pH moczu, a tym samym pH gnojowicy magazynowanego w chlewni. Kwas benzoesowy jest oficjalnie dozwolony w UE, jako środek kontrolujący kwas (E210) i jest również dopuszczony, jako dodatek do karmienia tuczników (1% dawka) i prosiąt (0,5% dawka) (zarejestrowany znak towarowy: Vevovitall). Dodanie 1% kwasu benzoesowego do diety świń growerów - finiszerów obniża emisję NH3 o około 20% (Aarnink i inni 2008; Guingand, Demerson i Broz 2005). Podobna wymiana $CaCO_3$ przez $CaSO_4$ lub $CaCl_2$ zmniejsza pH gnojowicy o 1,2 jednostki oraz emisję $NH_3$ o około 35% (Canh i inni, 1998a; Mroz i inni 1996). Dodanie kwasu benzoesowego jest uznawane za technikę kategorii 1 dla świń hodowlanych i techniką kategorii 2 dla innych kategorii wieprzowych. Wymiana $CaCO_3$ przez $CaSO_4$, CaCl2 lub benzoesan wapnia jest uznawana za technikę kategorii 2 dla wszystkich kategorii świń.

30. Skutki różnych środków żywieniowych mają niezależny wpływ na emisję NH3. Oznacza to, że efekty te są addytywne (Bakker i Smits 2002). Połączone środki żywienia są uznawane za techniki kategorii 2 dla wszystkich kategorii świń.

## D. Strategie żywienia dla drobiu

31. W przypadku drobiu potencjał zmniejszenia wydalania N poprzez środki żywieniowe jest znacznie ograniczony niż w przypadku świń, ponieważ obecnie efektywna wydajność konwersji jest już wysoka a zmienność w stadzie ptaków jest większa. Obniżenie CP o 1% -2% (10-20 g/kg paszy) można osiągnąć w zależności od gatunku i aktualnego punktu wyjścia. Powstały zakres zawartości CP zawartej w diecie przedstawiono w tabeli AII.4. Wartości w tabeli są orientacyjnymi poziomami docelowymi, które mogą wymagać dostosowania do lokalnych warunków. Dalsze badania żywieniowe są obecnie prowadzone w państwach członkowskich UE i Ameryce Północnej, co może pomóc w dalszej redukcji w przyszłości. Obniżenie zawartości CP o 1% -2% jest środkiem kategorii 1 dla growerów i finiszerów

Tabela AII.4

**Orientacyjny docelowy poziom CP w paszy dla drobiu**

| *Gatunek* | *Fazy* | *Zawartość CP (%)** |
|---|---|---|
| Kurczaki, broilery | Starter | 20-22 |
| | Grower | 19-21 |
| | Finiszer | 18-20 |
| Kurczaki, nioski | 18-40 tygodni | 15.5-6.5 |
| | 40+ tygodni | 14.5-15.5 |
| Indyki | < 4 tygodni | 24-27 |
| | 5-8 tygodni | 22-24 |
| | 9-12 tygodni | 19-21 |
| | 13+ tygodni | 16 -19 |
| | 16+ tygodni | 14 -17 |

Z odpowiednio zbilansowanym i optymalnym dostarczaniem aminokwasów.

## E. Podsumowanie i synteza strategii karmienia

32. Niskobiałkowe karmienie zwierząt jest jednym z najbardziej opłacalnych i strategicznych sposobów redukcji emisji $NH_3$. Dla każdego procentu (wartości bezwzględnej) spadku zawartości białka w paszy dla zwierząt emisje $NH_3$ z budynków inwentarskich, składowania obornika i aplikacji obornika na gruncie spadają o 5% do 15% w zależności od pH moczu i kału. Niskobiałkowe karmienie zwierząt zmniejsza również emisję $N_2O$ i zwiększa efektywność wykorzystania N w produkcji zwierzęcej. Ponadto, nie ma wpływu na zdrowie zwierząt ani ich dobrostan o ile spełnione są wymagania dotyczące wszystkich aminokwasów.

33. Karmienie niskobiałkowe zwierząt ma największe znaczenie w przypadku zwierząt trzymanych w budynkach, a mniejsze w systemach opartych na użytkach zielonych, gdzie zwierzęta są wypasane, ponieważ trawa we wczesnym stadium wzrostu fizjologicznego i użytki zielone z gatunkami roślin strączkowych (np. koniczyna i lucerna) mają stosunkowo wysoką zawartość białka. Istnieją jednakże strategie obniżania zawartości białka w użytkach zielonych (zrównoważone nawożenie N, wypasanie / zbieranie użytków zielonych w późniejszym etapie wzrostu fizjologicznego, itd.), jak również w racji systemów użytków zielonych (karmienie uzupełniające paszą o niskiej zawartości białka ), ale strategie te nie zawsze dają się w pełni zastosować.

34. Tabela AII.5 przedstawia zakres docelowych wartości CP dla różnych kategorii zwierząt i dla trzech poziomów "ambicji" w zakresie ograniczania emisji NH3. Wysokie wartości ambicji odnoszą się do najniższych zakresów zawartości CP dla najlepszych praktyk zarządzania paszą i zarządzania karmieniem niskobiałkowym. Wartości te wielokrotnie testowano w badaniach naukowych i okazały się mieć solidne podstawy w praktyce. Średnie i niskie wartości docelowego CP zostały osiągnięte dzięki wysokim celom ambicji, po prostu zwiększając docelową zawartość CP o jeden punkt procentowy. Osiągalne poziomy ambicji zwierząt trzymanych w budynkach zależą od umiejętności zarządzania rolnika i dostępności pasz zwierzęcych o niskiej zawartości białka w tym aminokwasów syntetycznych.

35. Wysokie wartości ambicji przedstawione w tabeli AII.5 mogą być trudne do osiągnięcia, gdy jakość określone dodatki paszowe mogą przyczynić się do zwiększenia strawności. Przeżuwacze, a także świnie (zwłaszcza lochy) potrzebują minimalnej zawartości błonnika w paszy dla prawidłowego funkcjonowania żwacza i z uwagi na dobrostan.

36. W odniesieniu do produkcji specjalnych produktów mięsnych (i mleka), zalecana zawartość białka w paszy dla konkretnej kategorii zwierząt może być nieznacznie wyższa, niż górna wartość podanych zakresów w tabeli AII.5.

37. Ekonomiczne koszty strategii karmienia zwierząt w celu obniżenia potencjału lotności $NH_3$ w odchodach zwierzęcych poprzez dostosowanie zawartości CP, równowagi kationowo-anionowej i zawartości NSP (np. miąższu buraków cukrowych, łusek soi) zależy od początkowego składu paszy zwierzęcia oraz cen surowców paszowych na rynku. Ogólnie rzecz biorąc, koszty ekonomiczne wahają się od - 2 do 2 EUR za kg zaoszczędzonego N, tzn. istnieją potencjalne zyski netto i potencjalne koszty netto. Zwykle koszty ekonomiczne rosną, gdy cel dla obniżenia potencjału lotności NH3 wzrasta. Rosnące koszty marginalne dotyczą w części kosztów suplementacji syntetycznymi aminokwasami w stosunku do stosowania soi. Koszty ekonomiczne uzależnione są od cen rynkowych tych aminokwasów oraz soi, ale koszty suplementacji aminokwasów mają tendencję malejącą. Koszt suplementacji aminokwasami zwiększa się wraz ze spadkiem docelowej zawartości białka w paszy dla zwierząt. Pokazano to poniżej w odniesieniu do karmy tuczników (dr Andre Aarnink, komunikacja osobista, październik 2009). Dodatkowe informacje znajdują się w publikacji Reis (nadchodzącej) opartej na warsztatach "Ekonomiczne koszty redukcji emisji amoniaku" Paryż 25 i 26 października 2010 r..

Tabela AII.5

**Możliwe poziomy CP (procent suchej paszy o standardowej zawartości DM wynoszącej 88%) dla zwierząt trzymanych w budynkach, jako funkcja kategorii zwierząt i dla różnych poziomów ambicji**

| *Typ zwierzęcia* | *Średnia zawartość CP w paszy dla zwierząt (%)* | | |
|---|---|---|---|
| | *Niska ambicja* | *Średnia ambicja* | *Wysoka ambicja [a]* |
| Bydło mleczne, wczesna laktacja (> 30kg/dzień) | 17 -18 | 16 -17 | 15 -16 |
| Bydło mleczne, wczesna laktacja (< 30kg/dzień) | 16 -17 | 15 -16 | 14 -15 |
| Bydło mleczne, późna laktacja | 15 -16 | 14 -15 | 12 -14 |
| Bydło zamienne (młode) | 14 -16 | 13 -14 | 12 -13 |
| Cielęcina | 20-22 | 19 -20 | 17 -19 |
| Wołowina < 3 miesięczna | 17 -18 | 16 -17 | 15 -16 |
| Wołowina > 6 miesięczna | 14 -15 | 13 -14 | 12 -13 |
| Lochy, ciążą | 15 -16 | 14 -15 | 13 -14 |
| Lochy, laktacja | 17 -18 | 16 -17 | 15 -16 |
| Warchlaki < 10 kg | 21-22 | 20-21 | 19 -20 |
| Prosięta, 10-25 kg | 19 -20 | 18 -19 | 17 -18 |
| Tuczniki 25-50 kg | 17 -18 | 16 -17 | 15 -16 |
| Tuczniki 50-110 kg | 15 -16 | 14 -15 | 13 -14 |
| Tuczniki >110 | 13 -14 | 12 -13 | 11 -12 |
| Kurczaki, broilery, starter | 22-23 | 21-22 | 20-21 |
| Kurczaki, broilery, growery | 21-22 | 20-21 | 19 -20 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| Kurczaki, broilery, finiszery | 20-21 | 19 -20 | 18 -19 |
| Kurczaki, nioski, 18-40 tygodni | 17 -18 | 16 -17 | 15 -16 |
| Kurczaki, nioski, >40 tygodni | 16 -17 | 15 -16 | 14 -15 |
| Indyki < 4 tygodni | 26-27 | 25-26 | 24-25 |
| Indyki, 5-8 tygodni | 24-25 | 23-24 | 22-23 |
| Indyki, 9-12 tygodni | 21-22 | 20-21 | 19 -20 |
| Indyki, 13-16 tygodni | 18 -19 | 17 -18 | 16 -17 |
| Indyki >16 tygodni | 16 -17 | 15 -16 | 14 -15 |

*Uwaga:* Te wartości CP można wykorzystać, jako średnioroczne, średnie cele strategii karmienia zwierząt dietą o niskiej zawartości białka.

[a] Z odpowiednio zbilansowanym i optymalnym zaopatrzeniem w strawny aminokwas.

Tabela AII.6

**Koszty związane z ograniczeniem docelowych stężeń białek paszowych dla tuczników**

| *Docelowa zawartośc białka (%)* | *Dodatkowe koszty, euro na 100 kg paszy* |
|---|---|
| 15,0 | 0,00 |
| 13,5 | 0,90 |
| 12,7 | 3,10 |

# Akronimy

| | |
|---|---|
| °C | Stopnie Celsjusza |
| ACNV | Automatycznie kontrolowana wentylacja naturalna |
| ATMS | Systemy zarządzania harmonogramem aplikacji |
| AU | Jednostek zwierzęcych |
| BAT | Najlepsze dostępne techniki |
| BNF | Wiązanie biologicznego azotu |
| BREF | Dokument referencyjny najlepszej dostępnej techniki |
| C | Węgiel |
| Ca | Wapno |
| $CaCl_2$ | Chlorek wapnia |
| $CaCO_3$ | Węglan wapnia |
| $Ca(NO_3)_2$ | Azotan wapnia |
| $CaSO_4$ | Siarczan wapnia (gips) |
| CAPEX | Nakłady inwestycyjne |
| Cat. | Kategoria |
| $CH_4$ | Metan |
| cm | Centymetr |
| $CO_2$ | Dwutlenek węgla |
| CP | Białko surowe |
| DM | Suchej masy |
| DON | Rozpuszczony azot organiczny |
| ECE | Europejska Komisja Gospodarcza Organizacji Narodów Zjednoczonych |
| EU | Unia Europejska |
| FNEV | Wartości równoważne azotu nawozów |
| FYM | Obornik z podwórza gospodarstwa rolnego |
| g | Gram |
| ha | Hektar |
| IPPC | Zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola |
| kg | Kilogram |
| LECA | Keramzyt |
| Mg | Magnez |
| mm | Milimetr |
| MUN | Azotan moczu mleka |
| N | Azot |
| $N_2$ | Di-azot |
| $NH_3$ | Amoniak |
| $NH_3$-N | Amoniak-azot |
| $NH_4$ | Amon |
| $NH_4NO_3$ | Azotan amonowy |
| $NO_3$ | Azotan |
| $NO_x$ | Tlenki azotu |
| $N_2O$ | Podtlenek azotu |
| Nsurplus | Nadwyżka azotu bilansu wejściowego - wyjściowego |
| NSP | Polisacharydy nieskrobiowe |
| NPK | Azot-fosfor-potas |
| NUE | Efektywność wykorzystania azotu |
| OPEX | Wydatki operacyjne |
| P | Fosfor |
| pH | - kwasowość; ujemny logarytm aktywności protonu (H+) |
| $PM_{2.5}$ | Drobne cząstki stałe (< 2.5 mikrometra) |
| $PM_{10}$ | Grube cząstki stałe (<10 mikrometra) |
| Ref. | Odniesienie/odniesienia |
| RI | Izolacja dachu |
| S | Siarka |
| SSH | Wysokość powierzchni runi |

| | |
|---|---|
| TAN | Całkowity azot amonowy |
| VFA | Lotne kwasy tłuszczowe |
| VOC | Lotny związek organiczny |

# LITERATURA ODNIESIENIA

Wszystkie adresy internetowe udostępnione w artykułach i inne odnośniki były ostatnio odwiedzane we wrześniu 2013 r.

Aaes, O., and others (2008). Evaluering af det generelle ammoniakkrav. April 2008 Report from the Ministry of the Environment in Denmark. Aarhus, Dania: Aarhus University. Dostępne z http://www.mim.dk/NR/rdonlyres/00287B6C-9C67-49CF-9394-73F2739051F0/0/Ammoniakevalueringrapport.pdf.

Aarnink, A. J. A., and A. Elzing (1998). Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livestock Production Science,* vol. 53, Nr. 2 (luty), str. 153-169.

Aarnink, A. J. A., J. M. G. Hol and G. M. Nijeboer (2008). Het effect van toevoeging van benzoezuur (1% VevoVitall®) aan vleesvarkensvoer op de ammoniakemissiereductie is bepaald en bedroeg gemiddeld 15,8% ten opzichte van voer zonder VevoVitall® (Ammonia emission factor for using benzoic acid (1% vevovitall) in the diet of growing-finishing pigs). Animal Sciences Group report 133. Wageningen Holandia: Wageningen University and Research Centre. Dostepne z http://edepot.wur.nl/107952.

Aarnink, A. J. A., E. N. J. van Ouwerkerk, and M. W. A. Verstegen (1992). A mathematical model for estimating the amount and composition of slurry from fattening pigs. *Livestock Production Science,* vol. 31, str. 133-147.

Aarnink, A. J. A., and M. W. A. Verstegen (2007). Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. *Livestock Science,* vol. 109, str. 194-203.

Aarnink, A. J. A., and others. (1996). Effect of slatted floor area on ammonia emission and on the excretory and lying behaviour of growing pigs. *Journal of Agriculture Engineering Research,* vol. 64, str. 299-310.

_____ (2007). Kempfarm vleesvarkensstal: milieu emissies en investeringskosten. Kempfarm vleesvarkensstal: milieu-emissies en investeringskosten (Kempfarm housing system for growing-finishing pigs: environmental emissions and investment costs) Animal Sciences Group Report 67. Wageningen, the Netherlands: Wageningen University and Research Centre. Dostępne z http://edepot.wur.nl/16883.

Aarts, H. F. M., B. Habekotte and H. van Keulen (2000). Nitrogen (N) management in the 'De Marke' dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* vol. 56, str. 231-240.

Amon, B. Th., i inni (2001). Emissions of $NH_3$, $N_2O$ and $CH_4$ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* vol. 60, str. 103-113.

Atapattu, N. S. B. M., D. Senaratna and U. D. Belpagodagamage (2008). Comparison of Ammonia Emission Rates from Three Types of Broiler Litters. *Poultry Science,* vol. 87, Nr. 12 (December), str. 2436-2440.

Aubert, C., i inni (2011). Utilisation d'un complexe de microorganismes pour reduire les emissions d'ammoniac en elevage de poulets (Using a complex of microorganisms to reduce the ammonia emissions from poultry farming). Conference paper for *les 9emes Journees de la Recherche Avicole,* Tours, France, 29 et 30 March 2011, str. 116-120.

Bakker, G. C. M., and M. C. J. Smits (2002). Dietary factors are additive in reducing in vitro ammonia emission from pig manure. *Journal of Animal Science,* vol. 79, Suppl. 1, Abstract 757.

Baltussen, W. H. M., i inni (2010). Economische gevolgen van bestaande regelgeving voor de Nederlandse varkenshouderij (Economic impacts of governmental policy measures for the pig industry in the Netherlands). Landbouw-Economisch Instituut (LEI) Rapport 2010-010. Haga, Holandia.

Bannink, A., H. Valk and A. M. Van Vuuren (1999). Intake and Excretion of Sodium, Potassium, and Nitrogen and the Effects on Urine Production by Lactating Dairy Cows. *Journal of Dairy Science,* vol. 82, No. 5 (May), str. 1008-1018.

Berntsen, J., i inni (2007). Simulating residual effects of animal manures using $^{15}N$ isotopes. *Plant and Soil,* vol. 290 (January), Nr. 1-2, str. 173-187.

Bittman, S., i inni (2007). Agronomic effects of multi-year surface-banding of dairy slurry on grass. *Bioresource Technology,* vol. 98, Nr. 17 (December), pp. 3249-3258.

Bouwman, A. F., i inni (1997). A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Global Biogeochemical Cycles,* vol. 11, Nr. 4 (December), str. 561-587.

Braam, C. R., J. Ketelaars and M. C. J. Smits (1997). Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emission from cubicle houses for dairy cows. *Netherlands Journal of Agricultural Science,* vol. 45, str. 49-64.

Braam, C. R., i inni (1997). Ammonia Emission from a Double-Sloped Solid Floor in a Cubicle House for Dairy Cows. *Journal of Agricultural Engineering Research,* vol. 68, Nr. 4 (December), str. 375-386.

Bracher, A., i inni (nadchodzący). Feeding measures to reduce ammonia emissions. In *Procedures of the International Symposium on Emissions of Gas and Dust from Livestock, Saint-Malo, Francja, 10-13 czerwca 2012,* M. Hassouna i inni, eds.

Broderick, G. A. (2003). Effects of Varying Dietary Protein and Energy Levels on the Production of Lactating Dairy Cows. *Journal of Dairy Science,* vol. 86, str. 1370-1381.

Burton, C. H., and C. Turner (2003). *Manure management — treatment strategies for sustainable agriculture,* 2nd ed. Silsoe, Wielka brytania: Silsoe Research Institute.

Burton, C. H. (2007). The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure, *Livestock Science,* vol. 112, str. 208-216.

Bussink, D. W., and O. Oenema (1998). Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas; a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* vol. 51, str. 19-33.

Canh, T. T., i inni (1998a). Influence of electrolyte balance and acidifying calcium salts in the diet of growing-finishing pigs on urinary pH, slurry pH and ammonia volatilisation from slurry. *Livestock Production Science,* vol. 56, Nr. 1 (październik), str. 1-13.

_____ (1998b). Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Livestock Production Science,* vol. 56, Nr. 5 (grudzień), str. 181-191.

(1998c). Influence of dietary factors on the pH and ammonia emission of slurry from growing-finishing pigs. *Journal of Animal Science,* vol. 76, Nr. 4 (kwiecień), str. 1123-1130.

_____ (1998d). Effect of dietary fermentable fibre from pressed sugar-beet pulp silage on ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Animal Science,* vol. 67, Nr. 3 (grudzień), str. 583-590.

_____ (1998e). Dietary carbohydrates alter the fecal composition and pH and ammonia emission from slurry of growing pigs. *Journal of Animal Science,* vol. 76, Nr. 7 (lipiec), str. 1887-1895.

Castillo, A. R., i inni (2000). A review of efficiency of nitrogen utilisation in dairy cows and its relationship with the environmental pollution. *Journal of Animal and Feed Sciences,* vol. 9, str. 1-32.

Chadwick, D. R. (2005). Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmospheric Environment,* vol. 39, Nr. 4 (luty): str. 787-799.

Chadwick, D. R., i inni (2000). Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: A laboratory experiment. *Journal of Agricultural Science,* vol. 134, Nr. 2 (marzec), str.159-168.

_____ (2005) Ammonia emissions from nitrogen fertiliser applications to grassland and tillage land. In WP1B Ammonia emissions and crop N use efficiency. United Kingdom Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), component report for Defra Project NT2605 (CSA 6579), listopad 2005. dostępne z http://randd.defra.gov.uk/Default.aspx?Menu=Menu&Module=More&Location=None&Completed=0&ProjectID=11983.

Chambers, B. J., and K. A. Smith (1995). Management of farm manures: economic and environmental considerations. *Soil Use and Management,* vol. 11, Nr. 3 (wrzesień) str. 150-151.

Doberman, A. (2007). Nutrient use efficiency — measurement and management. In *Fertilizer Best Management Practices: General Principles, Strategy for their Adoption and Voluntary Initiatives vs. Regulations.* Paryż: International Fertilizer Industry Association.

Dourmad, J. Y., i inni (1993). Effect of growth potential and dietary protein input on growth performance, carcass characteristics and nitrogen output in growing-finishing pigs. In Proceedings of the Congress on Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences, Wageningen, the Holandia, 8-11 czerwiec, str. 206-211.

Ellen, H. H., and N. W. M. Ogink (2009). Emissie-afleiding Kleinvoliere. Animal Sciences Group Report 234. Wageningen, the Netherlands: Wageningen University and Research Centre. Dostepne z http ://edepot.wur. nl/14940.

Ellen, H. H., i inni (2008). Ammoniakemissie en kosten van chemische luchtwasser met bypassventilatoren bij vleesvarkens (Ammonia emission and costs of a chemical air scrubber with bypass ventilation at a pig house). Animal Sciences Group Report 151. Wageningen the Netherlands: Wageningen University and Research Centre. Dostępne z http://edepot.wur.nl/3 5138.

Eskov, A. I., i inni (2001). *Spravochnaya kniga po proizvodstvu i primeneniju organicheskikh udobrenij* (Podręcznik do produkcji i stosowania nawozów organicznych). Vladimir, Russian Federation: VNIPTIOU "All-Russia Scientific Research Institute of Organic Fertilizers and Peat".

Komisja Europejska 1999. Dyrektywa Rady 1999/74/WE z 19 lipca 1999 Ustanawiające minimalne normy dotyczące ochrony kur niosek. Dziennik Urzędowy L 203 z dnia 3 sierpnia 1999, str. 53-57.

, 2003. Dokument referencyjny dotyczący Najlepszych Dostępnych Technik Intensywnego Chowu Drobiu i

Świń. Zintegrowane Zapobieganie i Kontrola Zanieczyszczenia (IPPC). Lipiec 2003. Dostępne z http://eippcb.jrc.es/reference/irpp.html.

Fangueiro, D., i inni (2008a). Effect of cattle slurry separation on greenhouse gas and ammonia emissions during storage. *Journal of Environmental Quality,* vol. 37, Nr. 6 (listopad) str. 2322-2331.

_____ (2008b). Laboratory assessment of the effect of cattle slurry pre-treatment on organic N degradation after soil application and $N_2O$ and $N_2$ emissions, *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* vol. 80, str. 107-120.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (2009). *The State of Food and Agriculture 2009: Livestock in the balance.* Rzym.

Galloway, J. N., i inni (2003). The Nitrogen Cascade. *BioScience,* vol. 53, str. 341-356.

Geers, R., and F. Madec, eds. (2006). *Livestock production and society.* Wageningen, Holandia: Wageningen Academic Publishers.

Gilhespy, S. L., i inni (2009). Will additional straw bedding in buildings housing cattle and pigs reduce ammonia emissions? *Biosystems Engineering,* vol. 102, str. 180-189.

Groenestein, C. M., and H. G. van Faassen (1996). Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattenii inni (2001). Ammonia emission from individual- and group-housing systems for sows. *Netherlands Journal of Agricultural Science,* vol. 49, str. 313-322.

Groot Koerkamp, P. W. G., i C. M. Groenestein (2008). Ammonia and odour emission from a broiler house with a litter drying ventilation system. In *AgEng2008: Agricultural and Biosystems Engineering for a Sustainable World.* Report of the International Conference on Agricultural Engineering and Industry Exhibition, Kreta, Grecja, 23-25 czerwca 2008.

Guingand N. (2009). Wet scrubber: one way to reduce ammonia and odours emitted by pig units. Paper presented at the sixtieth meeting of the European Association for Animal Production, Barcelona, Hiszpania, 24-27 sierpnia 2009.

Guingand, N., and V. Courboulay (2007). Reduction of the number of slots for concrete slatted floor in fattening buildings: consequences for pigs and environment. In G. J. Monteny and E. Hartung, eds.,

*Proceedings of the International Conference on Ammonia in Agriculture: Policy, Science, Control and Implementation, 19-21 March 2007, Ede, Netherlands,* pp. 147-148. Wageningen, Holandia: Wageningen Academic Publishers.

Guingand, N., L. Demerson i J. Broz (2005). Incidence de l'incorporation d'acide benzoique dans l'alimentation des porcs charcutiers sur les performances zootechniques et l'emssion d'ammoniac. *Journees Recherche Porcine,* vol. 37, str. 1 -6.

Gutser, R., and others (2005). Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science,* vol. 168, str. 439-446.

Hadas, A., i inni (2002). Modelling the turnover of $^{13}$N-labelled fertilizer and cover crop in soil and its recovery by maize. *European Journal of Soil Science,* vol. 53, Nr. 4 (grudzień), str. 541-552.

Hart, P. B. S., i inni (1993). The availability of the nitrogen in the crop residues of winter wheat to subsequent crops. *The Journal of Agricultural Science,* vol. 121, Nr. 3 (grudzień), str. 355-362.

Hansen, M. N., K. Henriksen and S. G. Sommer (2006). Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: Effects of covering. *Atmospheric Environment,* vol. 40, str. 4172-4181.

Hatch, D. J., i inni, eds. (2004). *Controlling nitrogen flows and Losses.* Wageningen, Holandia: Wageningen Academic Publishers.

Histov, A. N., W. Hazen and J. W. Ellsworth (2006). Efficiency of use of imported nitrogen, phosphorus and potassium and potential for reducing phosphorus imports on Idaho dairy farms. *Journal of Dairy Science,* vol. 89, Nr. 9 (wrzesień), str. 3702-3712.

Huynh, T. T. T., ani inni (2004). Effects of floor cooling during high ambient temperatures on the lying behavior and productivity of growing finishing pigs. *Transactions of the ASAE,*[14] vol. 47, Nr. 5, str. 1773 -1782.

International Fertilizer Industry Association (2007). *Fertilizer Best Management Practices: General Principles, Strategy for their Adoption and Voluntary Initiatives vs Regulations.* Paryż, Francja.

Janssen, B. H. (1984). A simple method for calculating decomposition and accumulation of 'young' soil organic matter. *Plant and Soil,* vol. 76, str. 297-304.

Jarret G., J. Martinez and J.-Y. Dourmad (2011). Effect of biofuel co-products in pig diets on the excretory patterns of N and C and on the subsequent ammonia and methane emissions from pig effluent. *Animal,* vol. 5, Nr. 4 (luty), str. 622-631.

Jarvis, S. C., and B. F. Pain, eds. (1997). *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands.* Wallingford, Wielka brytania: CAB International.

Jarvis, S., i inni (2011). Nitrogen flows in farming systems across Europe. In *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives,* M. A. Sutton i inni, eds. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, atr. 211 -228.

Jenkinson, D. S., and K. A. Smith, eds. (1988). *Nitrogen Efficiency in Agricultural Soils.* London: Elsevier Applied Science.

Kebreab, E., i inni (2001). Nitrogen pollution by dairy cows and its mitigation by dietary manipulation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* vol. 60, Nos. 1 -3 (lipiec), str. 275-285.

Kirchgessner, M., i inni (1991). Bestimmungsfaktoren der Gullecharakteristik beim Schwein. 2. Einfluss von Futterungsintensitat und den Anteilen an unverdaulichen sowie an bakteriell fermentierbaren Substanzen (BFS) im Futter. *Agribiological Research,* vol. 44, str. 325-344.

[13] The American Society of Agricultural Engineers, later, the American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE).

[14] The American Society of Agricultural Engineers, later, the American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE).

Kolenbrander, G. J., and L. C. N. De La Lande Cremer (1967). *Stalmest en gier: Waarde en mogelijkheden* (Manure and slurry: Value and opportunities). Wageningen, Holandia: H. Veenman & Zonen NV.

Langmeier M., ai inni(2002). Nitrogen fertilizer value of cattle manure applied on soils originating from organic and conventional farming systems. *Agronomie,* vol. 22, str. 789-800.

Lenis, N. P., and J. B. Schutte (1990). Aminozuurvoorziening van biggen en vleesvarkens in relatie tot de stikstofuitscheiding (Amino acid supply of piglets and fattening pigs in relation to nitrogen excretion). In A. W. Jongbloed and J. Coppoolse, eds., *Mestproblematiek: aanpak via de voeding van varkens en pluimvee. Onderzoek inzake de mest en ammoniakproblematiek in de veehouderij 4* (Manure Issues: Approach via the diet of pigs and poultry. Research on manure and ammonia in livestock No. 4), Wageninegen, Holandia: Wageningen University and Research Centre.

MacDonald, A., i inni (1997). Effects of season, soil type and cropping on recoveries, residues and losses of $^{15}$N-labelled fertilizer applied to arable crops in spring. *Journal of Agricultural Science,* vol. 129, No. 2 (wrzesień), str. 125-154.

McCrory, D. F., and P. J. Hobbs (2001). Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes: a review. *Journal of Environmental Quality,* vol. 30, Nr. 2 (marzec - kwiecień), str. 345-355.

Melse, R. W., P. Hofschreuder and N. W. M. Ogink (2012). Removal of Particulate Matter ($PM_{10}$) by Air Scrubbers at Livestock Facilities: Results of an On-Farm Monitoring Program. *Transactions of the ASABE,*[15] vol. 55, str. 689-698.

Melse, R. W., and N. W. M. Ogink (2005). Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: Review of on-farm research in the Netherlands. *Transactions of the ASAE,* vol. 48, str. 2303-2313.

Melse, R. W., N. W. M. Ogink and B. J. J. Bosma (2008). Multi-pollutant scrubbers for removal of ammonia, odor, and particulate matter from animal house exhaust air. In Proceedings of the Mitigating Air Emissions from Animal Feeding Operations Conference, 19-21 May 2008, Des Moines, Iowa, United States of America.

Menzi, H., i inni (2010). Impacts of intensive livestock production and manure management on the environment. In *Livestock in a changing landscape,* vol.1, *Drivers, Consequences and Responses,* H. Steinfeld, i inni, eds. Washington, D.C.: Island Press.

Mikkelsen, S. A., i inni (2010). Denmark-EU: the regulation of nutrient losses from intensive livestock operations. In *Livestock in a changing landscape,* vol. 2, *Experiences and regional perspectives,* P. Gerber i inni, eds. Washington, D.C.: Island Press.

Misselbrook, T. H., F. A. Nicholson and B. J. Chambers (2005). Predicting ammonia losses following the application of livestock manure to land. *Bioresource Technology,* vol. 96, str. 159-168.

Misselbrook, T. H., and J. M. Powell (2005). Influence of Bedding Material on Ammonia Emissions from Cattle Excreta. *Journal of Dairy Science,* vol. 88, str. 4304-4312.

Misselbrook, T. H., i inni (2004). Ammonia Emissions from Irrigation of Dilute Pig Slurries. *Biosystems Engineering,* vol. 89, No. 4 (August), str. 473-484.

_____ (2005a). Crusting of Stored Dairy Slurry to Abate Ammonia Emissions: Pilot-scale studies. *Journal of Environmental Quality,* vol. 34, Nr. 2 (czerwiec) str. 411-419.

_____ (2005b). Dietary manipulation in dairy cattle: laboratory experiments to assess the influence on ammonia emissions. *Journal of Dairy Science,* vol. 88, str. 1765-1777.

Moal, J. F., i inni (1995). Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. *Journal of Agricultural Science,* vol. 125, Nr. 2 (listopad) str. 245-252.

Meller, H. B., J. D. Hansen and C. A. G. Serensen (2007). Nutrient recovery by solid-liquid separation and methane productivity of solids. *Transactions of the ASABE,* vol. 50, str. 193-200.

[15] American Society of Agricultural and Biological Engineers.

Monteny, G. J. (2000). Modelling of ammonia emissions from dairy cow houses. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, Holandia (z podsumowaniami w języku angielskim i holenderskim).

Monteny, G. J., and J. W. Erisman (1998). Ammonia emission from dairy cow buildings: a review of measurement techniques, influencing factors, and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science,* vol. 46, str. 225-247.

Mosier, A. R., J. K. Syers and J. R. Freney, eds. (2004). *Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment.* Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) series, vol. 65. Washington, D.C.: Island Press.

Mroz, Z., i inni (1996). Lowering ammonia volatilization from pig excreta by manipulating dietary acid-base difference. Proceedings of the 8th Animal Science Congress of AAAP, Tokyo, 13-18 październik 1996, vol. 2, str. 762-763. Tokyo: Japanese Society of Zootechnical Science.

Nevens, F., D. Reheul (2005). Agronomical and environmental evaluation of a long-term experiment with cattle slurry and supplemental inorganic N applications in silage maize. *European Journal of Agronomy,* vol. 22, str. 349-361.

Nicholson, F. A., B. J. Chambers, A. W. Walker (2004). Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosystems Engineering,* vol. 89, No. 2 (October), pp. 175-185.

Nerregaard Hansen, M., i inni (2008). *Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning afhusdyrgodning* (Emission factors for calculation of ammonia volatilization by storage and application of animal manure). *DJF*[16] *Husdyrbrug* series, Nr. 84 (grudzień). Aarhus: Deania, Aarhus University.

Novikov, M. N., i inni (1989). *Pometnie komposty s fosfogipsom. Rekomendzii* (Przetwarzanie kompostu z fosfogipsem). Moscow: VO "Agropromizdat".

Oenema, J., i inni (2011). Participatory farm management adaptations to reduce environmental impact on commercial pilot dairy farms in the Netherlands. *NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences,* vol. 58, str. 39-48.

Oenema, O., H. Kros and W. de Vries (2003). Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy,* vol. 20, Nos. 1-2 (grudzień), str. 3-16.

Oenema, O., i S. Pietrzak (2002). Nutrient Management in Food Production: Achieving Agronomic and Environmental Targets. *AAMBIO: A Journal of the Human Environment,* vol. 31, Nr. 2 (marzec), str. 159168.

Oenema, O., and G. L. Velthof (1993) Ammonia volatilization from compound nitrogen-sulfur fertilizers. In *Optimization of Plant Nutrition,* M. A. C. Fragaso and M. L. van Beusichem, eds., str. 341-349. Amsterdam: Kluwer Academic Publishers.

Oenema, O., i inni (2008). Gaseous Nitrogen Emissions from Livestock Farming Systems. In *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management,* 2nd ed., J. L. Hatfield and R. F. Follett, eds., str. 395-441. Amsterdam: Academic Press/Elsevier.

_____ (2009). Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* vol. 133, Nos. 3-4 (październik), str. 280-288.

Ogink, Nico W. M., and Bert J. J. Bosma (2007). Multi-phase air scrubbers for the combined abatement of ammonia, odor and particulate matter emissions. In *Proceedings of the International Symposium on Air Quality and Waste Management for Agriculture, Broomfield, Colorado, 16-19 września 2007.* ASABE. Dostepne z http://elibrary.asabe.org/conference.asp?confid=aqwm2007.

Organization for Economic Cooperation and Development (2008). Environmental Performance of Agriculture in OECD Countries Since 1990. Paryż: Francja.

Pain, B., and H. Menzi, eds. (2003). Glossary of terms on livestock manure management 2003. Recycling Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture Network (RAMIRAN). Dopstępne z WWW.RAMIRAN.NET.

[16] Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (Faculty of Agricultural Sciences) (DJF).

Patterson, P. H., and Adrizal (2005). Management Strategies to Reduce Air Emissions: Emphasis — Dust and Ammonia. *Journal of Applied Poultry Research,* vol. 14, Nr. 3 (jesień), str. 638-650.

Patience, J. F., R. E. Austic and R. D. Boyd (1987). Effect of dietary electrolyte balance on growth and acid-base status in swine. *Journal of Animal Science,* vol. 64, Nr. 2 (luty), str. 457-466.

Paul, J. W., i inni (1998). Protein content in dairy cattle diets affects ammonia losses and fertilizer nitrogen value. *Journal of Environmental Quality,* vol. 27, Nr. 3 (maj) str. 528-534.

Portejoie, S., i inni (2004). Effect of lowering dietary crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livestock Production Science,* vol. 91, Nr. 1 (grudzień), str. 45-55.

Powell, J. M, and G. A. Broderick (2009). Ammonia emissions from dairy barns: What have we learned? *2009 Proceedings of the Cornell Nutrition Conference for Feed Manufacturers, 20-22 October 2009, East Syracuse, Nowy Jork.* Ithaca, Nowy Jork: Cornell University.

Powell, J. M., G. A. Broderick and T. H. Misselbrook (2008). Seasonal diet affects ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Journal of Dairy Science,* vol. 91, Nr. 2 (luty), str. 857-869.

Powell, J. M., T. H. Misselbrook and M. D. Casler (2008). Season and bedding impacts on ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Journal of Environmental Quality,* vol. 37, str. 7-15.

Powell, J. M., C. A. Rotz and D. M Weaver (2009). Nitrogen use efficiency in dairy production. In C. Grignani and others, eds., *Proceedings of the 16th Nitrogen Workshop — Connecting different scales of nitrogen use in agriculture, 28 June-1 July 2009, Turyn, Włochy,* str. 241-242.

Powell, J. M., and M. P. Russelle (2009). Dairy heifer management impacts manure N collection and cycling through crops in Wisconsin, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* vol. 131, str. 170-177.

Powell, J. M., i inni (2006). Dairy diet impacts on fecal properties and nitrogen cycling in soils. *Science Society of America Journal,* vol. 70, Nr. 3 (maj), str. 786-794.

Reidy, B., and H. Menzi (2007). Assessment of the ammonia abatement potential of different geographical regions and altitudinal zones based on a large-scale farm and manure management survey. *Biosystems Engineering,* vol. 97, Nr. 4 (sierpień), str. 520-531.

Reis, S., ed. (nadchodzący). *Overview of the economic cost of ammonia abatement techniques in the UNECE region.* Dordrecht, Holandia: Springer Verlag.

Ritz, C. W., i inni (2006). Improving In-House Air Quality in Broiler Production Facilities Using an Electrostatic Space Charge System. *Journal of Applied Poultry Research,* vol. 15, Nr. 2 (lato), str. 333-340.

Rochette P., i inni (2009). Banding of urea increased ammonia volatilization in a dry acidic soil. *Journal of Environmental Quality,* vol. 38, Nr. 4 (lipiec), str. 1383-1390.

Rotz, C. A. (2004). Management to reduce nitrogen losses in animal production. Journal of Animal Science, vol. 82, Nr. 13 (styczeń) (suplement): str. E119-E137.

Rotz, C. A., J. Oenema and H. van Keulen (2006). Whole farm management to reduce nutrient losses from dairy farms: a simulation study. *Applied Engineering in Agriculture,* vol. 22, str. 773-784.

Rotz, C. A., i inni (2005). Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. *Crop Science,* vol. 45, Nr. 6 (listopad): str. 2139-2159.

Rufino, M. C., i inni (2006). Nitrogen cycling efficiencies through resource-poor African crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* vol. 116, str. 261 -282.

_____ (2007). Manure as a key resource within smallholder farming systems: analysing farm-scale nutrient cycling efficiencies with the NUANCES framework. *Livestock Science,* vol. 112, Nr. 3 (grudzień), str. 273-287.

Sanz-Cobena, A. (2010). Ammonia emissions from fertiliser application: Quantification techniques and mitigation strategies. PhD thesis, Universidad Politecnica de Madrid.

Schils, R. L. M., and I. Kok (2003). Effects of cattle slurry manure management on grass yield. *Netherlands Journal of Agricultural Science,* vol. 51, str. 41-65.

Schlegel, P., S. Durosoy and A. W. Jongbloed, eds. (2008). *Trace elements in animal production systems.* Wageningen, Holandia: Wageningen Academic Publishers.

Schroder, J. J. (2005). Revisiting the agronomic benefits of manure: a correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. *Bioresource Technology,* vol. 96, Nr. 2 (styczeń), str. 253-261.

Schroder J. J., A. G. Jansen and G. J. Hilhorst (2005). Long-term nitrogen supply from cattle slurry. *Soil Use and Management,* vol. 21, str. 196-204.

Schroder, J. J., and R. J. Stevens (2004). Optimizing N additions: can we integrate fertilizer and manure use? In *Controlling nitrogen flows and losses: 12th Nitrogen Workshop, University of Exeter, United Kingdom, 21-24 September 2003,* D. J. Hatch, i inni, eds., str. 586-593. Wageningen, Holandia: Wageningen Academic Publishers.

Schroder J. J., D. Uenk and G. J. Hilhorst (2007). Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant Soil,* vol. 299, str. 83-99.

Schroder J. J., i inni (2000). Does the crop or the soil indicate how to save nitrogen in maize production? — Reviewing the state of the art. *Field Crops Research,* vol. 66, Nr. 2 (maj), str. 151-164.

_____ (2003). An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy,* vol. 20, Nr. 1 (grudzień) str. 33-44.

Sere, C., H. Steinfeld and J. Groenewold, (1996). World livestock production systems: current status, issues and trends. In FAO Animal Production and Health Paper Nr. 127, Rzym: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Smil, V. (2001). *Enriching the Earth: Fritz Haber, Carl Bosch and the Transformation of World Food Production.* Cambridge, Massachusetts: MIT Press.

_____ (2002). Eating Meat: Evolution, Patterns, and Consequences. *Population and Development Review,* vol. 28, Nr. 4 (grudzień): str. 599-639.

Smith, K. A., i inni (2000). PA — Precision Agriculture: Reduction of Ammonia Emission by Slurry Application Techniques. *Journal of Agricultural Engineering Research,* vol. 77, Nr. 3 (listopad), str. 277-287.

Smith, K., i inni (2007). Natural crusting of slurry storage as an abatement measure for ammonia emissions on dairy farms. *Biosystems Engineering,* vol. 97, str. 464-471.

Smits, M. C. J. (1998). Groeven maken in een dichte V-vormige vloer: enkele observaties naar loopgedrag en ammoniakemissies (Grooving a solid V-shaped floor: some observations on walking behaviour and ammonia emission). DLO[17]-IMAG[18] Report P 98-60. Wageningen, Holandia.

Segaard, H. T., i inni (2002). Ammonia volatilization from field-applied animal slurry — the ALFAM model. *Atmospheric Environment,* vol. 36, str. 3309-3319.

Sommer, S. G., and J. E. Olesen (1991). Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. *Journal of Environmental Quality,* vol. 20, Nr. 3 (lipiec), str. 679-683.

Sommer S. G., J. K. Schjoerring and O. T. Denmead (2004). Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. *Advances in Agronomy,* vol. 82, str. 557-622.

Sommer, S. G., i inni (2003). Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy,* vol. 19, Nr. 4 (sierpień) str. 465-486.

[17] Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO) or Agricultural Research Service.
[18] Instituut voor Milieu- en Agritechniek (IMAG) or Institute of Environmental and Agricultural Engineering.

_____ (2006). Algorithms determining ammonia emission from buildings housing cattle and pigs and from manure stores. *Advances in Agronomy,* vol. 89, str. 261 -335.

Sommerfeldt, T. G., C. Chang and T. Entz (1988). Long-term annual manure applications increase soil organic matter and nitrogen, and decrease carbon to nitrogen ratio. *Soil Science Society of America Journal,* vol. 52, Nr. 6 (listopad), str. 1668-1672.

Serensen, P. (2004). Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant and Soil,* vol. 267, str. 285-296.

Serensen, P., and M. Amato (2002). Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *European Journal of Agronomy,* vol. 16, Nr. 2 (marzec), str. 81-95.

Serensen, P., and I. K. Thomsen (2005). Separation of Pig Slurry and Plant Utilization and Loss of Nitrogen-15-labeled Slurry Nitrogen. *Soil Science Society of America Journal,* vol. 69, Nr. 5 (wrzesień), str. 1644-1651.

Serensen, P., M. R. Weisbjerg and P. Lund (2003). Dietary effects on the composition and plant utilization of nitrogen in dairy cattle manure. *Journal of Agricultural Science,* vol. 141, Nr. 1 (sieprień), str. 79-91.

Spoelstra, S. F. (1979). Volatile fatty acids in anaerobically stored piggery wastes. *Netherlands Journal of Agricultural Science,* vol. 27, str. 60-66.

Steinfeld, H., i inni (2006). *Livestock's long shadow: environmental issues and options.* Rzym: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

_____ , eds. (2010). In *Livestock in a changing landscape,* vol.1, *Drivers, Consequences and Responses.* Washington, D.C.: Island Press.

Stevens, R. J. and R. J. Laughlin (1997). The impact of cattle slurries and their management on ammonia and nitrous oxide emissions from grassland. In *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands,* S. C. Jarvis and B. F. Pain, eds. Wallingford, Wielka Brytania: CAB International.

Sutton, M. A. and others (2000). Ammonia emissions from non-agricultural sources in the United Kingdom. Atmospheric Environment, vol. 34, Nr. 6 (styczeń), str. 855-869.

_____ , eds. (2011). *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives.* Cambridge: Wielka Brytania, Cambridge University Press.

Swensson, C. (2003). Relationship between content of crude protein in rations for dairy cows, N in urine and ammonia release. *Livestock Production Science,* vol. 84, Nr. 2 (grudzień), str. 125-133.

Swierstra, D., C. R. Braam and M. C. J. Smits (2001). Grooved floor systems for cattle housing: ammonia emission reduction and good slip resistance. *Applied Engineering in Agriculture,* vol. 17, str. 85-90.

Tamminga, S. (1996). A review on environmental impacts of nutritional strategies in ruminants. Journal of Animal Science, vol. 74, No. 12 (grudzień), str. 3112-3124.

Van der Meer, H. G., i inni, eds. (1987). *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops: Fertilizer Or Waste?* Dordrecht, Holandia: Martinus Nijhoff Publishers.

Van der Zaag A., i inni (nadchodzący). Manure storage techniques and costs for abating ammonia. In *Overview of the economic cost of ammonia abatement techniques in the UNECE region,* S. Reis, ed. Dordrecht, Holandia: Springer Verlag.

Van Duinkerken, G. M. C. and others (2011a). Update of the Dutch protein evaluation systems for ruminants: the DVE/$OEB_{2010}$ system. *Journal of Agricultural Science,* vol. 149, Nr. 3 (czerwiec), str. 351-367.

_____ (2011b). Milk urea concentration as an indicator of ammonia emission from dairy cow barn under restricted grazing. *Journal of Dairy Science,* vol. 94, Nr. 1 (styczeń), str. 321-335.

Van Vuuren, A. M. and J. A. C. Meijs (1987). Effects of herbage composition and supplement feeding on the excretion of nitrogen in dung and urine by grazing cows. In *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops: Fertilizer Or Waste?,* Van der Meer, H. G., i inni, eds., str. 17-25. Dordrecht, Holandia: Martinus Nijhoff Publishers.

Van Vuuren, A. M. i inni (1993). Effect of partial replacement of ryegrass by low protein feeds on rumen fermentation and nitrogen loss by dairy cows. *Journal of Dairy Science,* vol. 76, Nr. 10 (październik), str. 2982-2993.

Velthof, G. L., i inni (1998). Relationship between availability indices and plant uptake of nitrogen and phosphorus from organic products. *Plant and Soil,* vol. 200, Nr. 2 (marzec), str. 215-226.

Watson, C. A., and D. Atkinson (1999). Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* vol. 53, Nr. 3 (marzec), str. 259-267.

Watson, C. J., i inni (1994). Soil properties and the ability of the urease inhibitor N-(n-BUTYL) thiophosphoric triamide (nBTPT) to reduce ammonia volatilization from surface-applied urea. *Soil Biology and Biochemistry,* vol. 26, Nr. 9 (wrzesień), str. 1165-1171.

Webb, J., S. Anthony and S. Yamulki (2006). Validating the MAVIS Model for Optimizing Incorporation of Litter-Based Manures to Reduce Ammonia Emissions. *Transactions of the ASABE,* vol. 49, str. 19051913.

Webb, J., D. Chadwick and S. Ellis (2004). Emissions of ammonia and nitrous oxide following rapid incorporation of farmyard manures stored at different densities. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* vol. 70, Nr. 1 (wrzesień), str. 67-76.

Webb, J. and T. H. Misselbrook (2004). A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production. *Atmospheric Environment,* vol. 38, Nr. 14 (maj), str. 2163-2176.

Webb, J., i inni (2005a). Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. *Environmental Pollution,* vol. 135, Nr. 3 (czerwiec), str. 399-406.

_____ (2005b). The impact of increasing the length of the cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* vol. 105, Nos. 1-2 (styczeń) str. 307-321.

_____ (2010). The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response — A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* vol. 137, Nos. 1-2 (kwiecień), str. 39-46.

Webb, J., i inni (2006). Cost-effective means of reducing ammonia emissions from UK agriculture using the NARSES model. *Atmospheric Environment,* vol. 40, str. 7222-7233.

Whitehead, D. C. (2000). *Nutrient Elements in Grassland: Soil-Plant-Animal Relationships.* Wallingford, Wielka Brytania: CABI Publishing.

Ye, Z. Y., i inni (2008a). Influence of airflow and liquid properties on the mass transfer coefficient of ammonia in aqueous solutions. Biosystems Engineering, vol. 100, Nr. 3 (lipiec), str. 422-434.

Ye, Z. Y., i inni (2008b). Ammonia emissions affected by airflow in a model pig house: effects of ventilation rate, floor slat opening and headspace height in a manure storage pit. *Transactions of the ASABE,* vol. 51, str. 2113-2122.

Zhao, Y., i inni (2011). Effectiveness of multi-stage scrubbers in reducing emissions of air pollutants from pig houses. *Transactions of the ASABE,* vol. 54, str. 285-293.

## Współpracownicy Autora

| Name | Organisation | E-mail | Country |
|---|---|---|---|
| **A.J.A. Aarnink** | Wageningen UR Livestock Research | andre.aarnink@wur.nl | the Netherlands |
| **B. Amon** | Leibniz Institute for Agricultural Engineering | bamon@atb-potsdam.de | Germany |
| **S. Bittman** | Agriculture and Agri-Food Canada | shabtai.bittman@agr.gc.ca | Canada |
| **G. Bonazzi** | Research Centre on Animal Production (CRPA) | g.bonazzi@crpa.it | Italy |
| **T. Dalgaard** | Aarhus University | tommy.dalgaard@agrsci.dk | Denmark |
| **M. Dedina** | Research Institute of Agricultural Engineering | martin.dedina@vuzt.cz | Czech Republic |
| **H. Döhler** | Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) | h.doehler@ktbl.de | Germany |
| **E. Fiani** | ADEME - French Agency for Environment and Energy Management | emmanuel.fiani@ademe.fr | France |
| **C.M. Groenestein** | Wageningen UR Livestock Research | karin.groenestein@wur.nl | the Netherlands |
| **S. Gyldenkærne** | Aarhus University | sgy@dmu.dk | Denmark |
| **M.N. Hansen** | Agrotech | mno@agrotech.dk | Denmark |
| **K. van der Hoek** | National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) | Klaas.van.der.Hoek@rivm.nl | the Netherlands |
| **C.M. Howard** | Centre for Ecology and Hydrology, NERC & University of Edinburgh | cbritt@ceh.ac.uk | United Kingdom |
| **N.J. Hutchings** | Aarhus University | Nick.Hutchings@agrsci.dk | Denmark |
| **Z. Klimont** | International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) | klimont@iiasa.ac.at | Austria |
| **N. Kozlova** | North-West Research Institute of Agricultural Engineering and Electrification (SZNIIMESH) | natalia.kozlova@sznii.ru | Russian Federation |
| **T. Kuczynski** | University of Zielona Góra | T.Kuczynski@iis.uz.zgora.pl | Poland |
| **S.T.J. Lalor** | Teagasc, Crops Environment and Land Use Programme | Stan.Lalor@teagasc.ie | Ireland |
| **S. Lukin** | All-Russian Research Institute for Organic Fertilizers and Peat of the Russian Academy of Agricultural Sciences | vnion@vtsnet.ru | Russian Federation |
| **H. Menzi** | Agroscope | Harald.menzi@agroscope.admin.ch | Switzerland |

| | | | |
|---|---|---|---|
| **T. Misselbrook** | Rothamsted Research | tom.misselbrook@rothamsted.ac.uk | UK |
| **G. Montalvo Bermejo** | Tragsatec | gema.montalvo@pigchamp-pro.com | Spain |
| **O. Oenema** | Wageningen University, Alterra | oene.oenema@wur.nl | netherlands |
| **C. Pallière** | Fertilizers Europe | Christian.palliere@fertilizerseurope.com | Belgium |
| **C. Piñeiro Noguera** | PigCHAMP Pro Europa S.L. | carlos.pineiro@pigchamp-pro.com | Spain |
| **M.A. Sutton** | Centre for Ecology and Hydrology, NERC & University of Edinburgh | ms@ceh.ac.uk | United Kingdom |
| **S. Tamminga** | Wageningen University (Retired) | seerp.tamminga@wur.nl | the Netherlands |
| **L.Valli** | Research Centre on Animal Production (CRPA) | l.valli@crpa.it | Italy |
| **B. Wade** | Agrotain | unknown | Switzerland |
| **J. Webb** | Ricardo-AEA | j.webb@ricardo-aea.com | UK |
| **W. Winiwarter** | International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) | winiwart@iiasa.ac.at | Austria |
| **S. Wulf** | Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) | s.wulf@ktbl.de | Germany |

“Opcje dla Ograniczania Amoniaku: Wytyczne Grupy Zadaniowej UNECE ONZ ds. Azotu reaktywnego" stanowią kulminację znacznego wysiłku włożonego w celu syntezy i aktualizacji dostępnej wiedzy na temat kontroli emisji amoniaku z rolnictwa do atmosfery.

Protokół z Göteborga do Konwencji UNECE ONZ o transgranicznym zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości (CLRTAP), ustanowił krajowe poziomy emisji amoniaków wraz z obowiązującymi środkami łagodzącymi amoniak, jak opisano w załączniku IX do Protokołu. Aby zapewnić wsparcie stronom CLRTAP w wypełnianiu tych zobowiązań, 17 sesja Organu Wykonawczego Konwentu uzgodniła w 1999 r. ustanowienie "Ammonia Guidance Document" (wytycznych dla amoniaku).

Pierwsza korekta "Wytycznych dla Amoniaku" została ukończona wkrótce po wejściu w życie Protokołu z Göteborga w 2005 r. Od tej pory pojawiły się istotne dalsze informacje o metodach ograniczania amoniaku ich kosztach, korzyściach i praktycznych aspektach. Dokonano również znacznej rewizji samego protokołu z Göteborga z nowymi pułapami emisji i przepisami przyjętymi w maju 2012 r. (Decyzja Organu Wykonawczego 2012/1). W celu poparcia tych zmian i zgodnie z planem prac uzgodnionym przez organ wykonawczy, niniejsza rewizja Wytycznych dla Amoniaku została dokonana przez Grupę Zadaniową ds. Azotu Reaktywnego.

Raportując Grupie Roboczej CLRTAP ds. Strategii i Przeglądu, Grupa Zadaniowa "ma długoterminowy cel w zakresie opracowywania informacji technicznych i naukowych oraz możliwości, które mogą być wykorzystane do opracowania strategii w ramach UNECE ONZ, w celu zachęcenia do koordynacji polityk w zakresie zanieczyszczenia powietrza związanego z azotem w kontekście cyklu azotu, które mogą być wykorzystywane przez inne organy poza Konwencją rozpatrując inne środki kontroli "(www.clrtap-tfrn.org). Niniejsze sprawozdanie przyczynia się do osiągnięcia tego celu podsumowując bogactwo informacji użytecznych dla rządów, konsultantów i doradców rolniczych.