ILVO

Screening van maatregelen die kunnen leiden tot de reductie van ammoniakemissie afkomstig van landbouw

Vlaanderen
is landbouw & visserij

Auteurs:

Brusselman E., Beck B., De Campeneere S., Demeyer P., Goossens K., Kerselaers E., Maertens L., Millet S., Reubens B., Riebbels G., Vandaele L., Vangeyte J., Zwertvaegher I.

Instituut voor Landbouw en Visserijonderzoek

2016

© Alle rechten zijn voorbehouden aan ILVO. De gebruiker van dit rapport ziet af van elke klacht tegen het Vlaams Gewest of zijn ambtenaren, van welke aard ook, met betrekking tot het gebruik van de via dit rapport beschikbaar gestelde informatie. In geen geval zal het Vlaams Gewest of zijn ambtenaren aansprakelijk gesteld kunnen worden voor eventuele nadelige gevolgen die voortvloeien uit het gebruik van de via dit rapport beschikbaar gestelde informatie.

Inhoud

..... 1

1 Inleiding 4

2 Bronnen van ammoniakemissie afkomstig van de Vlaamse veeteelt 5

3 Vormingsmechanismen van ammoniak uit dierlijke mest 6

3.1 Rundvee 7

3.2 Varkens 8

3.3 Pluimvee 8

4 Voedingsstrategieën 9

4.1 Melk- en vleesvee 9

4.1.1 Categorie 1 technieken 9

4.1.2 Categorie 2 technieken 12

4.1.3 Categorie 3 technieken 14

4.2 Varkens 16

4.2.1 Categorie 1 technieken 16

4.2.2 Categorie 2 technieken 20

4.3 Pluimvee 21

4.3.1 Categorie 1 technieken 21

4.3.2 Categorie 2 technieken 27

4.3.3 Categorie 3 technieken 28

5 Managementmaatregelen 29

5.1 Rundvee 29

5.1.1 Categorie 1 technieken 29

5.1.2 Categorie 2 technieken 31

5.1.3 Categorie 3 technieken 32

5.2 Varkens 33

5.2.1 Categorie 1 technieken 33

5.2.2 Categorie 2 technieken 33

5.2.3 Categorie 3 technieken 33

5.3 Pluimvee 34

5.3.1 Categorie 1 technieken 34

5.3.2 Categorie 2 technieken 36

5.3.3 Categorie 3 technieken 37

6 Staltechnieken 38

6.1 Melk- en vleesvee 38
6.1.1 Categorie 1 technieken 40
6.1.2 Categorie 2 technieken 52
6.1.3 Categorie 3 technieken 54
6.2 Varkens 55
6.2.1 Categorie 1 technieken 56
6.2.2 Categorie 2 technieken 60
6.2.3 Categorie 3 technieken 61
6.3 Pluimvee 62
6.3.1 Categorie 1 technieken 62
6.3.2 Categorie 2 technieken 62
6.3.3 Categorie 3 technieken 63
7 Maatregelen inzake landschapsinrichting 65
8 Reductiemaatregelen voor externe mestopslag 71
8.1 Vlaamse wetgeving inzake mestopslag 71
8.1.1 Vaste opslagplaatsen 71
8.1.2 Tijdelijke opslagplaatsen 71
8.1.3 Externe mestopslag 71
8.2 Reductiemaatregelen voor mestopslag van mengmest 73
8.2.1 Categorie 1 technieken 73
8.2.2 Categorie 2 technieken 75
8.2.3 Categorie 3 technieken 75
8.3 Reductiemaatregelen voor mestopslag van vaste mest 75
8.3.1 Categorie 1 technieken 75
8.3.2 Categorie 2 technieken 75
9 Mestaanwendingstechnieken 76
9.1 Algemeen 76
9.2 Reductiemaatregelen voor mestaanwending 79
9.2.1 Categorie 1 technieken 80
9.2.2 Categorie 2 technieken 87
9.2.3 Categorie 3 technieken 93
10 Referentielijst 95
Bijlage 1: Achtergrondinformatie bij de wettelijk erkende emissiereducerende vloersystemen voor melkveestallen in Nederland 113
Bijlage 2: Huidige wetgeving inzake mestaanwending (anno september 2016) 114
Bijlage 3: N_2O emissies na applicatie van mengmest 116

Bijlage 4: N_2O emissies na applicatie van vaste mest 117
Bijlage 5: Mestdecreet – B.S. 25 maart 2014 118
Bijlage 6: Uitrijregeling mest 121
Bijlage 7: Besluit gebruik meststoffen, Bijlage I. geldend op 11-02-2015 123

1 Inleiding

Dit rapport werd opgemaakt op vraag van de Vlaamse Stuurgroep rond de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). De *PAS Werkgroep Emissiereductie landbouw* werd belast met de taak om een overzicht te bieden van maatregelen die kunnen leiden tot een reductie van de ammoniakemissies door landbouw. Dit met het oog op de opmaak van een Voorlopige Programmatische Aanpak Stikstof (VPAS) en een PAS-lijst.

Als vertrekbasis voor dit rapport werd een internationaal begeleidingsdocument van UNECE gebruikt. Het betreft het volgende document: *Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources* (gepubliceerd op 7 februari 2014, state of the art in 2012). Het doel van dit document is het begeleiden van de deelnemers aan de United Nations Economic Commission for Europe Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Het geeft een overzicht van ammoniakemissiereducerende maatregelen, rekening houdend met de volledige stikstof cyclus. Reducerende maatregelen kunnen op verschillende niveaus van de N-cyclus ingrijpen en kunnen met elkaar interageren op verschillende niveaus. Het is daarom niet mogelijk om eenvoudigweg reducties op te tellen. Anderzijds kunnen vermeden emissies in het begin van de cyclus teniet gaan indien men op het einde van de cyclus niets onderneemt. Om deze redenen is het belangrijk om een model ter beschikking te hebben die de totale N-cyclus en het verlies van N in deze cyclus in kaart brengt. Enkel op deze manier kan het effect van reducerende strategieën op een goede manier ingeschat worden.

In deze publicatie worden technieken en strategieën om ammoniakemissies en N-verliezen te reduceren van bij de productie van mest tot de aanwending ervan, opgedeeld in drie categorieën:

Categorie 1: Deze technieken en strategieën werden reeds degelijk onderzocht, zijn toepasbaar in de praktijk of potentieel toepasbaar in de praktijk én er zijn kwantitatieve gegevens beschikbaar over hun emissiereducerend potentieel. Deze kwantitatieve gegevens werden minimaal bepaald op experimentele schaal of met behulp van een goed onderbouwde modelmatige inschatting.

Categorie 2: Veelbelovende technieken en strategieën die werken volgens een reeds bewezen emissiereducerend mechanisme, maar die nog niet voldoende onderzocht werden (2a) of waarvan het reductiepotentieel altijd moeilijk te kwantificeren zal zijn (2b).

Categorie 3: Technieken en strategieën waarvan de effectiviteit nog niet aangetoond werd (3a) of die uitgesloten worden omwille van praktische redenen (3b).

Ter inleiding wordt in Hoofdstuk 2 een overzicht geboden van de ammoniakemissie afkomstig van de Vlaamse veeteelt, de bijdrage van de verschillende diercategorieën, én per diercategorie de bijdragen van verschillende bronnen zoals de stal, mestopslag, weide en mestaanwending op het land.

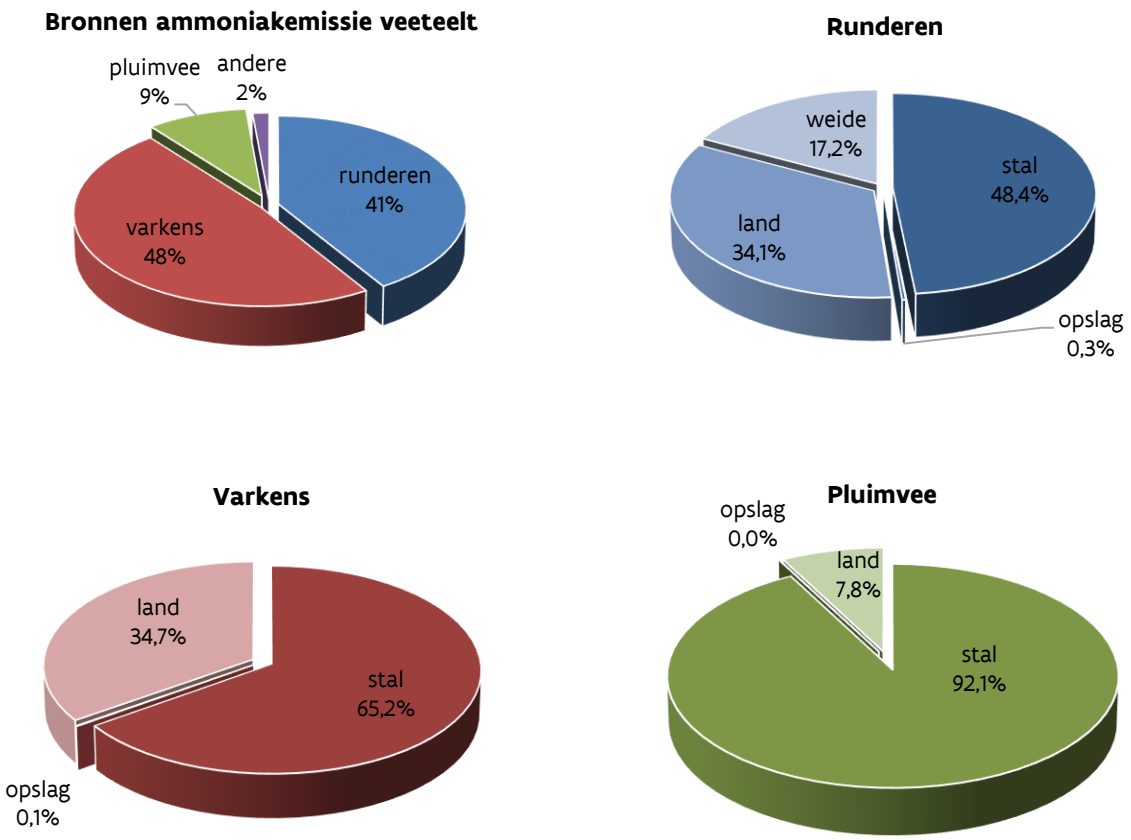
Om de werking van reducerende maatregelen te begrijpen is het belangrijk om de vormingsmechanismen voor ammoniak te kennen. Deze worden besproken in Hoofdstuk 3.

In Hoofdstukken 4 tot en met 9 worden achtereenvolgens voedingsstrategieën, managementmaatregelen, staltechnieken, maatregelen inzake landschapsinrichting, mestopslag en mestaanwendingstechnieken besproken.

2 Bronnen van ammoniakemissie afkomstig van de Vlaamse veeteelt

In 2014 werd in Vlaanderen in totaal ongeveer 44 912 ton ammoniak geëmitteerd. Hiervan was 93% (41 822 ton) afkomstig van landbouw, 4% van huishoudens, 2% van industrie en 1% van verkeer (VMM, 2015). Van de bijdrage van landbouw aan ammoniakemissie was de Vlaamse veeteelt in 2013 verantwoordelijk voor 82% van de emissie (34 067 ton, cijfer 2014 op het moment van dit schrijven nog niet beschikbaar). Binnen landbouw is de grootste bijdrage afkomstig van varkens (48,3%), gevolgd door runderen (41,1%) (Figuur 1). Zowel bij varkens als bij runderen is de grootste bron van emissie de stal, nl. 65,2% bij varkens en 48,4% bij runderen (persoonlijke communicatie VMM). Pluimvee was in 2014 verantwoordelijk voor 9,2% van de veeteeltemissies. Hiervan is het overgrote deel (92,1%) afkomstig uit de stallen.

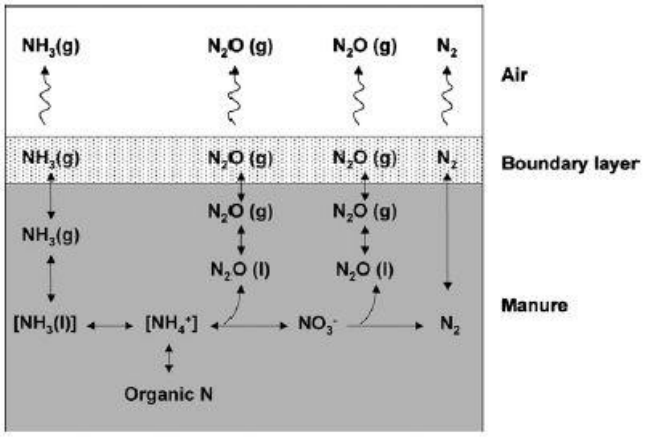
De ammoniakemissie in Vlaanderen is sinds 2000 afgenomen met 22%. Deze daling kan voornamelijk toegeschreven worden aan de inspanningen die geleverd werden door de veeteeltsector (VMM, 2015), met name de afbouw van de veestapel, een verhoogde voederefficiëntie, het bouwen van emissiearme stallen voor varkens en pluimvee en de emissiearme aanwending van dierlijke mest.



Figuur 1: Linksboven – Bronnen van ammoniakemissie veeteelt, rechtsboven – Bronnen van ammoniakemissie voor runderen, linksonder - Bronnen van ammoniakemissie voor varkens, rechtsonder - Bronnen van ammoniakemissie voor pluimvee (bron: persoonlijke communicatie VMM)

3 Vormingsmechanismen van ammoniak uit dierlijke mest

De vervluchtiging van ammoniak uit dierlijke mest is het gevolg van de transfer van het ammoniakgas (NH_3(g)) van de mest naar de grenslaag tussen de mest en de omgevingslucht, en vervolgens de vrijstelling in deze omgevingslucht (Figuur 2). Er bestaat een evenwicht in de mest tussen ammoniak in zijn gasvorm NH_3(g) en zijn opgeloste vorm NH_3(l). Dit evenwicht wordt bepaald door de wet van Henry. De partiële druk van NH_3(g) is proportioneel met de concentratie van NH_3(l) (1). Dit evenwicht is enkel afhankelijk van de temperatuur, waarbij het evenwicht van de reactie bij hogere temperaturen in de richting van de gasvorm verschuift. Hoeveel ammoniak uiteindelijk van de grenslaag net boven de mest overgaat naar de omgevingslucht (2) hangt af van de massatransfercoëfficiënt én het verschil in partiële druk tussen de grenslaag en de omgevingslucht. De massatransfercoëfficiënt is afhankelijk van de temperatuur, de luchtsnelheid aan de grenslaag en het emitterend oppervlak (Philippe *et al.*, 2011).



Figuur 2: Overzicht van de N-transformaties in dierlijke mest en de vrijstelling naar de atmosfeer.
(bron: Sommer *et al.* (2006b) en Philippe *et al.* (2011))

In waterige omgeving is NH_3 (l) in evenwicht met ammonium (NH_4^+). Dit evenwicht wordt bepaald door temperatuur en pH (3). Hoe hoger de temperatuur, hoe sterker het evenwicht naar de opgeloste ammoniakvorm gaat. Het effect van pH op dit evenwicht is heel sterk uitgesproken. Bij pH waarden onder 7 is bijna alle ammoniakale stikstof (TAN) aanwezig in de geïoniseerde vorm (NH_4^+). Eenmaal de pH boven 7 stijgt, is er een snelle toename van de niet-geïoniseerde vorm NH_3 (l). Bij een pH van 11 is bijna alle TAN aanwezig in niet-geïoniseerde vorm (Philippe *et al.*, 2011). Hoe ammonium (NH_4^+) in de mest terechtkomt, verschilt van diersoort tot diersoort en wordt in de volgende paragrafen besproken.

$$NH_3(l) \longleftrightarrow NH_3(g) \qquad (1)$$

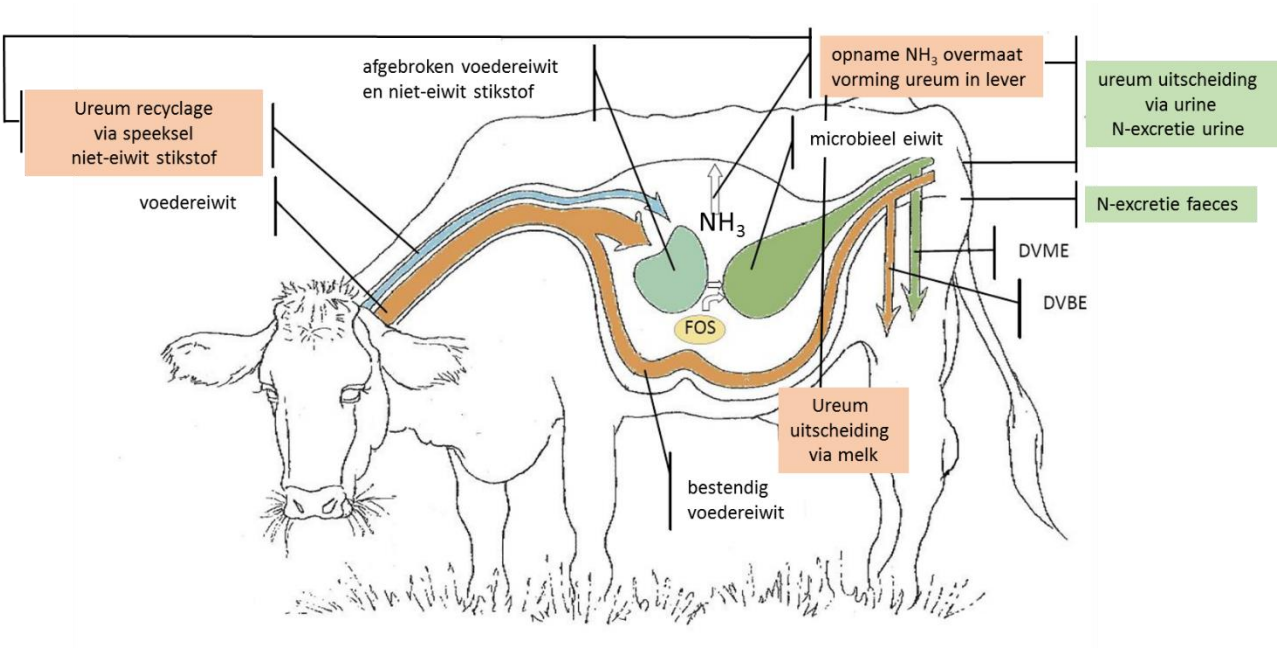
$$NH_3(g, \text{grenslaag}) \longleftrightarrow NH_3(g, \text{lucht}) \qquad (2)$$

$$NH_4^+(l) \longleftrightarrow NH_3(l) + H^+ \qquad (3)$$

3.1 Rundvee

Voedereiwitten worden door de bacteriën en protozoa in de pens voor een groot deel afgebroken tot peptiden, aminozuren, ammoniak en resterende koolstofskeletten. Aminozuren en NH_3 kunnen onmiddellijk opnieuw gebruikt worden voor de opbouw van microbieel eiwit. De ammoniakverliezen in de pens kunnen echter aanzienlijk zijn omdat de microbiële afbraak van voedereiwit sneller verloopt dan het vrijkomen van energie voor de synthese van microbieel eiwit. Voor een optimale microbiële eiwitsynthese zou een NH_3-N concentratie van 8 mg/dl pensvocht voldoende zijn (Hoover, 1986). Meestal echter wordt meer voedereiwit afgebroken dan nodig voor de microbiële eiwitsynthese (Tamminga, 1979). In de Vlaamse melkveehouderij is er bijna steeds voldoende onbestendig eiwit in de pens aanwezig en wordt de microbiële groei vooral bepaald door de aanwezigheid van fermenteerbare koolhydraten (suikers, zetmeel, hemicellulose, cellulose, pectines) om te voorzien in energie (ATP) en C-ketens.

Ureum ($CO(NH_2)_2$) wordt gevormd in de lever ter detoxificatie van de in de pens gevormde ammoniak. Na vorming in de lever komt ureum in het bloed. Een deel van dit ureum kan van daaruit gesecreteerd worden in het speeksel en zo gerecycleerd worden naar de pens waar het na afbraak tot ammoniak ook door de pensorganismen gebruikt kan worden. Een groot deel van het ureum wordt echter in de urine uitgescheiden en gaat dus verloren in de omgeving. Naast urinaire excretie van ureum afkomstig van overtollig NH_3 uit de pens is er ook nog N-verlies door de excretie van onverteerbaar en endogeen eiwit in de darm via faeces en urinaire excretie van geabsorbeerd maar niet benut eiwit (Figuur 3).



Figuur 3: Eiwitvertering en N-stromen bij rundvee

Vooral de urinaire N is gevoelig voor uitspoeling en vervluchtiging en kan aanleiding geven tot een hogere ammoniakemissie (Jongbloed & Kemme, 2004). Ureum in de urine wordt door de activiteit van microbieel urease, aanwezig in de faeces, gehydrolyseerd tot NH_3 en CO_2 volgens volgend reactiemechanisme:

$$CO(NH_2)_2 + 3H_2O \xleftrightarrow{\text{urease}} 2NH_4^+ + HCO_3^- + OH^- \qquad (4)$$

3.2 Varkens

Verteerd stikstof dat niet wordt ingebouwd in de spieren van de varkens wordt grotendeels via de urine uitgescheiden onder de vorm van ureum. De omzetting van ureum naar ammonium in varkensmest is vergelijkbaar met deze in rundveemest. Door contact met bacterieel urease in de mest wordt ureum omgezet tot ammonium (NH_4^+) (4). Urease functioneert voornamelijk in een temperatuursrange van 5°C-60°C en een pH tussen 6 en 9 (Philippe *et al.*, 2011). Productie van NH_4^+ is optimaal bij een droge stof gehalte tussen 40 en 60% (Philippe *et al.*, 2011).

3.3 Pluimvee

In pluimveemest wordt ammoniak gevormd uit ureum dat ontstaat door microbiële omzetting uit urinezuur ($C_5O_3(NH)_4$) en onverteerd eiwit. Onverteerde eiwitten en urinezuur vertegenwoordigen respectievelijk circa 30 en 70 % van de totale hoeveelheid stikstof in de mest (Veldkamp *et al.*, 2012). Onverteerd eiwit is door het dier niet gebruikt voedingseiwit, terwijl urinezuur in het lichaam gevormd wordt om overtollige stikstof uit te scheiden. Bij pluimvee worden urine en mest samen uitgescheiden. De omzetting van urinezuur verloopt via verschillende aerobe processen onder invloed van talrijke enzymen (5). Deze microbiële omzetting is sterk afhankelijk van de waterconcentratie in de mest. Daarom zijn de meeste NH_3 reductietechnieken voor pluimveestallen gericht op een snelle droging van de mest. De zuurtegraad speelt eveneens een belangrijke rol, met een pH-optimum van 9,0. Naast vochtgehalte, zuurstofconcentratie en pH beïnvloedt ook de temperatuur dit omzettingsproces.

In strooisel van vleeskippen is aangetoond dat de vorming van NH_3 maximaal is bij een DS-gehalte van 75% (Groot Koerkamp *et al.*, 2000). Is dit lager dan 60% of hoger dan 80%, dan neemt de NH_3 vorming sterk af. Om de emissie te verlagen moet het strooisel (mest) dus ofwel zeer nat of zeer droog gemaakt/gehouden worden.

$$C_5O_3(NH)_4 + \tfrac{1}{2}O_2 + 8H_2O \xleftrightarrow{\text{uricase}} 2CO(NH_2)_2 + 5H_2O + CO_2 + COHCOOH$$

$$\longleftrightarrow 4NH^{4+} + 4OH + 3CO_2 + COHCOOH \text{ (glyoxylzuur)} \qquad (5)$$

4 Voedingsstrategieën

De samenstelling van het dierenvoeder en het voedermanagement beïnvloedt de samenstelling van de mest en de urine en dus ook de ammoniakemissies. Aangezien tekorten in eiwit vrij snel aanleiding geven tot productieverliezen, zijn de eiwitniveaus in dierenvoeding meestal hoger dan de dieren strikt nodig hebben. Een veiligheidsmarge in het proteïnegehalte wordt gebruikt om rekening te houden met de volgende situaties:

1) suboptimale aminozuurverhoudingen
2) variaties in behoeften van dieren met verschillende genotypen
3) variaties in behoeften door verschillende leeftijden of productiestadia
4) variaties in de actuele inhoud en verteerbaarheid van essentiële aminozuren in het voeder

Door het eiwit/aminozuur gehalte in het voeder zo goed mogelijk af te stemmen op de behoeften van de dieren, kan de N-excretie gereduceerd worden. De N-overschot in het voeder wordt uitgescheiden via de mest en de urine. Dit kan onder de vorm van eiwitten (organisch gebonden N), ureum, urinezuur en ammonium. De verdeling van de N over deze componenten en de pH van de mest en de urine bepalen mee het uiteindelijke ammoniakverlies.

In onderstaande paragrafen wordt, per diercategorie, een oplijsting gemaakt van de mogelijke voedingsstrategieën die kunnen leiden tot een daling in ammoniakemissie uit de mest. Een overzicht van deze maatregelen met hun eigenschappen kan terug gevonden worden in de bijgevoegde tabellen.

4.1 Melk- en vleesvee

Verschillende factoren waaronder het ruw eiwit (RE) gehalte in het rantsoen, de samenstelling van het voeder en het volume van geproduceerde urine beïnvloeden de N-concentraties in urine en mest. Nutritionele maatregelen om de N-uitstoot te verminderen moeten vooral gezocht worden in het reduceren van de urinaire N-verliezen en meer bepaald in het beperken van NH_3-verlies in de pens en in het verbeteren van de benutting van geabsorbeerde aminozuren.

Het eiwitgehalte van een rantsoen kan zowel door de hoeveelheid als de vorm van het eiwit gestuurd worden en kan significante effecten hebben op de N-excretie. Door de behoefte en het aanbod van stikstof beter op elkaar af te stemmen is het mogelijk het overschot aan stikstof, en daardoor de ammoniakemissie, te verminderen.

4.1.1 Categorie 1 technieken

Verfijning van de eiwitvoorziening

a. Verfijning van de eiwitvoorziening door het verlagen van het RE-gehalte van het rantsoen

Melkvee

De N-uitstoot via mest en urine is sterk gerelateerd aan het RE-gehalte van het rantsoen. Verschillende studies hebben reeds aangetoond dat het verhogen van de N-efficiëntie de meest aangewezen manier is om de N-uitstoot van een bedrijf in te perken, zonder nadelige gevolgen voor de productiviteit en rendabiliteit. Hirstov & Huhtanen (2008) schatten dat wanneer het RE-gehalte in het rantsoen van melkkoeien 1%[1] stijgt, het gehalte melk eiwitstikstof stijgt met 2,8 g/dag, maar daarnaast 35,7 g/dag aan voedingsstikstof niet gebruikt wordt voor melkproductie en verloren gaat in het milieu.

[1] Uitgedrukt als % van het droge stof gehalte

Reductie van het RE-gehalte in het rantsoen, ook wel low-protein feeding genoemd, draagt bij tot verlaging van de emissies uit de stal, mestopslag, mestaanwending op het land en mest op het veld bij begrazing. Het verlagen van het N-gehalte resulteerde doorgaans in een efficiënter N gebruik en in een verschuiving van urinair N naar fecaal stikstof met minder NH_3-emissie tot gevolg. Daarnaast leidt een verminderde N-aanvoer in het voeder ook tot een verhoogde N-recyclage vanuit het bloed, via het speeksel naar de pens, waardoor de N-efficiëntie gevoelig stijgt (Hristov *et al.*, 2011).

Een studie van Misselbrook *et al.* (2005b) toonde aan dat een verlaging van het RE-gehalte van 19% naar 14% (onder eenzelfde aandeel en type ruwvoeder) resulteerde in een daling van de N-excretie van 30% en een daling in urinaire N-excretie van 45%. De reductie is m.a.w. voornamelijk te wijten aan een daling in urinaire ureum N. Een andere studie van Castillo *et al.* (2000) vond zelfs een daling van 66% in urinaire N-excretie bij een daling van het RE-gehalte van het rantsoen van 20 naar 15%. Deze en andere studies tonen aan dat vrij veel winst te halen is door het RE-gehalte van het rantsoen te verlagen. Hierbij moet echter opgemerkt worden dat in deze onderzoeken vertrokken werd van dermate hoge RE-gehaltes, die in courante bedrijfsrantsoenen niet meer aan de orde zijn. Momenteel wordt geschat dat het RE-gehalte in het melkveerantsoen 15-16% bedraagt, dus de marge om het RE-gehalte te verlagen zonder productieverliezen is beperkt (Oenema *et al.*, 2009). Tot 14% RE in het rantsoen worden niet snel negatieve effecten op productie verwacht, mits de eiwitvertering op peil blijft. Sturen naar 14-15% RE in het rantsoen kan voor sommige bedrijven al een flinke reductie van ammoniakemissie opleveren. Voor andere bedrijven, die reeds efficiënt voederen, zal de winst beperkt zijn. Voor een gemiddeld melkveebedrijf wordt geschat dat door sturing van het RE-gehalte naar de grens van 14-15%, de ammoniakemissie met 10-15% verlaagd kan worden.

In recente studies werd een verdere verlaging van het RE-gehalte tot 12% onderzocht (Agle *et al.*, 2010; Cantalapiedra-Hijar *et al.*, 2014a; Cantalapiedra-Hijar *et al.*, 2014b; Law *et al.*, 2009). De eerste resultaten tonen aan dat een dergelijke reductie moeilijk kan in het begin van de lactatie zonder productieverliezen of negatieve gevolgen voor de gezondheid van het dier. Vanaf mid-lactatie kan het RE-gehalte eventueel wel dalen tot 12% mits dit gepaard gaat met een verdere verfijning van de eiwitvoeding. Verder onderzoek is hier echter aangewezen. Beter inzicht in de rol van aminozuren en andere nutriënten moet leiden tot mogelijkheden om een negatieve respons te vermijden of te verhinderen (zie *Verfijning van de eiwitvoorziening door het vermijden van een groot OEB overschot* en *Verhogen van de eiwitkwaliteit*).

Vleesvee

Ook voor vleesveebedrijven kan het verlagen van het RE-gehalte in het rantsoen uitkomst bieden om de dieremissies te laten dalen. Cole *et al.* (2005) toonden aan dat de RE-behoefte voor vleesstieren lag tussen de 11,5 en 13%. Naarmate de dieren groeien, neemt de RE-behoefte af. Wanneer hetzelfde rantsoen gevoederd wordt gedurende de volledige groei en afmestfase kan de ammoniakemissie toenemen. Een geleidelijke verlaging van 13% naar 11,5% wordt in deze studie naar voor geschoven als interessante maatregel om de N-emissie te beperkten. Erickson *et al.* (2000) toonden aan dat fase-voedering van 13,4% naar 10,5% RE geen negatieve gevolgen had op de zoötechnische prestaties van jonge vleesstieren t.o.v. een rantsoen met constant 13,4% RE. De N-emissie daalde met naar schatting 25% door deze maatregel. Een andere studie toonde aan dat 11% RE in het rantsoen gedurende de volledige afmestperiode volstaat om op een economische en ecologische verantwoorde manier stieren af te mesten (Amaral *et al.*, 2014).

Door zijn specifieke bouw en eigenschappen vergt het Belgisch witblauwe ras een ander rantsoen dan melkvee en zelfs dan andere vleesveerassen. Bij Belgisch wit-blauw is het eiwitgehalte in het rantsoen zeer belangrijk om voldoende groei te realiseren. Bij dieren boven de 500 kg kan het RE-gehalte verlaagd worden naar 12% zonder de groei en voederomzet negatief te beïnvloeden. Fasevoedering kan dus voor vleesvee, en specifiek voor vleesvee van het Belgisch witblauwe ras, een maatregel zijn om de ammoniakemissie te beperken.

b. Verfijning van de eiwitvoorziening door het vermijden van een groot OEB overschot

Voederen op de norm is voor N de belangrijkste maatregel om nutriëntenverliezen en bijgevolg N-emissies te beperken. Niet enkel door verlaging van het RE-gehalte, maar met name ook door het overschot aan onbestendig eiwit (OEB) en in mindere mate het overschot aan darmverteerbaar eiwit (DVE) in het rantsoen te verminderen, kan de N-efficiëntie stijgen en de N-uitstoot gevoelig verlagen. In het huidige eiwitwaarderingssysteem (Tamminga *et al.*, 1994; Van Duinkerken et al., 2011) geeft de OEB-waarde het verschil aan tussen in de pens afgebroken voedereiwit en in de pens gevormd microbieel eiwit dat naar de dunne darm stroomt. Meestal wordt in de praktijk, als veiligheid voor een goede penswerking, de OEB van het rantsoen ruim positief (> 250 g/dag) genomen. In theorie is een OEB van 0 echter voldoende en er zijn nog geen bewijzen gevonden dat een OEB boven 0 een duidelijk positief effect heeft op de voederopname of de eiwitproductie. Een negatieve OEB daarentegen kan de prestaties nadelig beïnvloeden omdat hierdoor minder microbieel eiwit gevormd wordt en de microbiële activiteit in de pens geremd wordt met een slechtere vertering en een gedrukte voederopname tot gevolg.

De benutting van dit supplementaire eiwit is echter klein en de uitscheiding groot. Smits *et al.* (1995) constateerden een afname van de NH_3-emissie uit urine met 39% wanneer de OEB van het rantsoen verlaagd werd van 1060 naar 40 g/dag. Van Duinkerken *et al.* (2005) kwamen tot dezelfde bevindingen en stelden een lineair verband op tussen het OEB gehalte en de NH_3 emissie binnen een OEB vork van 0 tot 1000 g/dag. In deze studies werd vertrokken van uitzonderlijk hoge OEB waarden die niet relevant zijn voor de praktijk. Echter ook in diverse onderzoeken aan het ILVO (De Campeneere *et al.*, 2009b) werd een reductie in urinaire N-excretie en een verhoogde N-efficiëntie gevonden bij een OEB daling van OEB 365 tot 49. Gesteund op de resultaten van de verschillende voederproeven kon afgeleid worden dat een OEB van circa 50 g/dag de prestatie niet noemenswaardig benadeelt. Rekening houdende met de fout op de schatting van de voederwaarden van het rantsoen moet hierbij nog een veiligheidsmarge bijgeteld worden. Deze is groter indien daarbij uitgegaan wordt van de tabellarische waarden dan van een geschatte waarde. Voor de meest voorkomende praktijksituaties, waarbij een schatting van de ruwvoeders voorhanden is, moet men streven naar een praktijk norm tussen 150 en 200 g OEB. Indien geopteerd wordt om een iets nauwkeurigere schatting te doen van de voeders, op basis van een beperkte nat chemische analyse, kan deze norm verder verlaagd worden naar 100 tot 125 g OEB (De Campeneere *et al.*, 2009a). Een OEB daling van 100 g/dag, reduceert het gemiddelde N-verlies met circa 5% (De Brabander, 2014). Hierbij dient echter in acht genomen worden dat deze reductie sterk afhankelijk is van de aard van het rantsoen, de voederstrategie en van het voederopnameniveau.

Strategieën om de eiwitvoorziening te verfijnen

Sturing van het RE-gehalte en het OEB overschot in het rantsoen kan gebeuren via verschillende strategieën, wat de landbouwer moet toelaten keuzes te maken in functie van zijn bedrijfsvoering. Deze strategieën vallen zowel onder categorie 1 als categorie 2 technieken maar zijn echter niet altijd combineerbaar en de reducties in N-emissie die verkregen kan worden per individuele maatregel mogen niet eenduidig gecumuleerd worden.

a. Meer mais in het rantsoen

Naast het eiwitgehalte van het rantsoen, speelt ook het ruwvoertype een rol bij de emissie van ammoniak. Het gebruik van meer mais in het rantsoen leidt bij rantsoenen die voornamelijk gebaseerd zijn op gras, tot een verlaging van het RE-gehalte in het rantsoen (Zie *Verlagen van het RE-gehalte van het rantsoen*). Toch zijn hier ook beperkingen aan verbonden. In onze huidige Vlaamse melk- en vleesvee rantsoenen is het aandeel mais doorgaans al vrij hoog. Het positieve effect op de N-emissie kan teniet gedaan worden door NO_3^- uitspoeling bij de omvorming van grasland tot akkerland voor maisteelt. Daarnaast is er ook de piste dat rantsoenen met veel graskuil doorgaans een hoger gehalte aan kalium en natrium bevatten dan rantsoenen met veel maiskuil, waardoor de urineproductie hoger zou zijn in rantsoenen met veel graskuil (Bannink *et al.*, 1999), wat verdunnend werkt op de ureumuitscheiding in de mest (zie *Verdunnen van de urine N concentratie*).

b. Bijvoederen op de weide

Op gras gebaseerde rantsoenen veroorzaken bij de huidige intensieve melkproductiesystemen een onevenwicht tussen energie- en stikstofaanvoer voor de microbiële groei, hetgeen resulteert in belangrijke urinaire stikstofverliezen (Peyraud & Astigarraga, 1998). Bijvoedering met een eiwitarm en energierijk voer (bv. maiskuilvoeder) vermindert dit onevenwicht (Van Vuuren *et al.*, 1993) en zou de microbiële groei-efficiëntie kunnen optimaliseren. Wanneer melkvee overdag op de weide verblijft en 's nachts op stal gaat wordt meestal 's avonds het maiskuil voeder verstrekt. Deze gescheiden opname van 2 zeer verschillende voedermiddelen kan moeilijk resulteren in een optimale pensfermentatie en N-benutting. Proeven waarbij het maiskuil voeder in 2 of meer beurten verstrekt werd (bv. bij siëstabeweiding) toonden aan dat spreiding van het maiskuil voeder resulteerde in een betere synchronisatie van eiwit en energie in de pens, een iets hogere melkproductie en een iets betere N-efficiëntie (lager melkureumgehalte). Laagproductieve koeien worden doorgaans boven de eiwitnorm gevoederd wanneer ze ad libitum vers gras kunnen opnemen. Bij laagproductieve koeien kan een beperking van de grasopname (bv. door de dieren een deel van de dag op stal te houden) de N-uitscheiding wezenlijk drukken. Hierdoor zou de N-excretie naar schatting minstens 10% lager liggen (persoonlijke communicatie, De Brabander). Bijvoederen van maiskuil op de weide kan ook voor vleesvee, dat 's nachts niet opgestald wordt, goede resultaten geven.

c) Gebruik van voedermiddelen met een lage OEB

Per voedermiddel worden in het DVE-systeem twee waarden berekend: DVE en OEB. Maïskuil werd reeds vermeld in 4.1.1 a. als voedermiddel met een negatieve OEB. Daarnaast zijn er nog andere voedermiddelen zoals voederbieten, perspulp en aardappelen met een negatieve OEB waarde. Het inpassen van deze voedermiddelen in het rantsoen is één strategie om de OEB overschot in het rantsoen te sturen.

Een andere strategie is het pensbestendiger maken van het aanwezige voedereiwit en op die manier de eiwitbenutting te verbeteren. Van gras is geweten dat voordrogen zorgt voor een verhoging van de DVE-waarde en het verlagen van de OEB-waarde. Het bestendiger maken van kwalitatief hoogwaardig krachtvoedereiwit zoals sojaschroot gebeurt door procedés zoals formaldehyde of xylose behandeling. Deze behandelingen maken het eiwit in sojaschroot bestendiger tegen microbiële afbraak in de pens en verbeteren de benutting in de dunne darm.

4.1.2 Categorie 2 technieken

Strategieën om de eiwitvoorziening te verfijnen

a. Verhogen van de eiwitkwaliteit

Bij éénmagigen is het belang van uitgebalanceerde aminozuursamenstellingen in het rantsoen reeds goed bestudeerd en wordt toegepast bij de rantsoenberekening. Bij herkauwers is het gebruik van aminozuren in het rantsoen echter niet zo vanzelfsprekend omdat deze afgebroken worden in de pens en de meerwaarde verloren gaat. Pensbestendige aminozuren kunnen hier uitkomst bieden en zorgen voor een efficiënter N-gebruik in rantsoenen met een laag RE-gehalte. Door 25 g/dag pensbestendig methionine aan het rantsoen toe te voegen werd de melkproductie in stand gehouden en nam het melkeiwitgehalte toe, terwijl het RE-gehalte in het rantsoen daalde van 18,6 naar 14,8% (Broderick *et al.*, 2005). Methionine supplementatie in laag RE rantsoenen (13%) zorgde voor een daling in urinaire N in de totale mestfractie (Krober *et al.*, 2000).

b. Rode klaver en andere vlinderbloemigen

Vlinderbloemige gewassen zijn doorgaans gekenmerkt door een hoger RE-gehalte dan gras, maar dit eiwit is weinig bestendig en zeer afbreekbaar in de pens (Cohen, 2001; Cohen & Doyle, 2001; Peyraud *et al.*, 1993; Steg *et al.*, 1994). Dit kan leiden tot een inefficiënt N-gebruik en hogere urinaire N-verliezen (Dewhurst *et al.*, 2003; Dewhurst *et al.*, 2009). De hoge pensafbreekbaarheid en bijgevolg lage N-efficiëntie is voornamelijk kenmerkend voor luzerne. Een studie van Broderick *et al.* (2007) toonde aan dat rode klaver in het rantsoen van Holstein koeien resulteerde in lage pens ammoniakconcentraties (meer pens-bestendig eiwit), lagere melkureumgehaltes en lagere urinaire N-excretie in vergelijking met een rantsoen met luzerne met eenzelfde RE-gehalte. Rode klaver zorgde voor een gunstige shift in N-excretie van urine naar faeces t.o.v. luzerne.

Bepaalde vlinderbloemigen, bv. esparcette (*Onobrychis viciifolia*) en rolklaver (*Lotus corniculatus*) bevatten gecondenseerde tannines. Deze tannines binden aan eiwit en maken het zo bestendiger. Een studie bij vleesstieren (Chung *et al.*, 2013) toonde een verschuiving van de N-excretie aan van urine naar faeces in vergelijking met een rantsoen met luzerne met eenzelfde RE-gehalte. Hierbij is wel van belang dat de planten in een vroeg bloeistadium geoogst worden, enerzijds omdat het tannine gehalte dan hoger is, anderzijds omwille van de betere verteerbaarheid. Bovendien zouden tannines ook zorgen voor een lagere pH in de faeces, waardoor de urease activiteit afneemt (Powell *et al.*, 2011a; Powell *et al.*, 2011b; Powell *et al.*, 2011c). Het onderzoek naar tannines is echter nog beperkt tot een aantal kleinschalige studies en de effecten op de N-efficiëntie en de zoötechnische resultaten zijn nog onduidelijk. Daarnaast is het ook de vraag of deze tannine houdende vlinderbloemigen aangepast zijn aan het West-Europese klimaat.

Verdunnen van de urine N concentratie via wateropname

De wateropname heeft invloed op de plasma ureum en melk ureum concentraties (Burgos *et al.*, 2001). Een hogere wateropname kan een gevolg zijn van een hogere zoutinname of van rantsoenen rijk aan de mineralen natrium en kalium (bv. graslandproducten zijn rijker aan natrium en kalium dan mais producten) (Bannink *et al.*, 1999). Van Duinkerken *et al.* (2005) en De Campeneere *et al.* (2006) toonden aan dat om die reden het type ruwvoeder (maiskuil versus voordroogkuil) een effect had op het melkureum gehalte en op de ammoniakemissie uit de stal.

Voederadditieven

Ionophore antibiotica, zoals monensin en lasalocid, werden in het verleden gebruikt als additieven om de pensfermentatie te verbeteren. Sinds januari 2006 werden additieven op basis van antibiotica verboden binnen de Europese Unie (EC, 2003, 1831/2003/EC). Sindsdien werd gezocht naar geschikte alternatieven voor deze antibiotica.

Aan essentiële oliën, gedistilleerd uit bepaalde planten, worden anti-microbiële en/of anti-protozoaire eigenschappen toegeschreven waardoor ze het rumen microbioom en de rumen werking positief kunnen beïnvloeden (Patra & Saxena, 2010). Voornamelijk de 'hyper-ammonia producing' (HAP) bacteriën, die door hun deaminatie activiteit verantwoordelijk zijn voor het grootste aandeel van ammoniakproductie in de pens, zijn gevoelig voor essentiële oliën (McIntosh *et al.*, 2003). Daarnaast remmen ze indirect ook de proteolyse waardoor eiwit bestendiger wordt. Dit effect was echter dieet- en substraatafhankelijk en dient nog verder onderzocht te worden (Molero *et al.*, 2004). De werking van essentiële oliën werd al uitgebreid getest en aangetoond *in vitro*, maar in *vivo* bestaat er nog veel onduidelijkheid. De *in vivo* resultaten zijn inconsistent en afhankelijk van de dosis, het rantsoen en de duur van de testperiode (Flores et al., 2013; Klevenhusen et al., 2012; Noirot et al., 2007). Daarom is er nood aan bijkomende *in vivo* studies naar het effect van essentiële oliën op de eiwitbestendigheid, N-efficiëntie, de ammoniakemissie en zoötechnische resultaten.

Uit een meta-analyse uitgevoerd door Khiaosa-ard & Zebeli (2013) bleek dat bij vleesvee betere resultaten verkregen werden met essentiële oliën dan bij melkkoeien of kleine herkauwers. Een mogelijke verklaring hiervoor was het synergistische effect van enerzijds een lagere pH in de pens, ten gevolge van een lager NDF gehalte (ruwe vezel) in

het rantsoen, en anderzijds een constanter rantsoen. Uit *in vitro* studies bleek immers ook dat een lagere pH de werking van de essentiële oliën bevordert (Cardozo *et al.*, 2005).

Gecondenseerde tannines die voorkomen in bepaalde leguminosen zoals rolklaver en esparcette werden reeds besproken in *Rode klaver en andere vlinderbloemigen*. Daarnaast bestaan er ook hydrolyseerbare tannines. Het zijn derivaten van gallisch zuur en ze worden gebruikt als voederadditief. Een voorbeeld van een hydroliseerbaar tannine is Globatan (Greenvalley international) afkomstig van de tamme kastanje, dat positief zou zijn voor de darmgezondheid bij kalveren en biggen. Hydrolyseerbare tannines kunnen echter ook toxische reacties teweeg brengen doordat ze in het rumen gehydroliseerd worden tot toxische fenolische componenten. De impact van tannines op urinair stikstof verlies hangt af van het RE-gehalte van het voeder en van de concentratie aan tannines. Het rantsoen moet voldoende hoge concentraties tannines bevatten om effect te hebben maar anderzijds kunnen te hoge concentraties ook het darmslijmvlies aantasten waardoor het absorptievermogen vermindert en de positieve effecten niet meer opwegen tegen de negatieve toxische effecten.

Tenslotte toonden enkele recente onderzoeken aan dat ook saponines, bv. Micro-Aid, geëxtraheerd uit de *Yucca schidigera* plant, een reductie van N-emissie zouden kunnen veroorzaken (Budan *et al.*, 2013; McMurphy *et al.*, 2014). Saponines zouden de droge stof verteerbaarheid en NDF afbraak in de pens verbeteren, daarnaast werken ze anti-protozoair wat het N-metabolisme zou verbeteren. Verder onderzoek is echter nodig rond de effecten op zoötechnische prestaties.

4.1.3 Categorie 3 technieken

Aanzuren urine via voeding

De vervluchtiging van ammoniak uit de mest kan verminderd worden door enerzijds de pH van de mest te verlagen (zie reactiemechanisme (3)) of anderzijds door de activiteit van urease te inhiberen. Meestal worden deze technieken rechtstreeks op de mest toegepast en al dan niet gecombineerd (zie 6.1 en 6.2).

Er zijn echter aanwijzingen dat ook via nutritionele maatregelen de pH van de urine verlaagd kan worden. Bij varkens werden goede resultaten bekomen met benzoëzuur of het verlagen van de elektrolytenbalans (negatieve kation-anion balans (Eriksen *et al.*, 2014)) op het verlagen van de pH van de mest. Bij herkauwers zijn maatregelen om de urine aan te zuren via voeding niet mogelijk, of werden ze nog niet grondig onderzocht.

Een negatieve kation-anion balans verlaagt de pH van de urine. Bij melkvee wordt naar het einde van de droogstand gestreefd naar een lage kation-anion balans ter preventie van kalfsziekte. Direct na de kalving moet het rantsoen echter weer een positieve kation-anion balans hebben ter neutralisatie van penszuren. Een te lage kation-anion balans kan immers metabolische acidose veroorzaken, zeker in het begin van de lactatie, en de voederopname drukken (Sanchez & Beede, 2004; Sanchez *et al.*, 1997).

Over de controleerbaarheid van rantsoenmaatregelen:

De N-emissie en impact op de omgeving kan best uitgedrukt worden per éénheid productie (bv. per kg melk of vlees). Op deze manier kan onderscheid gemaakt worden tussen mitigerende strategieën die de productie op een duurzame manier ondersteunen en mitigerende strategieën met negatieve impact op de productie (Misselbrook *et al.*, 2013). Indien de landbouwer zich engageert tot het nemen van bepaalde voedingsmaatregelen ter reductie van de N-emissie, kan dit gestaafd worden aan de hand van rantsoenberekeningen, boekhoudkundige gegevens en de gegevens van de MAP aangifte. Aan de hand van deze gegevens kan de landbouwer borgen dat op zijn bedrijf gevoederd wordt naar een bepaald RE- en OEB-gehalte. De melkproductie en het melkureum gehalte kunnen daarnaast gebruikt worden als bijkomende controletoets.

Voedermanagement
In Nederland bestaat binnen de mestwetgeving een instrument dat stuurt op rantsoensamenstelling. Aan de hand van de "Handreiking bedrijfsspecifieke excretie melkvee" kan de Nederlandse melkveehouder tegen vergoeding informatie over zijn voermanagement bekomen. Via deze tool kan berekend worden hoeveel N en P in de mest terechtkomen, er wordt m.a.w. berekend hoeveel nutriënten en mineralen melkkoeien en jongvee opnemen, hoeveel hiervan vastgelegd wordt in het lichaam (groei) of in de productie, en hoeveel via de mest de dieren weer verlaat. Een dergelijke tool is tot op heden nog niet beschikbaar voor vleesveehouders. Eerste stappen in die richting worden gezet binnen DEMO-project GOEDgePASt. Dong *et al.* (2014) voerden een meta-analyse uit op basis van 50 studies uitgevoerd met vleesvee van verschillende rassen en sterk uiteenlopende rantsoenen. Deze meta-analyse toonde aan dat ook voor vleesvee de N-opname (g/dag) en de N-verteerbaarheid als predictie gebruikt kunnen worden voor urinaire en faecale N-excretie. Urinaire en faecale N-excretie kan accuraat en precies voorspeld worden aan de hand van de N-opname. Het aandeel urinaire N t.o.v. totale N-excretie kan best voorspeld worden op basis van de N-verteerbaarheid.

Melkureumgehalte als maatstaf voor de N-emissie
De ammoniakemissie uit de stal is sterk gecorreleerd met het ureumgehalte in de tankmelk (r^2 = 0,88). Er bestaat een positieve correlatie tussen de concentratie van het melkureum stikstof en de van urine stikstof en urine ureum stikstof (Spek *et al.*, 2013). Daarnaast wordt het melkureum gehalte sterk bepaald door de OEB-opname met een verwachte stijging van 5 mg/dl bij een stijging van de OEB-opname met 100 g per dag (Van Duinkerken *et al.*, 2005). De Brabander *et al.* (2011) kwam voor een zelfde OEB stijging op 2,8 mg/dl hogere ureum gehaltes. Het melkureum gehalte kan dus op bedrijfsniveau gebruikt worden als een instrument om de urine ureum stikstof en daarmee de uitstoot van stikstof in het milieu te bepalen en te sturen. Hierbij moet echter opgemerkt worden dat N-balans proeven hebben aangetoond dat een aanzienlijk deel van de urine stikstof (28%) niet verklaard kan worden door het melkureum gehalte. Uit onderzoek van Spek *et al.* (2013) en van Vuuren *et al.* (1993) bleek dat o.a. de opname van zout of drinkwater, het RE-gehalte in het rantsoen en het lichaamsgewicht van de koeien factoren zijn die de relatie tussen het melkureum gehalte en het gehalte aan urine stikstof en urine ureum stikstof kunnen beïnvloeden. Ook De Campeneere *et al.* (2009) toonden aan dat het type ruwvoeder en zout een invloed hebben op de N-uitstoot bij eenzelfde melkureumgehalte. De inzet van het melkureumgehalte als controle instrument vereist een grondige evaluatie vooraf van de maximaal toelaatbare ureumhalten en de marges voor aanvaardbare afwijking. Het melkureum gehalte kan best gebruikt worden als controletoets, in combinatie met balansberekeningen.

Bij het optimaliseren van een model voor de berekening van een ammoniakemissie kunnen de effecten van voedingsmaatregelen geïmplementeerd worden. Voedingsmaatregelen hebben invloed op het volume urine en faeces geproduceerd per koe en per dag, op de urinaire ureum concentratie, op de ammoniakale N concentratie in de faeces en op het melkureum gehalte en kunnen via deze variabelen meegerekend worden in de schatting van de bedrijfsemissie.

4.2 Varkens

4.2.1 Categorie 1 technieken

Verlaging van het RE-gehalte en fasevoedering

Het eiwit in voeders voor varkens is in de eerste plaats bestemd voor de vorming van vlees. Het deel dat in overmaat aanwezig is of een ongepaste samenstelling heeft, wordt aangewend als energiebron. De overbodige stikstof wordt uitgescheiden via de urine en is substraat voor ammoniakvorming. Varkens hebben in de eerste plaats behoefte aan aminozuren. Door eiwitbronnen te combineren kan het RE-gehalte verlagen, en dus ook de urinaire stikstofuitstoot, met een gelijkblijvend aminozuuraanbod voor het dier.

Onder praktische omstandigheden werd een efficiëntie van stikstofgebruik gemeten van 33% (Dourmad *et al.*, 1999b). In een proef op ILVO werd een maximale stikstofefficiëntie bereikt van 44% (Millet *et al.*, 2010).

Door middel van precisievoeding (het aanpassen van de nutriënten in het voeder aan de behoeftes van de dieren) kan het verstrekte eiwitgehalte verlaagd worden (European Commission, 2013).

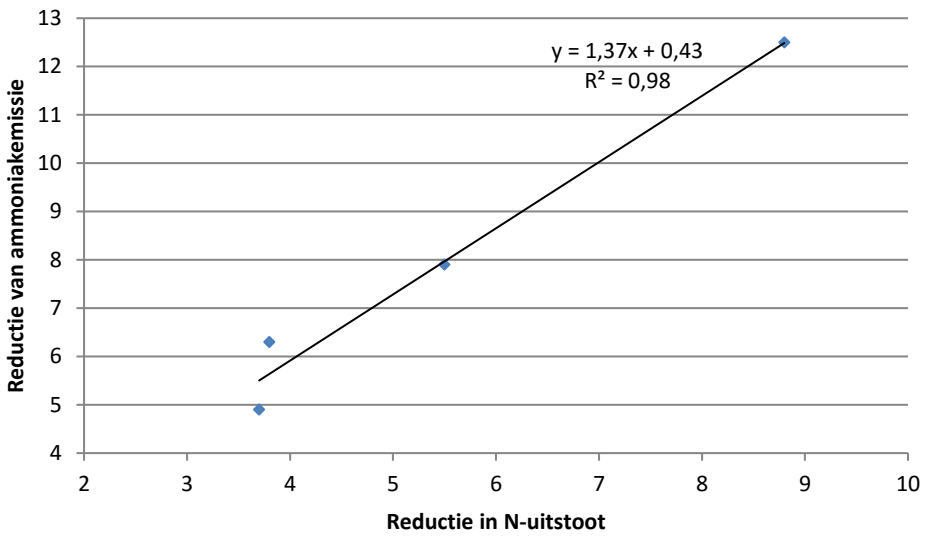
Fasevoedering is één manier om de eiwitaanvoer te verminderen en beter af te stemmen op de behoefte. Met stijgend lichaamsgewicht daalt immers de eiwitbehoefte per kg voeder (Dourmad *et al.*, 1999b, European Commission, 2013).

Het verstrekken van een voeder met een gebalanceerd aminozuurprofiel kan leiden tot een verdere daling van de stikstofuitstoot (European Commission, 2013). Dit kan men bekomen door in de voederformulatie een maximaal eiwitgehalte voorop te stellen en goed verteerbare eiwitbronnen te gebruiken, ervoor zorgend dat aan de behoeften van individuele aminozuren is voldaan. De veevoedersector heeft met het stikstofconvenant hiervoor reeds een inspanning geleverd. Het blijft belangrijk om voldoende (verteerbare) aminozuren te voorzien. Door het gebruik van synthetische aminozuren kan het ruw eiwitgehalte worden verlaagd. Niet alle aminozuren zijn echter te verkrijgen. Bovendien is de behoefte van een aantal aminozuren weinig onderzocht. Volgens Dourmad *et al.* (1999a) is daarom een lysine/ruw eiwit ratio van maximaal 6,8% veilig om tekorten in andere aminozuren te voorkomen.

Op basis van de reductiepercentages gerapporteerd door Canh *et al.* (1998b), Portejoie *et al.* (2004), O'Connell *et al.* (2006) en Patras *et al.* (2014) kan een inschatting gemaakt worden van de vermindering van de ammoniakemissie in functie van de reductie in N-uitstoot. Deze bedraagt 1,37% per % lagere N-excretie (Figuur 4).

De gerapporteerde reductiepercentages zullen afhangen van de beginsituatie (eiwitovermaat of niet), en van de mate waarin aminozuren de groei beperken. In verschillende wetenschappelijke studies varieert de reductie in ammoniakuitstoot tussen 4,9 en 12,5% per 10g reductie in het RE-gehalte per kg (Canh *et al.*, 1998b; O'Connell *et al.*, 2006; Patras *et al.*, 2014; Portejoie *et al.*, 2004). In een studie van Hayes was het reductiepercentage van 220 g/kg naar 190 g/kg 29%, van 220 g/kg naar 160 g/kg was dit 53% en van 220 g/kg naar 130 g/kg was er 62% reductie.

Ook bij zeugen bleek het mogelijk om de stikstofuitstoot te verlagen door fasevoedering (Clowes *et al.*, 2003).



Figuur 4: Relatie tussen reductie in N-uitstoot en reductie in ammoniakemissie in verschillende studies

De Nederlandse stoppersmaatregelen en de stopperslijst

Stoppende bedrijven moeten in Nederland, tot het moment dat ze gaan stoppen, niet aan de eisen van het Besluit huisvesting voldoen. In plaats daarvan moeten ze alternatieve maatregelen nemen van de stopperslijst. De bedrijven moeten uiterlijk stoppen op 1 januari 2020.

Voor het merendeel van de emissiereducties die in de lijst worden vermeld, geldt dat zij gebaseerd zijn op de inschatting van deskundigen. Daarnaast worden er in de beschrijvingen slechts beperkte eisen gesteld aan de borging van de maatregelen. Om deze twee redenen werden de opgenomen reductiepercentages afgerond op een veelvoud van 5%.

www.infomil.nl/onderwerpen/landbouw-tuinbouw/ammoniak/actieplan-stoppers/stoppers/stoppersmaatregelen/

Een Nederlandse stoppersmaatregel:

Verlagen eiwitgehalte voer bij varkens

De maatregel *Verlagen eiwitgehalte voer* is in Nederland een maatregel op de stopperslijst. Bij vleesvarkens krijgt het verlagen van het totaal eiwitgehalte in het veevoer met 15 g/kg (AAV 2012.01) of 30 g/kg (AAV 2012.02) ten opzichte van het standaardvoer (referentieniveau is 160 g/kg over de gehele productieperiode), een reductie in ammoniakemissie van respectievelijk 15% en 30% toegekend. Voor biggen, kraamzeugen, guste en dragende zeugen krijgt het verlagen van het totaal eiwitgehalte in het veevoer met 10 g/kg (AAV 2012.11) of 20 g/kg (AAV 2012.12) ten opzichte van het standaardvoer (biggen: 165 g/kg, kraamzeugen: 160 g/kg, guste en dragende zeugen: 135 g/kg) een emissiereductie van respectievelijk 10% en 20% toegekend.

Aanzuren van urine via voeder

Bij een pH onder 7 wordt NH_4^+ niet omgezet naar NH_3 (Philippe *et al.*, 2011). Aanzuren van de mest kan dus een middel zijn om NH_3 uitstoot te verminderen. Naast het rechtstreeks aanzuren in de mestput, is het ook mogelijk om de mest aan te zuren via voedermaatregelen. Eind de jaren '90 werd hiervoor heel wat onderzoek verricht door Canh *et al.* (1998a; 1998c; 1998d; 1998e). Meer recent zag ook Eriksen *et al.* (2014) een positief effect van benzoëzuur op het verlagen van de elektrolytenbalans.

De belangrijkste voedermaatregelen zijn:

- verlagen van de elektrolytenbalans ($Na^+ + K^+ - Cl^-$) (Canh *et al.*, 1998a)
- toevoegen van verzurende zouten (Canh *et al.*, 1998a; Kim *et al.*, 2004)
- toevoegen van vezel (NSP) (Canh *et al.*, 1998c; Canh *et al.*, 1998d; Canh *et al.*, 1998e)

In een studie van Canh *et al.* (1998a) werd een positief verband vastgesteld tussen K^+ en Na^+ gehalte in het voeder en ammoniakemissie (ß=+0,07). Ook met CO_3^{2-} (ß=+0,13) werd een positief verband vastgesteld, Een negatief verband werd dan weer vastgesteld met SO_4^{2-} (ß=-0,24), Cl^- (ß=-0,29) en benzoaat (ß=-0,42) (Tabel 1). Door de elektrolytenbalans sterk te verlagen door vervanging van $CaCO_3$ door CaCl (2%), zagen Eriksen *et al.* (2014) een verlaging van de ammoniakemissie met 37%. De extra toevoeging van benzoëzuur gaf geen wezenlijke verandering (40%). Benzoëzuur alleen gaf echter een reductie met 28%. De urine pH in deze studie was 8,2 ± 0,2 op controlevoeder, 6,9 ± 0,2 op voeder met CaCl en 7,9 ± 0,3 op voeder met benzoëzuur. Ook Kim *et al.* (2004) zagen een effect van verzurende zouten op urine pH en ammoniakemissie. In een studie van van Kempen (2001) leidde 1% adipininezuur in het voeder tot een beduidend lagere urine pH en ammoniakuitstoot.

Bij zeugen gaf een lagere elektrolytenbalans een lagere urine-pH, lagere bacteriële telling en een hogere overleving van de biggen, zonder effecten op melksamenstelling en andere prestaties van zeugen of biggen (DeRouchey *et al.*, 2003). In een studie van Kluge *et al.* (2010) werd een lineaire daling van de urine-pH gezien met een stijgend benzoëzuur gehalte.

Tabel 1: Effect van elektrolytenbalans en verzurend calciumzouten op urine en mest pH in de studie van Canh *et al.* (1998a)

Type Ca-zout		$CaCO_3$	$CaCO_3$	$CaCO_3$	$CaSO_4$	$CaSO_4$	Ca-benzoaat	Ca-benzoaat	CaCl	CaCl
Concentratie (g/kg)		4	7	10	7	10	7	10	7	10
pH van mest										
DEB	320	8,21	8,45	8,65	7,66	7,37	7,15	7,37	7,7	7,43
DEB	100	7,77	7,95	8,18	7,65	7,52	6,75	6,31	7,62	7,4
pH van urine										
DEB	320	6,81	7,18	7,5	6,14	5,36	5,68	5,28	5,8	5,17
DEB	100	5,83	6,67	6,84	5,16	5,12	5,06	4,49	5,39	5,21

Inclusie van 30% bietenpulp in het voeder leidde tot een pH daling van de mest met 0,8 eenheden en 52% lagere NH_3 emissie (Canh *et al.*, 1998c). Het was echter niet mogelijk om onderscheid te maken tussen NSP-gehalte en elektrolytenbalans in deze studie. In een studie waarin ze tapioca vervingen door bietenpulp noteerden ze een verlaging van de pH met 0,45 punten en een verlaging van de ammoniakemissie met 15% per 50g bietenpulpinclusie (Canh *et al.*, 1998d). In een andere studie van Canh *et al.* (1998e) daalde de pH van de mest met 0,12 eenheden en de ammoniakemissie met 5,4% per 100g opgenomen NSP.

Naast een pH verlagend effect, heeft het toevoegen van vezel ook een effect op de vorm van stikstofuitscheiding: meer onder de vorm van bacterieel eiwit en minder onder de vorm van urinair stikstof (Canh *et al.*, 1997).

Daar waar een pH-verlagend effect in de urine via verschillende mechanismen werd aangetoond, lijkt ammoniakemissies gemeten volgens de methodes erkend in Nederland enkel doorgemeten voor benzoëzuur. Volgens deze metingen leidde een inclusie van 1% tot een reductie van ammoniakuitstoot met 16% (Aarnink *et al.*, 2007). De exacte ingrediënten en nutriëntensamenstelling van het voeder werden in dit rapport niet beschreven.

Niet alle hierboven aangehaalde technieken zijn op dit moment wettelijk toegelaten, maar ze illustreren het verband tussen urine-pH en ammoniakreductie. Het lijkt weinig waarschijnlijk dat verschillende strategieën om de pH te verlagen additief zijn. Een verlaging van pH kan wel additief zijn met andere maatregelen, zoals een verbetering van de stikstofefficiëntie. Ook is het belangrijk om het effect van deze maatregelen op groeiprestaties na te gaan. In een recente studie van Guzmán-Pino *et al.* (2015), werd gezien dat een lagere DEB leidde tot betere prestaties van biggen, maar dat de biggen zelf voeders verkiezen met een hogere elektrolytenbalans.

Een Nederlandse stoppersmaatregel:

Veevoer waaraan 1% benzoëzuur is toegevoegd (vleesvarkens)

De maatregel *Veevoer waaraan 1% benzoëzuur is toegevoegd* is in Nederland een maatregel voor vleesvarkens op de stopperslijst (AAV 2012.03) (zie infokader bij 4.2.1). Volgens deze maatregel moet het voer dat aan het vleesvarken wordt verstrekt 1% benzoëzuur bevatten op productbasis bij 88% droge stof. De stoppende bedrijven die deze maatregel toepassen, kunnen een ammoniakemissiereductie van 16% in rekening brengen.

Veevoer waaraan 0,5% benzoëzuur is toegevoegd in combinatie met drijvende ballen in het mestoppervlak (gespeende biggen)

Wanneer stoppende bedrijven hun gespeende biggen voer geven met 0,5% benzoëzuur op productbasis van 88% droge stof, én drijvende ballen aanbrengen in de mestkelder, dan kunnen deze bedrijven een ammoniakemissiereductie van 35% in rekening brengen (AAV 2012.16). Meer informatie over drijvende ballen is te vinden in deel 6.2.1.

Verhogen niet zetmeel koolhydraten met 100 g/kg (guste en dragende zeugen)

Voor guste en dragende zeugen is de maatregel *Verhogen niet-zetmeel koolhydraten met 100 g/kg* een maatregel op de Nederlandse stopperslijst (AAV 2012.13). Het totale NSP-gehalte van het diervoer moet 100 g/kg meer zijn dan het referentieniveau van 250 g/kg op productbasis (bij 88% droge stof). Indien de stoppende landbouwer dit toepast, kan hij hiervoor een ammoniakemissiereductie van 10% in rekening brengen.

4.2.2 Categorie 2 technieken

Verbetering van zoötechnische prestaties

De stikstofuitstoot is lineair gecorreleerd met voederconversie: hoe lager de voederconversie, hoe lager de stikstofuitstoot (Shirali *et al.*, 2012). Mogelijkheden om de voederconversie te verbeteren via het voeder omvatten "feed processing" en verhoging van het nutriëntengehalte (energie, aminozuurgehalte) van het voeder. Ook additieven die de prestaties bevorderen vallen onder deze categorie. De meeste additieven lijken niet in alle situaties dezelfde respons te geven. Bovendien is het belangrijk om bewust te zijn van "publication bias" (Millet & Maertens, 2011). De exacte relatie tussen productieverbetering en ammoniakemissie werd nog niet in kaart gebracht.

Compensatoire groeiresponsen

In proeven op ILVO met een kruising van een hybride zeug en een Piétrain werd gezien dat een beperking van het aminozuurgehalte in de groei- en vroege afmestfase leidt tot een minder efficiënte groei in deze fases, maar een efficiëntere groei in de late afmestfase (Millet *et al.*, 2011; Millet & Aluwé, 2014). Beperken van de aminozuurniveaus verhoogt de efficiëntie van aminozuurgebruik over de volledige mestperiode. Fabian *et al.* (2004) zagen vergelijkbare resultaten. Door het eiwitgehalte in de groeifase te beperken observeerden ze een lagere faecale en urinaire stikstofexcretie in de groeifase én een lagere urinaire stikstofexcretie in de afmestfases. Verder onderzoek is nodig naar de omvang en duur van beperking en om de relatie met ammoniakemissiereductie te kwantificeren.

Andere additieven

Zeolieten (Milic *et al.*, 2005) en yucca-extract (Colina *et al.*, 2001) werden beschreven als additieven om ammoniakemissie te verminderen (Philippe *et al.*, 2011). Clinoptiloliet zou een hoge affiniteit hebben voor ammoniak en de emissie ervan remmen. Het zouden vooral de saponines zijn in het yucca-extract die een positief effect uitoefenen. Mogelijke mechanismes zijn het inhiberen van urease, chemische conversie van ammoniak of het binden van ammoniak. Panetta *et al.* (2006) vonden echter geen effect van Yucca op ammoniakuitstoot.

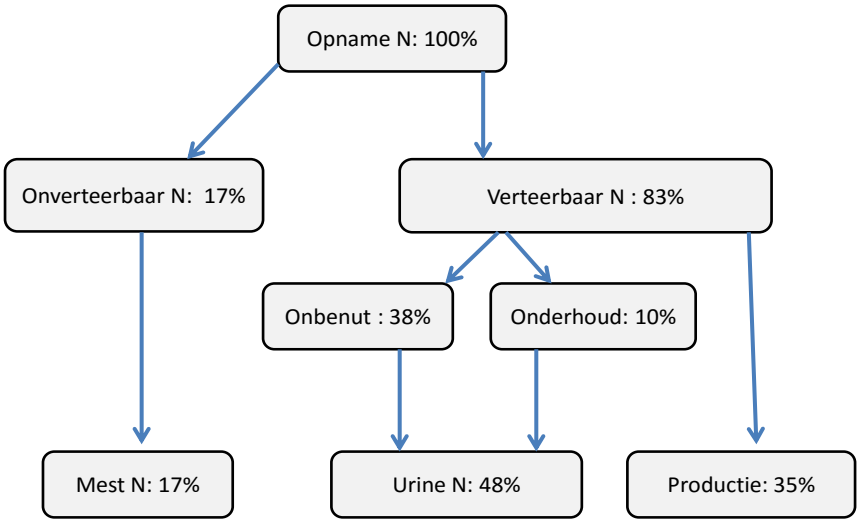
4.3 Pluimvee

De hiernavolgende opsomming van de voedermaatregelen is bijna hoofdzakelijk gericht op vleeskippen, moederdieren (op strooisel) en veel minder voor legkippen. De ammoniakvorming en eventuele emissie is bij legkippen veel meer afhankelijk van het huisvestingssysteem: kooi met mestdroging op bandsysteem of natte mestopslag, grondhuisvesting al dan niet met beluchting, huisvesting in volièresystemen binnen, en huisvesting met vrije uitloop.

4.3.1 Categorie 1 technieken

Verlaging van het voedereiwitgehalte/fasevoedering

Omdat ammoniak gevormd wordt uit onverteerd voedereiwit (6,25 x N) en urinezuur (afvalproduct van het eiwitmetabolisme) komt het erop aan om beide stromen te minimaliseren. In Figuur 5 worden de gemiddelde N-verliezen bij pluimvee schematisch weergegeven. Van het opgenomen eiwit wordt zowat 2/3 via mest (17%) en urinezuur (48%) terug uitgescheiden.



Figuur 5: De gemiddelde N-verliezen bij pluimvee (Bron: Schutte & Tamminga (1992) en Veldkamp *et al.* (2012))

De voornaamste maatregelen die de N-benuttiging kunnen verbeteren zijn i) grondstoffen gebruiken met een zeer goede N-vertering, ii) het gebruik van synthetische aminozuren (AZ) zodat een evenwichtiger AZ-patroon bekomen wordt en een lager voedereiwitgehalte kan ingesteld worden en iii) het continu afstemmen van het voedereiwitgehalte in functie van de variërende voederbehoeften (meerfasevoedering, precisie voedering). Deze maatregelen kunnen meestal niet los van elkaar gezien worden.

Een verlaging van het RE van het voeder resulteert in een evenredige verlaging van de stikstofuitscheiding zolang aan de AZ-behoeften wordt voldaan (European Commission, 2013). Bij zowel een overmaat, een tekort of een onevenwichtig AZ-profiel neemt de N-uitscheiding evenwel toe (uitgedrukt per éénheid productie).

Een verlaging van het eiwitgehalte (boven AZ-behoeften) van 1% resulteert in circa 10% lagere N-excretie (Schutte & Tamminga, (1992) en later bevestigd door o.a. Lora *et al.*, (2008)).

Om tot een optimaal (minimaal) voedereiwitgehalte te komen, moeten de behoeften aan AZ gekend zijn ifv leeftijd, productiefase, en de verteerbaarheid van de AZ in het voeder (grondstoffen). Enkel dan kan het voeder zo optimaal als mogelijk afgestemd worden op de behoeften en aldus een minimale uitscheiding bekomen worden zonder lagere performantie.

Bij pluimvee is de ileale verteerbaarheid de beste maatstaf om de verteerbaarheid van de grondstoffen in te schatten. Een formulering op basis van verteerbare AZ en het aanvullen met synthetische AZ leidt tot een lager eiwitgehalte met evenwichtig AZ-profiel. In Tabel 2 wordt het ideale AZ patroon voor vleeskippenvoeders gegeven (Ajinomoto Eurolysine, 2010; Mack *et al.*, 1999).

Tabel 2: Het ideaal AZ-profiel voor vleeskippenvoeders (Bron: Mack *et al.*, (1999) en Ajinomoto Eurolyse, (2010))

AZ	Als % lysine
Lysine	100
S-AZ	75
Threonine	65
Valine	80
Isoleucine	67
Arginine	105
Tryptofaan	17
Histidine	40
Leucine	105
Phenylalanine + Tyrosine	105

Door niet langer te formuleren op eiwitnormen maar op ileale AZ kan het voedereiwitgehalte verlaagd worden en ook meer specifiek gebruik gemaakt worden van grondstoffen met goed verteerbare AZ.

Een lager eiwitgehalte in het voeder van vleeskippen gaat eveneens gepaard met een lagere wateropname en drogere mest (Löffel *et al.*, 2012; Maertens *et al.*, 2012) wat de omzetting naar ammoniak afremt.

Een Nederlandse stoppersmaatregel:

Veevoer met lager eiwitgehalte + aanvulling vrije aminozuren (leghennen, (groot)ouderdieren leghennen en (groot)- ouderdieren van vleeskuikens)

In Nederland staat de maatregel *Veevoer met lager eiwitgehalte + aanvulling vrije aminozuren* op de stopperslijst (AAV 2012.17) (zie infokader bij 4.2.1). Indien men aan deze maatregel wil voldoen en hiervoor een ammoniakemissiereductie van 10% wil krijgen, moet men veevoer gebruiken met een verlaging van het (ruw) eiwitgehalte ten opzichte van de huidige standaard met een minimum van 15 g/kg bij leghennen en (groot)ouderdieren leghennen en 20 g/kg bij (groot)ouderdieren van vleeskuikens. In Tabel 3 worden de standaard RE-gehalten ten opzichte van dewelke de gevraagde reducties gerealiseerd moeten worden, weergegeven.

Tabel 3: Referentie RE-gehalten voor leghennen en vleeskuikenouderdieren, zoals gedefinieerd in de Nederlandse stoppersmaatregel AAV 2012.17

Leghennen		vleeskuiken-ouderdieren	
Leeftijd (weken)	Ruw eiwit (%)	Leeftijd (weken)	Ruw eiwit (%)
0-4	21.0	0-2	20.0
5-8	18.5	3-6	18.0
9-16	14.5	7-15	14.0
17- 20	17.5	16-22	15.0
20-28	18.0	23-40	15.0
29-45	19.6	41-60	14.5
46-65	18.4		
>65	17.8		

Veevoer met 20 g/kg lager eiwitgehalte + aanvulling vrije aminozuren (vleeskuikens)

Voor vleeskippen staat een vergelijkbare maatregel in de stopperslijst (AAV 2012.20). Voor deze diercategorie kent men een ammoniakemissiereductie van 25% toe, indien men het RE-gehalte verlaagt met 20 g/kg ten opzichte van de huidige standaard (Tabel 4).

Tabel 4: Referentie (ruw) eiwitgehalten voor vleeskippen, zoals gedefinieerd in de Nederlandse stoppersmaatregel AAV 2012.20

Leeftijd (dagen)	Ruw eiwit (%)
0-10	22
11-28	21
29-35	19

Fasevoedering

Fasevoedering beoogt het afstemmen van de nutriëntenvoorziening op de zich wijzigende behoefte van het dier om op deze manier de overmaat aan eiwit en AZ zoveel als mogelijk te voorkomen. Hierdoor vermindert de uitscheiding van urinezuur.

Gezien de behoeften veranderen met de leeftijd kan door fasevoedering de voedersamenstelling hierop afgestemd worden. Diverse proeven hebben aangetoond dat met een 3 of 4-fasevoedering bij vleeskippen de N-uitscheiding sterk kan gereduceerd worden (Angel *et al.*, 2008; Lora *et al.*, 2008; Veldkamp *et al.*, 2012). Een verdere verfijning tot een multifasesysteem waarbij bijna dagelijks de samenstelling aangepast wordt, leidde niet verder tot een significante daling (Delezie *et al.*, 2009; Gutierrez *et al.*, 2008).

In een recente proef op het ILVO werd aangetoond dat voor een laag eiwit groeivoeder (18,5% RE) maar aangevuld met synthetische AZ (lysine, methionine, threonine en valine) de groei en voederomzetting, tussen 12 en 28 dagen, vergelijkbaar waren met een voeder van 20,0 % RE en AZ op hetzelfde niveau (Maertens *et al.*, 2015) (niet gepubliceerde resultaten).

In Tabel 5 wordt het lysinegehalte (ileaal verteerbaar) en het RE-gehalte getoond die op basis van literatuur (Zie review Veldkamp *et al.*, (2012)) en recent ILVO onderzoek aanbevolen kunnen worden. Deze aanbevelingen gelden voor een 4-fasen systeem voor snelgroeiende vleeskippen zonder afname van prestaties.

Tabel 5: Aanbevolen lysinegehalte en RE-gehalte voor snelgroeiende vleeskippen

Fase	Leeftijd	Ileaal Lysine (g/kg)	RE (g/kg)
Starter	0 – 10 dagen	11,5	210
Groeier 1	10 – 18 dagen	10,5	195
Groeier 2	18 - 28 dagen	10,0	185
Finisher	28 - slachtleeftijd	9,5	175

Door gebruik te maken van de commercieel beschikbare AZ (lysine, methione, threonine en valine) kunnen hiermee laag eiwitvoeders voor vleeskippen geformuleerd worden. Gezien de andere AZ niet commercieel beschikbaar zijn en er ook een behoefte is voor de niet essentiële AZ is de verlaging beperkt. Anders wordt een duidelijke afname van de groei, karkaskwaliteit en een verhoogde voederomzetting vastgesteld (Berres *et al.*, 2010).

Het effect van een verlaagd RE bij een uitgebalanceerde AZ balans op de N-uitscheiding zijn bij vleeskippen vrij goed bekend. De effecten op de ammoniakemissie zijn veel minder duidelijk in te schatten. Dit omwille van de interacties met wateropname, strooiselkwaliteit en voedermethode (fasevoedering).

Studies tonen aan dat een verlaging van 10 g/kg RE in het voeder, voornamelijk in de tweede helft van de productieperiode, bij vleeskippen haalbaar is zonder dat de prestaties duidelijk afnemen en het voeder veel duurder wordt. Hiermee worden reducties in NH_3 uitstoot geassocieerd gaande van 0 tot meer dan 50% (Veldkamp *et al.*, 2012). Een realistische inschatting is dat bij vleeskippen hierdoor 20-50% reductie kan gerealiseerd worden wanneer gevoederd wordt naar normen in bovenstaande tabel in vergelijking met de huidige praktijkvoeders.

Voor legkippen zijn de resultaten van een verlaagd RE minder eenduidig (Roberts *et al.*, 2007). Bij een verlaging van 10 g/kg RE in het voeder wordt een 0 tot 10% lagere emissie bekomen.

Een Nederlandse stoppersmaatregel:

Verfijning fasevoedering (groter aantal voerfasen) (vleeskuikens)

Deze maatregel is terug te vinden op de Nederlandse stopperslijst (zie infokader bij 4.2.1) en is toepasbaar voor vleeskippen (AAV 2012.21). Bij toepassing van deze maatregel kan men een ammoniakemissiereductie van 20% in rekening brengen. De gehalten RE in het voer moeten in de verschillende productieperioden lager zijn dan:

- 0 tot 10 dagen leeftijd: maximaal 22,0%
- 8 tot 14 dagen leeftijd: maximaal: 21,5%
- 15 tot 21 dagen leeftijd: maximaal 21,0%
- 22 tot 28 dagen leeftijd: maximaal 20,5%
- 29 tot 35 dagen leeftijd: maximaal 19,0%
- 36 tot 42 dagen leeftijd: maximaal: 18,5%

Voedervorm – tarwe bijvoederen bij VLEESKIPPEN

Korrelvoeding heeft een uitgesproken positief effect op de voederopname (en gewichtsaanzet) bij vleeskuikens (Abdollahi *et al.*, 2013b; Maertens *et al.*, 2015). Dit gaat evenwel gepaard met een hogere water/voeder verhouding en een lagere N-vertering. Hierdoor is het strooisel vochtiger (Huang *et al.*, 2011; Serrano *et al.*, 2013).

De nadelige effecten van korrelvoeding worden voor een groot gedeelte opgevangen door het bijvoederen van volle granen (tarwe of mais) (Abdollahi *et al.*, 2013a; Wu *et al.*, 2004). Hierdoor wordt de darmgezondheid bevorderd en dit leidt tot drogere mest en strooisel. Uitsluitend korrelvoeding verhoogt de risico's op darmproblemen en natte mest en als gevolg hiervan de ammoniakemissie (Abdollahi *et al.*, 2013b).

Het bijvoederen van tarwe (mais) in functie van de leeftijd kan, mits het kernvoeder hierop berekend is, inspelen of de afnemende N behoeften van de vleeskippen. Door het % volle granen gericht op te drijven in functie van de leeftijd bekomt men een multifasevoedering met een verlaagd eiwitgehalte (van Harn & Veldkamp, 2006).

De combinatie van een kernvoeder in korrelvorm plus het bijvoederen van volle granen kan bijdragen tot een lagere N-uitstoot en drogere mest en kan hierdoor ook de ammoniakemissie reduceren.

Bij een goede combinatie van een kernvoeder met vanaf 12 dagen toenemende hoeveelheden tarwe (van 10% tot circa 40% einde afmestperiode) wordt een lager totaal eiwitgehalte in de voeding gecombineerd met een betere darmgezondheid en drogere mest. Omwille hiervan mag redelijker wijze aangenomen worden dat de ammoniakreductie kan oplopen tot 15% (van Harn & Veldkamp, 2006). In combinatie met zowel een verlaagd voedereiwitgehalte als optimale AZ gehalten kan de reductie verder oplopen in vergelijking met de huidige voeders (Proeftuin Natura 2000, 2015).

Een Nederlandse stoppersmaatregel:

Bijvoeren hele tarwe (vleeskuikens)

Het bijvoeren van hele tarwe is een stoppersmaatregel op de Nederlandse stopperslijst (zie infokader bij 4.2.1) (AAV 2012.22). Volgens deze maatregel moet het hele tarwegehalte in het voer afgestemd zijn op de eiwitbehoefte van de dieren gedurende de volledige groeiperiode. In Tabel 6 worden de streefeiwitgehalten getoond die gemiddeld over een levensweek gerealiseerd moeten worden. De hoeveelheid hele tarwe die bijgevoerd moet worden om dit streefeiwitgehalte te bepalen hang af van de leeftijd van het kuiken en het eiwitgehalte van het mengvoer. Aan deze maatregel is een ammoniakemissiereductie van 15% gekoppeld.

Tabel 6: Streefeiwitgehalte en aandeel hele tarwe in functie van levensweek van vleeskuikens, zoals gedefinieerd in de Nederlandse stoppersmaatregel AAV 2012.22

Week	Streefeiwit (g/kg)	aandeel hele tarwe (%)
1		-
2	200	0
3	187	14,6
4	180	22,5
5	172	31,5
6	167	37,1
7	163	41,6

Verlaging van de elektrolytenbalans

De gehalten aan Na, K en Cl in het voeder hebben een duidelijke invloed op de waterconsumptie (water/voeder verhouding) en indirect op de wateruitscheiding en het DS-gehalte van de mest (strooisel) (Collet, 2012).

Na en Cl zijn beperkt aanwezig in de courante grondstoffen en worden aangevuld tot behoefte via toevoeging van natriumchloride (NaCl) zout. Kalium daarentegen is duidelijk hoger dan de behoefte, zeker bij gebruik van sommige eiwitrijke plantaardige grondstoffen zoals soja. De kationen Na^+ en K^+ worden geabsorbeerd in de dunne darm. Bij hogere opname dan behoefte gaan dieren meer drinken om de uitscheiding van de overmaat ionen via de nieren te bewerkstelligen.

De verhouding tussen deze elektrolyten (de elektrolytenbalans) uitgedrukt als $Na^+ + K^+ - Cl^-$ (meq/kg) in het voeder is eveneens van belang. De fysiologische regeling van de osmotische druk en het zuur-base evenwicht (bloed pH) op celniveau wordt bepaald door deze elektrolytenbalans. Een lagere elektrolytenbalans resulteert in een lagere bloed pH van urine en bij pluimvee daardoor ook in de mest. Bij een lagere mest pH wordt NH_3 omgezet in NH_4^+ dat wateroplosbaar is en daardoor niet in de lucht komt. Verlaging van de elektrolytenbalans in het voeder kan daardoor bijdragen tot vermindering van de ammoniakemissie.

Een laag Na^+ en Cl^- in het voeder is eenvoudig te hanteren en wordt toegepast in de praktijk. Een verlaging van het voeder K^+ is veel moeilijker door te voeren. De meest interessante plantaardige eiwitbron (AZ balans, prijs) voor vleeskippen is soja, rijk aan K. Dierlijke eiwitten zijn veel minder rijk aan K, maar zijn niet meer toegelaten. Diverse proeven hebben aangetoond dat de vervanging van dierlijk eiwit door plantaardig eiwit in vleeskippenvoeders aanleiding geeft tot een hogere water/voer verhouding, nattere mest (Ravindran *et al.*, 2008; Vieira & Lima, 2005) en hogere NH_3-N in de mest (Nagaraj *et al.*, 2007).

Ook bij legkippen is een toename van de wateropname vastgesteld bij hogere Na^+ en K^+ in het voeder (Smith *et al.*, 2000a). Deze blijkt vrij lineair te zijn en per 1 g/kg toename in het voeder van één van deze elektrolyten neemt het vochtgehalte met circa 10 g/kg toe. Hier moet evenwel vermeld worden dat dit slechts geldt boven de behoefte en dat Na in pluimveevoeders niet in overmaat aanwezig is.

Het verlagen van de hoeveelheid elektrolyten (K^+, Na^+) of zouten in het voeder tot behoefteniveau leidt tot een lagere wateropname en hieruit volgend drogere mest. Het effect op de ammoniakemissie is niet gedocumenteerd.

4.3.2 Categorie 2 technieken

Verdere verlaging van het voedereiwitgehalte

Een verdere optimalisatie van eiwit (AZ) behoeften in functie van minimale N-uitscheiding en ammoniakvorming kan bijdragen tot minimale emissie. Dit vergt een zeer nauwkeurige formulatie, kennis van de behoeften en afstemming van beide (precisievoeding) om lagere prestaties te vermijden. Het effect op de NH_3 emissie is echter onduidelijk. Hiervoor is bijkomend onderzoek nodig zowel m.b.t. kennisbehoeften, effecten op prestaties (groei, VC en bevleesdheid) en eventuele reductie van NH_3.

Vervangen van $CaCO_3$ door $CaSO_4$ of $CaCl_2$

Het vervangen van $CaCO_3$ door $CaSO_4$ of $CaCl_2$ leidde tot een daling van de pH in de mest en een reductie van ammoniakemissie in enkele studies (Veldkamp *et al.*, 2012). Door de verzuring van de mest wordt NH_3 omgezet tot NH_4^+ dat meer wateroplosbaar is en daardoor niet via de lucht vrijkomt (Bregendahl & Roberts, 2006). De combinatie van $CaSO_4$ en zeoliet en een verlaagd eiwitgehalte resulteerde in een verlaging van de ammoniakemissie van 40% bij legkippen (Xin *et al.*, 2005). Meer onderzoek is nodig om na te gaan of deze vervanging effecten heeft op de prestaties.

Enzymen

Het toevoegen van enzymen (fytase, NSP, protease) resulteert direct of indirect in een verhoogde stikstofretentie en dus een verlaagde stikstofuitscheiding. Door de betere vertering wordt veelal een positief effect op strooiselkwaliteit vastgesteld (Leleu *et al.*, 2012). De hieraan gerelateerde positieve effecten op ammoniakemissie zijn niet gedocumenteerd (Veldkamp *et al.*, 2012).

Toevoegingsmiddelen

De resultaten hieronder medegedeeld dienen met de nodige omzichtigheid behandeld te worden. Meestal zijn ze bekomen onder specifieke omstandigheden of kunnen ze niet volledig aan het additief toegeschreven worden.

Studies met *Bacillus subtilis* culturen (DBSC) tonen een reductie van de ammoniakemissie aan. In een kleinschalige studie met toevoeging van 1% of 2% DBSC aan het voeder werd een reductie van respectievelijk 33% en 67% bekomen (Santoso *et al.*, 1999). Naast de reducerende werking op de ureaseproducerende microflora zou bovendien de gevormde ammoniak op een onbekende stof geproduceerd door DBSC hiervoor verantwoordelijk zijn.

Bij kalkoenen is er melding bij gebruik van Calsporin (product op basis van DBSC), dat de ammoniakconcentratie bijna 70% lager was in een broedstoof tussen strooisel afkomstig van dieren met en zonder Calsporin (Blair *et al.*, 2004).

Het gebruik van gisten als veevoederadditief bleek in het onderzoek van Park *et al.* (2003) bij een dosering van 0,4% de ammoniakemissie in de stal met 44% te reduceren.

De resultaten vermeld met lactobacillussoorten zijn variabel naargelang het onderzoek. De positieve resultaten zijn vermoedelijk te wijten aan de lagere pH en vochtgehalte van de mest (Veldkamp *et al.*, 2012).

De toevoeging van algen aan het drinkwater van vleeskippen leidde tot een ammoniakreductie in de stal van 20% tot 51% naargelang het seizoen. Dezelfde bruinalgen toegevoegd aan het voeder leverden in de ene ronde een reductie van 56% op terwijl in de andere ronde een toename met 5% vastgesteld werd (Hörnig & Brunsch, 2000; Veldkamp *et al.*, 2012).

Kleimineralen (zeoliet) kunnen ammoniak absorberen. Ze kunnen zowel als voederadditief als op het strooisel aangewend worden. De combinatie van beide leidde tot een 12% lagere ammoniakemissie (Dobeic, 1997; Veldkamp *et al.*, 2012) of zelfs 70% lagere ammoniak stalconcentratie bij vleeskippen (Karamanlis *et al.*, 2008) maar in een ander onderzoek wordt melding gemaakt van een 50% hogere emissie (Veldkamp *et al.*, 2012).

Met toevoeging van Yucca-extracten (De-Odorase®) werden in diverse proeven verlaagde ammoniakconcentraties gaande van 23% tot 50% gevonden. De inhibitie van urease en de binding van ammoniak is hiervoor verantwoordelijk (Veldkamp *et al.*, 2012).

Aanzuren drinkwater
Het aanzuren van drinkwater leidt tot een lagere opname van drinkwater, droger strooisel, minder voetzoolletsels (van Harn & de Jong, 2012b) en vermoedelijk lagere ammoniakvorming. Corrosiviteit van de toegevoegde zuren, concentratie en eventuele negatieve effecten op pluimvee zijn niet goed gedocumenteerd.

Het gebruik van zuren en/of andere additieven in drinkwater en/of voeder van dieren is slechts mogelijk als ze voldoen aan een wettelijk kader voorzien voor deze producten.

Fermenteerbare koolhydraten
Fermenteerbare koolhydraten worden niet verteerd maar afgebroken in de dunne darm door bacteriën. Voor de vorming van microbieel eiwit is N nodig en hiervoor wordt N dat anders via urinezuur zou uitgescheiden worden aangewend. De uitscheiding van N wordt niet beïnvloed, maar wel de vorm (microbieel eiwit vs urinezuur). Deze verschuiving is evenwel beperkt mogelijk in vleeskippen gezien hun relatief geringe microbiële fermentatie.

Door het verstrekken van extra fermenteerbare koolhydraten (sojahullen, tarwegries of DDGS) aan legkippen werd een reductie NH_3 emissie van bijna 50% bekomen (Roberts *et al.*, 2007). Dit werd toegeschreven aan de lagere pH in de mest.

4.3.3 Categorie 3 technieken

Diermeel
Diermeel is een zeer eiwitrijk product (50-60%) met een goede AZ balans en vooral het heeft een veel lager gehalte aan K dan sojaschroot. Zoals eerder gemeld hebben de gehalten aan Na, K en Cl in het voeder een duidelijke invloed op de waterconsumptie (water/voeder verhouding) en indirect op de wateruitscheiding en het DS-gehalte van de mest (strooisel) (Collet, 2012). Het gebruik van diermeel bij pluimvee leidt tot een gunstiger elektrolytenbalans, lagere N-uitstoot en drogere mest (Nagaraj *et al.*, 2007). In vergelijking met de huidige hoofdzakelijk plantaardige voeders zou het gebruik tot een lagere ammoniakuitstoot kunnen leiden. Gezien omwille van de BSE problematiek het gebruik van deze reststroom verboden is, wordt niet verder ingegaan op deze piste.

Voederen van insecten
Recent is er groeiende belangstelling voor het aanwenden van insecten zowel in humane als dierlijke voeding. Pluimvee als omnivoor lijkt het meest geschikt om hiervoor in aanmerking te komen (Harinder *et al.*, 2014). Momenteel zijn er nog een aantal grote obstakels zoals:

- de economische massaproductie
- effecten op dierprestaties en gezondheid
- wettelijk kader

5 Managementmaatregelen

5.1 Rundvee

5.1.1 Categorie 1 technieken

Weidegang
Bij weidegang zijn de dieren minder aanwezig in de stal, waardoor de emissie uit de stal lager is dan wanneer ze permanent in deze stal zouden verblijven.

In de Nederlandse Rav-lijst wordt een onderscheid gemaakt tussen permanent opstallen en beweiding. Bij de vaststelling van de emissiefactor in 2002 (Monteny *et al.*, 2001) is een effect van 2,4% emissiereductie per uur beweiding op een gegeven dagemissie vastgesteld op basis van berekeningen met het Nederlands emissiemodel. Het effect van beweiding hangt af van het gemiddeld aantal weide-uren per weidedag en het aantal weidedagen (Ogink *et al.*, 2014).

Omdat beweiding plaatsvindt in een seizoen met hogere temperatuur- en melkureum-niveaus, is in onderhavige studie uitgerekend hoe groot het emissiereductie effect per uur beweiding op jaarbasis bedraagt, rekening houdend met temperatuur- en melkureum-verloop over een jaar. Dit resulteert in een emissiereductie van 2,6% per uur. Op jaarbasis geldt de volgende formule:

Emissiereductie (%) = 2,61 x (aantal weide-uren per dag) x (aantal weidedagen)/365 (6)

In 2001 is uitgegaan van gemiddeld 10 weide-uren en 175 weidedagen. Volgens vergelijking (1) levert dit op jaarbasis een emissiereductie van 12,5% (afgerond 13%) ten opzichte van permanent opstallen. Deze berekening geldt enkel voor stallen met roostervloer.

De effecten van weidegang op de jaaremissie zijn relatief gezien groter voor stalsystemen met emissiearme vloeren. Dit komt omdat de vloeremissie uitdooft bij afwezigheid van de dieren bij dergelijke stalsystemen. De emissie uit de kelder blijft ongewijzigd. Om de emissiereductie voor weidegang te bepalen voor stalsystemen met emissiearme vloeren, moet vergelijking (1) aangevuld worden met een parameter voor de vloerbijdrage aan de emissie. Op deze manier kan men de reductie voor weidegang berekenen voor verschillende vloer-kelderverhoudingen. Bij een traditionele stal met roostervloer heeft men met het AmmoniakEmissieModel V2.0 berekend dat de vloerbijdrage tot de ammoniakemissie 70% is bij een loopoppervlak van 3.5 m^2 per dier. Hierbij maakt men gebruik van de parameterwaarden van de referentiestal gedefinieerd door de Technische Advies Commissie RAV (TacRav). Op basis van deze info kan vergelijking (1) uitgebreid worden:

Emissiereductie (%) = (2,61/0,70) x vloerbijdrage x (aantal weide-uren per dag) x (aantal weidedagen)/365 (7)

De bijdrage van de vloer bij een emissiearm vloersysteem ligt meestal tussen 85 en 100%. Indien men 90% als referentiewaarde voor vloerbijdrage van emissiearme vloeren neemt, dan wordt een emissiereductie voor beperkt beweiden (10 uren/dag, 175 dagen/jaar) bekomen van 16% (Ogink *et al.*, 2014).

Op basis van geactualiseerde inschattingen zou het aantal weide-uren in Nederland op dit ogenblik gemiddeld 11u zijn en het aantal weide dagen 162 (Ogink *et al.*, 2014). Indien men deze nieuwe cijfers in bovenstaande formules inbrengt, komt men op dezelfde reducties voor beperkte weidegang voor traditionele stalsystemen en emissiearme vloersystemen.

De toepassing van deze maatregel kan geborgd worden op verschillende manieren. De veehouder kan gevraagd worden om een logboek van de beweiding bij te houden. Bijkomend of alternatief, kan gevraagd worden om de geoogste ruwvoederhoeveelheid te registreren en bij te houden (inhoud van graskuilen; ruwvoederstocks in

verzamelaanvraag). Beweiden van aantal ha huiskavel impliceert dat op die weides minder of niet gemaaid zal worden en dus minder ruwvoeder geoogst wordt. Dit kan gecombineerd worden met plaatsbezoeken waarbij mestplakken in de weide en omheining duidelijk indicaties van toegepaste beweiding zijn. In geval geautomatiseerde systemen met koeherkenning bij binnen- en buitengaan van de stal aanwezig zijn, kan het aantal uren weidegang automatisch geregistreerd worden.

Beweiden als managementregel om ammoniakemissie uit stallen te reduceren:

Bij beweiden zijn de stikstof verliezen via urine en faeces grotendeels onveranderd of nemen zelfs toe, maar de routes en vormen van de verliezen veranderen. Er moet dus opgelet worden voor nitraatverliezen via andere routes en mogelijk hogere nitraatuitspoeling.

Daarnaast kan meer weidegang positief zijn voor het imago van de rundveehouderij en een positief effect hebben op het dierenwelzijn.

Het RE-gehalte van gras:

Het RE-gehalte in het gras (bepaald door maaistadium en N-bemesting) en de grasvariëteiten kunnen een belangrijke invloed hebben op de ammoniakemissie. Het eiwit van graslandproducten wordt beter benut naarmate het eiwitgehalte lager is. van Vuuren (1993) berekende dat bij gras met meer dan 15,5% RE, 80% van het eiwit boven een gehalte van 13% verloren gaat. Grasvarianten met een hoog suiker gehalte (Ba11353 variant van *Lolium perenne L.* – raaigras) zouden resulteren in een verbeterde N-efficiëntie en verlaagde urinaire N-concentraties (Moorby *et al.*, 2006) waardoor de winstmarge die gehaald kan worden door meer te beweiden nog groter zou kunnen worden. Verdere rassenstudies zijn nodig om na te gaan hoe deze variant het doet onder onze klimatologische omstandigheden en wat het effect is op N-efficiëntie.

Minder jongvee aanhouden

Jongvee is minder efficiënt in het vastleggen van stikstof dan melkvee. Het houden van minder jongvee kan reeds op moment van vergunningsaanvraag of –toekenning vastgelegd worden. Op die manier behoudt de veehouder zijn aantal productieve dieren, maar zal hij minder vervangingsvee aanhouden. Er zijn drie manieren waarop de veehouder dit in de praktijk kan realiseren.

a. <u>Geen jongvee houden op het betrokken bedrijf door uitbesteden van de jongvee opfok</u>

De stikstofuitstoot veroorzaakt door de jongvee opfok wordt afgewenteld naar een ander bedrijf. Hierdoor daalt de globale N-emissie van de veehouderij niet. Doch dit kan voor 'probleembedrijven' een uitkomst bieden, al dan niet in combinatie met ander maatregelen.

b. <u>Minder jongvee aanhouden door aankoop van extra jongvee</u>

Een veehouder kan op moment van een vergunningsaanvraag beslissen om het aantal stuks jongvee dat wordt aangehouden lager te houden dan wat nodig is om de reforme koeien te vervangen. Door het behouden van een kleiner aantal stuks jongvee kan de eigen genetica wel op het bedrijf behouden worden, wat een groot voordeel is voor de veehouder. Het tekort kan dan aangevuld worden door aankoop van vaarzen of koeien. Hierbij dient wel rekening gehouden te worden met mogelijke ziekte insleep. Geschat wordt dat de N-emissies met 6% afnemen bij daling van 0,70 naar 0,55 eenheden jongvee per melkkoe. Net zoals de vorige maatregelen zal deze maatregel niet bijdragen tot een globale daling van N-emissie in de veehouderij.

c. Minder jongvee aanhouden door in te zetten op langleefbaarheid van de kudde

Het verbeteren van de gezondheid en productie van de kudde resulteert in een verbeterde langleefbaarheid. Dieren dienen minder snel opgeruimd te worden waardoor er minder jongvee nodig is ter vervanging. Analoog aan bovenvermelde maatregel wordt geschat dat de N-emissies met 6% afnemen bij daling van 0,70 naar 0,55 eenheden jongvee per melkkoe. De tools om de langleefbaarheid op een bedrijf te verhogen dienen gezocht te worden in (1) genetische selectie naar gezondere en robuustere koeien, (2) verbetering en optimalisatie van de infrastructuur. Op sommige bedrijven kan het vervangingspercentage verlaagd worden via verbetering van andere aspecten van het bedrijfsmanagement: zoals rantsoenoptimalisatie, droogstandsmanagement, preventieve begeleiding van de diergezondheid (uiergezondheid, klauwgezondheid, vruchtbaarheid, dierziektebestrijding).

5.1.2 Categorie 2 technieken

Aanpassingen aan strooisel bij ingestrooide stallen

De hoeveelheid strooisel, het type strooiselmateriaal en eerder de fysische (absorptiecapaciteit, bulk dichtheid) dan de chemische karakteristieken (pH, kationen uitwisselingscapaciteit en C/N verhouding) beïnvloeden de ammoniakemissie (UNECE, 2014). In een onderzoek van Jeppsson (1999) in een gedeeltelijk ingestrooide jongveestal kon men vaststellen dat de ammoniakemissie van een turf/gehakseld stro bed slechts 43% van de emissie van een bed met lang stro. Door het stro te hakselen kon men ook een ammoniakemissiereductie verwezenlijken. Gilhespy *et al.* (2009) onderzochten of aanbrengen van extra hoeveelheden stro in vleesveestallen de ammoniakemissies konden verminderen. De onderzoekers vonden een reductie van 50% wanneer 33% meer stro (i.e. 4,7 kg stro/dier/dag tov 3,5 kg stro/dier/dag) werd aangebracht over het hele oppervlak. Aanbrengen van nog grotere hoeveelheden stro bracht geen bijkomende reducties teweeg. Het gericht aanbrengen van dezelfde hoeveelheid stro (4,7 kg stro/dier/dag) op vuile gebieden, voornamelijk aan de voedergang en watertroggen, verminderde de emissies met 22% ten opzichte van het breedwerpig aanbrengen.

Een grote bezorgdheid omtrent diep strooisel is dat onvolledige nitrificatie en denitrificatie N_2O en N_2 produceren. Nitrificatie is de oxidatie van TAN in NO_2^- en vervolgens in NO_3^- door nitrificerende bacteriën. Denitrificatie is de reductie van NO_3^- of NO_2^- in inert N2. In stooisel zijn heterogene condities aanwezig met een combinatie van aerobe en anaerobe delen. Daarom kunnen nitrificerende activiteiten aanzienlijk plaatsvinden in aerobe delen en kunnen het geproduceerd NO_3^- en NO_2^- diffunderen naar anaerobe delen alwaar ze gedenitrificeerd worden tot N_2. Daarenboven kunnen onder suboptimale condities, significante hoeveelheden N_2O geproduceerd worden als bijproduct tijdens deze processen (Philippe *et al.*, 2011). Rotz (2004) tabelleert voor de verschillende huisvestingsystemen van runderen, varkens en pluimvee onder welke vorm N algemeen verloren gaat. Daaruit blijkt dat in tegenstelling tot systemen zonder strooisel, deze met strooisel naast NH_3 ook N emitteren onder de vorm van N_2O en N_2, en soms ook NO_3. Bijkomend onderzoek is nodig om het effect van strooisel in specifieke systemen te kunnen inschatten.

5.1.3 Categorie 3 technieken

Droogstandsmanagement

In de praktijk wordt doorgaans vastgehouden aan een droogstandsperiode van rond de 60 dagen. Studies hebben aangetoond dat de lengte van de droogstand kan gereduceerd worden zonder al te veel in te boeten in productie tijdens de volgende lactatie. Omdat bij een kortere droogstand een deel van de melkproductie verschoven wordt van de periode net na het afkalven naar het einde van de lactatie, zou een droogstand van 30 dagen resulteren in een verbeterde metabole gezondheid in de postpartum periode (Gumen *et al.*, 2011; Van Knegsel *et al.*, 2013). De negatieve energiebalans tijdens het begin van de lactatieperiode zou minder groot zijn, met positieve gevolgen voor vruchtbaarheid en diergezondheid. Recent onderzoek in Nederland binnen het Why Dry project (Van Knegsel *et al.*, 2014) en eerdere studies van de Feu *et al.* (2009) en Gumen *et al.* (2005) suggereren dat niet droogzetten van koeien mogelijks een bijkomend positief effect kan hebben op de diergezondheid en langleefbaarheid. Hier is echter nog veel meer onderzoek nodig. De koeien in de recente Nederlandse studie werden slechts 2 lactaties gevolgd, waardoor kennis over langleefbaarheid en uiergezondheid op lange termijn in dergelijk vooruitstrevend droogstandsmanagementsysteem ontbreekt. Daarenboven is ook verder onderzoek nodig naar de ammoniakuitstoot over de volledige lactatie (die dan een lagere piek heeft) om het globaal effect op de emissiefactoren in te schatten.

Verhoging productiviteit (melk, vlees) per dier

Het verhogen van de dierprestaties vergt een verbetering van de genetica van de kudde, een betere kennis van de voedermiddelen en de voederstrategie en een betere voederkwaliteit. Modellen voorspellen dat een gemiddelde melkproductiestijging per dier van 24% mogelijk is over een periode van 2000 tot 2020, wat overeen komt met een verwachte productiestijging van 1% per jaar (Oenema *et al.*, 2009). Productiviteitsverhoging heeft een verlaging van de emissie per eenheid product (per kg melk of per kg vlees) tot gevolg. Voor eenzelfde productie zijn met andere woorden minder dieren nodig en moet minder jongvee aangehouden worden. Op bedrijfsniveau kan productiestijging enkel tot emissiedaling leiding indien de totale bedrijfsproductie niet verhoogt. Wat de melkveehouderij betreft wordt verwacht dat in het post-quotum tijdperk de meeste bedrijven echter uitbreiding van hun bedrijfsproductie zullen nastreven.

Een verbeterde genetica moet niet alleen leiden tot verhoogde productiviteit, maar daarnaast ook diergezondheid en vruchtbaarheid nastreven. Bij vleesvee wordt gestreefd naar een eerste kalving op 2 jaar, wat niet alleen uit economisch, maar ook uit ecologisch standpunt het voordeligst is.

5.2 Varkens

5.2.1 Categorie 1 technieken

Vroeger afleveren vleesvarkens

Op basis van modelberekeningen hebben Aarnink *et al.* (2010) een inschatting gemaakt van het effect van eerder afleveren van vleesvarkens op de ammoniakemissie. Men schat dat deze zou dalen met 19.5% indien afgeleverd wordt op een levend gewicht van 101.5 kg in plaats van 116.5 kg. Volgens de onderzoekers zou dit ongeveer een kost met zich meebrengen van € 22,58/dierplaats/jaar.

5.2.2 Categorie 2 technieken

Aanpassen hoeveelheid en type strooisel

De hoeveelheid strooisel die gebruikt wordt en het type strooisel beïnvloeden de ammoniakemissie (Sommer *et al.*, 2013). Het verdubbelen van het strogebruik zou de ammoniakemissie met 18% kunnen reduceren (Sommer *et al.*, 2013). Jeppsson (1998) vergeleek de ammoniakemissies van vleesvarkens op verschillende strooiselmaterialen. De emissies waren significant lager voor een mengeling van turf en gehakseld stro (10,8 g NH_3/dier/dag) in vergelijking met gehakseld stro (25,1 g NH_3/dier/dag). De emissies bij gebruik van lang stro en de emissies bij gebruik van houtkrullen lagen tussen de emissies gemeten met de mengeling turf en gehakseld stro en het gehakseld stro (19,3 g NH_3/dier/dag) (Sommer *et al.*, 2006b). Het frequenter vervangen van het strooisel uit de stal kan ook leiden tot een reductie van de ammoniakemissie. Hierbij moet men echter opletten dat de niet-geëmitteerde ammoniak niet tijdens de opslagfase vervluchtigt (Sommer *et al.*, 2006b). Blanes-Vidal *et al.* (2008) vergeleken de emissies van 3 types strooiselmateriaal in containertesten. Daaruit bleek dat het gebruik van houtkrullen geen invloed had op de ammoniakemissies in vergelijking met onbehandelde mest (60,3 mg/uur/m^2 tov 56,4 mg/uur/m^2). Het gebruik van maïssilage (43,0 mg/uur/m^2) en stro (3,5 mg/uur/m^2) reduceerde de ammoniakemissies wel significant. De methaanemissies werden door geen van de strooiselmaterialen significant beïnvloed, terwijl het gebruik van stro als enig materiaal verhoogde N_2O emissies gaf. De onderzoekers voerden daarnaast ook een vergelijkende studie uit in een experimentele stal met vleesvarkens. Veranderen van strooiselmateriaal van maïssilage naar stro verhoogde de gemiddelde ammoniakemissies met 32% (van 1,68 naar 2,22 g/uur/warmte producerende eenheid) terwijl de gemiddelde methaanemissies met 45% daalden (van 3,05 naar 1,70 g/uur/warmte producerende eenheid). Het effect van de hoeveelheid strooisel op ammoniakemissies werd onderzocht door Gilhespy *et al.* (2009). Zij bekeken zowel het breedwerpig als gericht aanbrengen van 50% minder, 50% meer en 100% meer stro in compartimenten met vleesvarkens. De referentie bedroeg 4 kg stro/varken/week. Enkel breedwerpig aanbrengen van 100% meer stro (dus 8 kg/varken/week) over het gehele vloeroppervlak reduceerde de ammoniakemissies, en slechts met 18 %. Gericht aanbrengen van extra stro op de plaatsen waar de varkens meer mestten resulteerde dus niet in bijkomende reducties. In een studie van Philippe *et al.* (2007) werd de ammoniakemissie van vleesvarkens gehuisvest op een roostervloer vergeleken met deze op een diep strooiselbed. Hieruit bleek dat voor een zelfde aantal varkens (n = 80) de ammoniakemissies van het strooiselbed meer dan dubbel zo hoog waren als bij de roostervloer (13,1 g/varken/dag vs. 6,2 g/varken/dag). Bij het strooiselbed hadden de dieren wel een groter oppervlakte ter beschikking (19,3 m^2 vs. 12,2 m^2). Zoals eerder aangehaald dient men bij het gebruik van strooisel bedachtzaam zijn op de vorming van andere gassen, zoals N_2O en methaan. Bijkomend onderzoek onder praktijkomstandigheden is nodig om het effect van strooisel beter te kunnen bepalen.

5.2.3 Categorie 3 technieken

Er werden geen maatregelen die in deze categorie behoren teruggevonden.

5.3 Pluimvee

5.3.1 Categorie 1 technieken

Langere leegstand en/of kortere productieperiode

Een emissiefactor wordt bepaald door de gemiddelde emissie per dierplaats per dag te vermenigvuldigen met het aantal dagen per jaar. Bij de meeste emissiefactoren voor de pluimveesoorten werd rekening gehouden met een bepaalde periode van leegstand. Indien men als pluimveebedrijf zou kiezen voor een langere leegstand dan de gemiddelde leegstand die gebruikt werd om de emissiefactor te bepalen, zou men een reductie op de gemiddelde emissiefactor in rekening kunnen brengen. Langere leegstand kan behaald worden door tussen de ronden de stal langer leeg te laten, of door vlugger af te leveren (van Harn *et al.*, 2012).

Bij leghennen blijkt uit berekeningen dat eerder afleveren heel weinig effect heeft op de ammoniakemissie. Door de leegstand tussen twee ronden te verlengen tot 10 weken, wordt een emissiereductie van 10% ingeschat (van Harn *et al.*, 2012) (Tabel 7).

Tabel 7: Reductie van ammoniakemissie bij langere leegstand en kortere productieperiode bij leghennen (Bron: van Harn (2012))

Leegstand tussen 2 ronden (weken)	Productieperiode (incl. 3 wkn opfok)					
	58 wkn[1]		56 wkn		54 wkn	
	Aantal ronden per jaar	Reductie (%)	Aantal ronden per jaar	Reductie (%)	Aantal ronden per jaar	Reductie (%)
3[1]	0,85	0	0,88	0,2	0,91	0,4
4	0,84	1,6	0,87	1,8	0,90	2,1
5	0,83	3,2	0,85	3,4	0,88	3,7
6	0,81	4,7	0,84	5,0	0,87	5,3
7	0,80	6,2	0,83	6,5	0,85	6,9
8	0,79	7,6	0,81	8,0	0,84	8,4
9	0,78	9,0	0,80	9,4	0,83	9,9
10	0,77	10,3	0,79	10,8	0,81	11,3

[1] Deze combinatie is de uitgangssituatie

Aangezien de lijst van ammoniakemissiefactoren voor opfokhennen slechts één systeem bevat die in de praktijk werd bemeten én dit systeem een volièresysteem is, is het volgens van Harn *et al.* (2012) niet mogelijk om het effect van eerder afleveren bij opfokhennen in te schatten. Het is wel mogelijk om het effect van langere leegstand in te schatten. Dit kan men doen door de emissie van 170 gram voor een traditioneel systeem te herleiden tot en emissie per ronde. Men gaat uit van een gangbare leegstand van 3 weken (2,6 ronden per jaar). Bij het verlengen van de leegstand blijft de emissie per ronde gelijk, maar neemt het aantal ronden per jaar af (Tabel 8).

Tabel 8: Reductie van ammoniakemissie bij langere leegstand bij opfok van leghennen in traditionele scharrelhuisvesting (Bron: van Harn (2012))

Leegstand tussen 2 ronden (weken)	Aantal ronden per jaar	Ammoniakemissie (kg/dierpl./jr.)	Reductie (%)
3[1]	2,6	0,170	0%
4	2,5	0,162	4,8%
5	2,4	0,155	9,1%
6	2,3	0,148	13,0%
7	2,2	0,142	16,7%
8	2,1	0,136	20,0%
9	2,0	0,131	23,1%
10	1,9	0,126	25,9%

[1] Deze combinatie is de uitgangssituatie

Bij vleeskippen is de ammoniakemissie sterk afhankelijk van de leeftijd en het gewicht van de dieren. In het begin van de ronde is de ammoniakemissie heel laag. Vanaf dag 14-19, afhankelijk van het seizoen, loopt de ammoniakemissie sterk op (van Harn *et al.*, 2012). Van Harn *et al.* (2012) hebben op basis van drie datasets van emissiemetingen bij traditionele vleeskippenstallen een inschatting gemaakt van de emissiereducties bij langere leegstand of kortere groeiperiode (Tabel 9). Ze hebben drie datasets gekozen waarbij de berekende emissie bij een

gemiddelde lengte van groeiperiode 0,080 kg NH_3/dierplaats/jaar bedroeg. Dit is de emissiefactor voor traditionele stalsystemen voor vleeskippen op de Nederlandse Rav-lijst en in het Vlaamse Mer-richtlijnenboek landbouwdieren.

Tabel 9: Reductie van ammoniakemissie bij langere leegstand en kortere productieperiode bij vleeskippen (Bron: van Harn (2012))

Lengte groei-periode (dagen)	10 dgn leegstand[1]		14 dgn leegstand		16 dgn leegstand		18 dgn leegstand		20 dgn leegstand	
	Ronde n/ jaar	Reduc-tie	Ronde n/ jaar	Reduc-tie	Ronde n/ jaar	Reduc-tie	Ronde n/ jaar	Reduc-tie	Ronde n/ jaar	Reduc-tie
30	9,1	55%	8,3	59%	7,9	61%	7,6	62%	7,3	64%
31	8,9	52%	8,1	56%	7,8	68%	7,4	59%	7,2	61%
32	8,7	48%	7,9	53%	7,6	55%	7,3	56%	7,0	58%
33	8,5	45%	7,8	49%	7,4	51%	7,2	53%	6,9	55%
34	8,3	41%	7,6	46%	7,3	48%	7,0	50%	6,8	52%
35	8,1	37%	7,4	42%	7,2	44%	6,9	47%	6,6	49%
36	7,9	33%	7,3	38%	7,0	41%	6,8	43%	6,5	45%
37	7,8	29%	7,2	34%	6,9	37%	6,6	39%	6,4	41%
38	7,6	25%	7,0	30%	6,8	33%	6,5	35%	6,3	38%
39	7,4	20%	6,9	26%	6,6	29%	6,4	31%	6,2	33%
40	7,3	15%	6,8	21%	6,5	24%	6,3	27%	6,1	29%
41[1]	7,2	0%	6,6	7%	6,4	11%	6,2	14%	6,0	16%

[1] Deze combinatie is de uitgangssituatie

Gebruik van snijmaïs silage als strooisel

De ammoniakvorming is sterk afhankelijk van de pH van de mest en het strooisel. Voedermaatregelen die een verzurend effect hebben op het strooisel hebben daarom een reducerend effect op de ammoniakemissie.

Ingekuilde snijmais heeft ten gevolge van de fermentatie een lage pH. Het gebruik van snijmaïs silage als strooiselmateriaal voor vleeskippen, resulteerde in het onderzoek van Van Harn *et al.* (2009) in een lagere ammoniakemissie. Ten opzichte van houtkrullen, tarwestro en koolzaadstro werden reductie van 49, 58 en 53% opgetekend. Bovendien bleek ook een 19% lagere PM2.5 emissie bij gebruik van snijmaïs silage. Er werd geen effect op de productieresultaten vastgesteld. Er was wel een tendens naar minder voetzoollaesies bij gebruik van snijmais. Het effect van het gebruik van snijmais is toe te schrijven aan het feit dat het een gefermenteerd product is met een lage pH en veel zuurvormende bacteriën.

In een Duits onderzoek werd ook een daling van ammoniakemissie gemeld bij gebruik van dit strooiselmateriaal. Bovendien werd in een ander onderzoek opgemerkt dat de prevalentie van Salmonella werd gereduceerd. Het nadeel van snijmaïs silage is dat het een vochtig product is (35% droge stof). Hierdoor moet het gedroogd worden naar 85 tot 90% droge stof vooraleer de ronde kan starten. Dit brengt extra energiekosten met zich mee. Volgens van Harn en de Jong (2012a) zou dit op een extra stookkost van 20% of 0,9 cent per opgehokt kuiken komen. In een vervolgonderzoek, met indicatieve ammoniakconcentratiemetingen, werden minder grote verschillen in ammoniakemissie gevonden. Het vermoeden bestaat dat dit komt omdat in dit onderzoek het snijmaissilage gedroogd werd vooraleer aan te brengen in de stal.

Snijmaïs silage zou goedkoper zijn dan houtkrullen, nl. €42,50 per ton in vergelijking met €190 per ton. Indien men per vierkante meter 1,75 kg strooisel zou gebruiken, zou de besparing in vergelijking met het gebruik van houtkrullen 11,5 cent/m^2 of 0,5 cent/kuiken bedragen. De extra kosten om het strooisel droog te stoken kan dus met dit bedrag in vermindering worden gebracht. Netto zou het gebruik van snijmaissilage 0,4 cent extra/opgehokt kuiken bedragen.

Er is bijkomend onderzoek nodig op praktijkbedrijven om de randvoorwaarden bij deze maatregel die noodzakelijk zijn om de hoge reducties te verkrijgen verder uit te werken.

Een Nederlandse stoppersmaatregel:

Snijmaïs silage als strooisel (vleeskuikens)

Op de Nederlandse stopperslijst staat het gebruik van verse snijmais als strooisel bij vleeskippen opgelijst (zie infokader bij 4.2.1) (AAV 2012.23). Indien men per ronde minimaal 1,5 kg snijmaïs silage (35-40% droge stof) aanbrengt per m^2 bruikbaar oppervlak, kan men een emissiereductie van 40% in rekening brengen.

5.3.2 Categorie 2 technieken

Overgang van één-leeftijdensysteem naar twee-leeftijdensysteem (ingestrooide stallen)

Bij een twee-leeftijdensysteem heeft men een opfokstal en een afmeststal. Na de opfokperiode, die afhankelijk van de diersoort 2 tot 5 weken kan duren, verplaatst men de dieren van de kleine opfokstal naar de grotere afmeststal met vers strooisel. Volgens van Harn *et al.* (2012) kan men hierdoor verwachten dat het een tijd duurt vooraleer de ammoniakvorming terug op gang komt. Een bijkomende reducerend effect mag volgens de auteurs verwacht worden uit het feit dat de dieren in de opfokstal een kleiner aantal vierkante meter ter beschikking hebben in vergelijking met het één-leeftijdensysteem. In een studie van Wever en Hol (1999) naar huisvestingsystemen bij vleeseenden was de ammoniakemissie per afgeleverde eend bij het twee-leeftijdensysteem ongeveer 12% lager dan bij het all-in/all-out systeem. Tot nu toe zijn er geen metingen bekend waaruit de reductie in ammoniakemissie bepaald kan worden voor andere soorten pluimvee.

Vanuit hygiënische overwegingen en gezien de geringere arbeidsbehoefte geniet het all-in/all-out principe echter de voorkeur (van Harn *et al.*, 2012). All-in/all-out bedrijven met enkel dieren van dezelfde leeftijd die op het zelfde moment opgezet en geladen worden beperken het aantal bezoeken door externen op het bedrijf. Uitladen is daarenboven een zeer hoge risicofactor voor Salmonellabestrijding vanwege de stress die ermee gepaard gaat. Alle stallen staan eveneens tegelijkertijd leeg en kunnen tegelijkertijd gereinigd en ontsmet worden. Het all-in/all-out principe is dan ook als hygiënemaatregel opgenomen in het Algemeen Salmonella Actieplan Pluimvee (Pierré, 2013).

Turf of vlaslemen gebruiken als strooisel

Door het groot absorberend vermogen, de lagere pH en de hoge C/N verhouding heeft turf als strooiselmateriaal de capaciteit om de ammoniakemissie te reduceren. Een grondig onderzoek hieromtrent werd echter niet terug gevonden. Ook vlaslemen, een restproduct uit de vlasindustrie, zou gezien zijn groot absorberend vermogen kunnen gebruikt worden als strooiselmateriaal. In een onderzoek van het Proefbedrijf Pluimveehouderij werden geen duidelijke verschillen waargenomen tussen strooiselkwaliteit van vlaslemen en houtkrullen, hoewel op een bepaald moment tijdens de proef het aandeel voetzoolaantastingen hoger lag bij vlaslemen (De Baere, 2013). De effecten op ammoniakreductie werden zover de auteurs konden vaststellen enkel onderzocht in een labo-studie van Nimenya *et al.* (2000). Daarin werd in 2 labo-experimenten gekeken naar de adsorptie van ammonium en nitraat en de vervluchtiging van ammoniak bij verschillende types strooisel, namelijk tarwestro, vlasstro (Equi-lin®), zeolieten, sparrenzaagsel, en beukenzaagsel. Uit de resultaten bleek dat ammoniumadsorptie plaatsvond bij de verschillende strooiseltypes, behalve bij beukenzaagsel. Voornamelijk tarwestro en vlasstro vertoonden uitgesproken absorberende effecten en reduceerden ammoniakvervluchtiging significant.

Toevoegingen organische zuren aan drinkwater

Volgens van Harn *et al.* (2012) kunnen toevoegingen van organische zuren aan het drinkwater van pluimvee leiden tot lagere wateropname en drogere mest, en bijgevolg tot een mogelijke reductie in ammoniakemissie uit deze mest. Een rechtstreeks effect van de zuren op de ammoniakemissie zou niet plaatsvinden, omdat de zuren snel afgebroken worden in het lichaam en hierdoor niet in het strooisel terecht komen. De auteurs verwijzen naar een

Duits onderzoek eind jaren 1990 rond de toevoeging van algenextracten aan het voer en het drinkwater. In dit onderzoek werden reducties van 20,5 tot 51,4% vastgesteld. Bijkomend onderzoek is nodig om deze reductietechniek verder uit te werken en een emissiereductie vast te stellen.

Gebruik van strooiseladditieven

Vooral in de USA werd veel onderzoek verricht naar het gebruik van strooiseladditieven om ammoniakemissie te reduceren. Volgens van Harn *et al.* (2012) zijn de meest perspectiefvolle additieven aluminiumsulfaat, aluminiumchloride, ijzersulfaat en ammoniak-absorberende stoffen zoals zeolieten en actief kool. Een overzicht van de onderzoeken die hierrond werden uitgevoerd is te vinden in van Harn *et al.* (2012). De auteurs wijzen erop dat bijkomend onderzoek nodig is omtrent de werking van deze additieven onder Nederlandse omstandigheden.

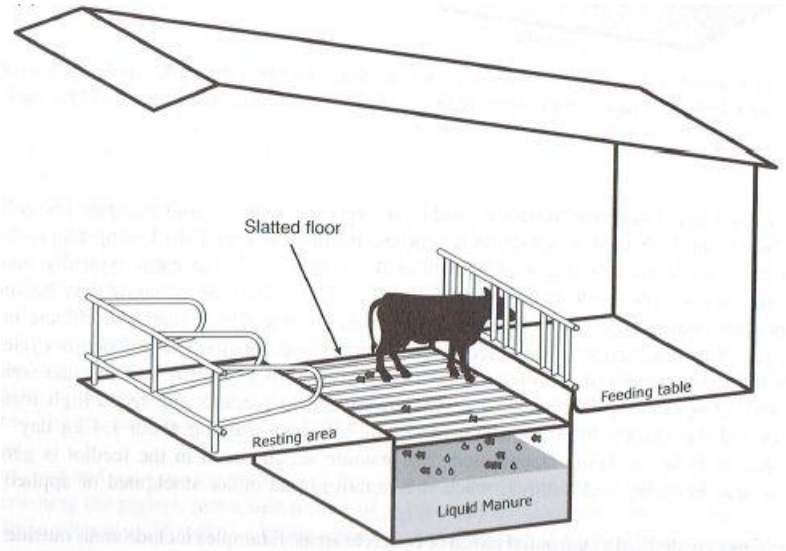
5.3.3 Categorie 3 technieken

Er werden geen maatregelen die in deze categorie behoren teruggevonden.

6 Staltechnieken

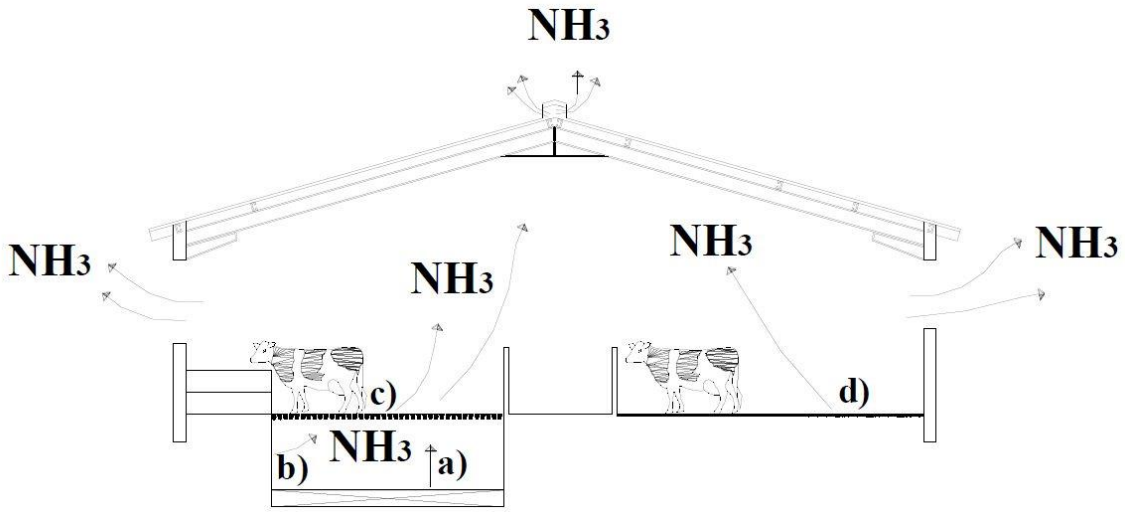
6.1 Melk- en vleesvee

In Vlaanderen is melkvee hoofdzakelijk gehuisvest in ligboxstallen (Van Gansbeke *et al.*, 2012) (Figuur 6).



Figuur 6: Schematische voorstelling van melkveestal (bron: Sommer *et al.* (2013), overgenomen met toestemming van SDU)

De bronnen van ammoniakemissie in melkveestallen zijn a) het mestoppervlak in het mestkanaal, b) de muren in het mestkanaal bevuild met mest, c) de roostervloer bevuild met mest en d) de vaste vloer bevuild met mest (Figuur 7). De hoeveelheid ammoniak die vrij komt van elk oppervlak wordt bepaald door de transport weerstand. In het onderzoek van Schiefler (2013) wordt een overzicht geboden van de variabelen die het niveau van emissies in en rond een melkveestal kunnen beïnvloeden (Tabel 10).



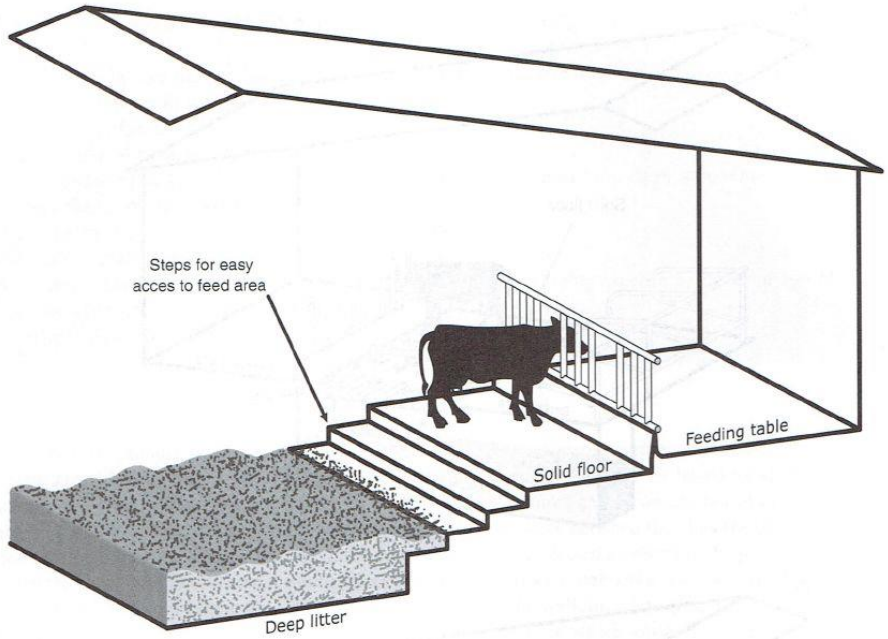
Figuur 7: Conceptueel model van ammoniak transportprocessen in een melkveestal (bron: Pereira & Trindada (2014) en Sommer *et al.* (2006b), overgenomen met toestemming van SDU)

Tabel 10: Variabelen die het niveau van emissies uit melkveestallen kunnen beïnvloeden (bron: Schiefler (2013))

Dier	Voeder	Blootstelling van stal	Stalconstructie	Mestverwijderings-systeem	Mestopslag
Gewicht	Voederratio	Klimaat	Ventilatiesysteem	Vloerontwerp	In of buiten stal
Melkgift	Voederinname	Min./max. temperaturen	Interne windsnelheid	Reinigingsfrequentie	Overdekt of open
Lactatiedag	Additieven	Windrichting en -snelheid	Emitterend oppervlak per koe	Reinigingsintensiteit	Oppervlakte
Individuele voederconversieratio	Voedermanagement (bv. begrazing)	Vochtigheid		Additieven	Korstvorming
Ras					Additieven
Activiteit					Management mengmest

Vleesvee is in Vlaanderen hoofdzakelijk gehuisvest in gedeeltelijk ingestrooide stallen (Figuur 8). Het strooisel in deze stallen heeft op verschillende manieren invloed op de ammoniakemissies (Sommer *et al.*, 2013):

a) Urine infiltreert in het strooisel waardoor het contactoppervlakte met de lucht verkleint
b) Diep strooisel heeft een hoge oppervlakteruwheid waardoor de luchtsnelheid boven het strooiselbed lager is
c) De aanwezigheid van biologisch materiaal stimuleert de omzetting van stikstof door oxidatie van de TAN of door immobilisatie van anorganische N waardoor er organische N wordt geproduceerd



Figuur 8: Schematische voorstelling van een vleesveestal (bron: Sommer *et al.* (2013), overgenomen met toestemming van SDU)

Via de volgende principes kan de ammoniakemissie uit melk- en vleesveestallen gereduceerd worden (UNECE, 2014):

- daling van met mest bevuild oppervlak
- absorptie en adsorptie door strooisel
- versnelde afvoer van urine, vlugge scheiding van faeces en urine
- verlaagde luchtsnelheid en temperatuur boven mest (uitzondering hierop is drogen van mest)
- temperatuurdaling in mest
- meer begrazing
- luchtwassing

In het UNECE rapport (UNECE, 2014) wordt benadrukt dat het belangrijk is om na de reductie van de ammoniakemissie in de melkvee of vleesveestal ook maatregelen te nemen om bij de nakomende handelingen (opslag en mestuitspreiding) de ammoniakverliezen te beperken. Dit om de kosten die gemaakt worden om de ammoniakemissies in de stal te reduceren, voor een deel terug te kunnen winnen door meeropbrengsten op het veld na bemesting.

6.1.1 Categorie 1 technieken

Loopvloermanagement en emissiereducerende vloeren

Verschillende studies hebben aangetoond dat het vloerontwerp een grote invloed heeft op de ammoniakemissies uit melkveestallen (Braam *et al.*, 1997a; Braam *et al.*, 1997b; Morsing *et al.*, 2008; Pereira *et al.*, 2011; Schiefler, 2013; Swierstra *et al.*, 2001; Zhang *et al.*, 2005). Binnen het demoproject 'Goed GeRUND' werden recent door het Innovatiesteunpunt 2 brochures uitgewerkt waarin verscheidene emissiearme vloeren in detail beschreven worden naar emissiereducties, werking, kostprijs en praktische implicaties (Bossin, 2015; Leirs & Bossin, 2016).

Swierstra *et al.* (1995) vergeleken een roostervloer zonder extra bovenlaag (referentie), een roostervloer met extra bovenlaag, een dichte hellende betonvloer (3°) zonder extra bovenlaag en een dichte hellende betonvloer (3°) met extra bovenlaag. De bovenlaag bestond uit een epoxy beton afwerking. De systemen waren uitgerust met een mestschuif. Uit de resultaten bleek dat de extra bovenlaag op de roostervloer geen emissiereducties teweegbracht. Mogelijks zorgde de afwerking voor een minder snelle afvoer van de urine. De dichte vloeren met en zonder afwerking behaalden respectievelijk reducties van 52% en 48% ten opzichte van de referentie.

In het onderzoek van Braam *et al.* (1997a) werd een traditionele roostervloer vergeleken met twee dichte vloersystemen. Eén van de dichte vloeren was hellend uitgevoerd (3%) naar een urinegoot, de andere was niet hellend uitgevoerd. Beide vloeren waren uitgerust met een schraper die, afhankelijk van het experiment, 12 of 96 keren per dag werd gebruikt. De niet hellende dichte vloer had een vergelijkbare emissie als de traditionele roostervloer, terwijl de hellende dichte vloer een reductie realiseerde van 21% met een laagste frequentie van schrapen (12 keer per dag). Het verhogen van de frequentie van het schrapen had slechts een bijkomend reducerend effect van 5%.

Op de Nederlandse RAV-lijst staan verschillende uitvoeringen van een hellende dichte vloer genoteerd (A 1.2, A 1.3 en A 1.4), al dan niet in combinatie met een sproei-installatie (A 1.2 en A 1.4). van Dooren en Smits (2007) merken op dat de beloopbaarheid van deze systemen onvoldoende gewaarborgd is. De vloeren zouden vooral in de zomer glad worden als gevolg van het opdrogen van een dun laagje mest na schuiven. Volgens Ogink *et al.* (2014) zijn de systemen A 1.2, A 1.3, A 1.4 én A 1.5, dit is een loopstal met sleufvloer en mestschuif, verouderde systemen. De systemen A 1.6, A 1.7 en A 1.8 zijn vernieuwde versies van de systemen A 1.3, A 1.4 en A 1.5. De nieuwe systemen zouden qua beloopbaarheid beter zijn dan de initiële systemen.

Swierstra *et al.* (2001) onderzochten een prefab betonnen vloer met groeven en een mestschraper in een melkveestal. De urine werd via de groeven en door perforaties in deze groeven afgevoerd. De vloer werd getest in een mechanisch geventileerd compartiment. Ter controle werd een traditionele roostervloer getest in een ander compartiment. Indien de perforaties afgesloten werden, werd een ammoniakemissiereductie van 35% behaald. Bij geopende perforaties werd een reductie van 46% gehaald.

In het onderzoek van Zhang *et al.* (2005) in Denemarken werden 9 verschillende melkveestallen bemeten tussen augustus 2002 en december 2003 (Tabel 11 en Figuur 9). De auteurs benadrukken dat de methode waarmee het ventilatiedebiet werd ingeschat om de uiteindelijke emissie te bepalen, nl. de CO_2-balansmethode, een grote onzekerheid met zich meebrengt. Men besluit dat het echter de best beschikbare methode op dat moment was. In stal 1 die uitgerust is met een vaste vloer en een deltaschraper was de ammoniakemissie relatief hoog, zowel gedurende de warme als de koude periode. De hoge emissie werd toegeschreven aan de oneffenheden in de betonvloer die ter plaatse gegoten was. In deze oneffenheden blijft de urine staan in plassen, wat leidt tot extra emissies. In stal 2 was de vaste vloer aangelegd onder een helling naar een drainage toe. Dit zorgt ervoor dat de urine vrij snel afloopt. In stal 3 en stal 4 was de vloer gemaakt uit prefab betonelementen. Zowel drainage als schraper werden toegepast in deze stallen. De emissies waren laag en stegen niet sterk bij een stijging van de temperatuur.

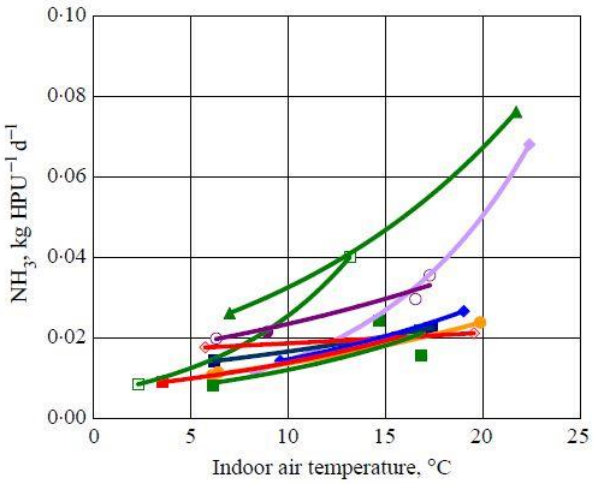


Fig. 4. Average NH_3 emission rates for buildings 1–9 over the measurement period: ▲, 1 solid concrete floor, delta scraper; ■, 2 hot rolled asphalt, scraper and polyflex drain; ●, 3 pre-manufactured concrete elements (Grooves), scraper and drain; ■, 4 pre-manufactured concrete elements (profiles); scraper and drain; ◆, 5 slatted floor, scraper in 40 cm channel; ◆, 6 slatted floor, back flushing; □, 7a slatted floor, circulation, without acid; ■, 7b slatted floor, circulation, with acid; ◇, 8 circulation, scraper on slatted floor; ○, 9a slatted floor, circulation, without additive; ●, 9b slatted floor, circulation, with additive

Figuur 9: Ammoniakemissie uit melkveestallen met verschillende vloertypes (Bron: Zhang *et al.* (2005))

Stal 5 en stal 6 bevatten beiden een roostervloer. In stal 5 was het mestkanaal uitgerust met een mestschraper, stal 6 met terugspoeling. Bij de lage temperaturen was er geen verschil in emissies te zien. Bij de hoge temperaturen waren de emissies van stal 6 ongeveer 5 keer hoger dan van stal 5.

In stal 7, uitgerust met een mestcirculatiekanaal, werd het effect van de toevoeging van zuur uitgetest. Zonder toevoeging van zuur, steeg de emissie met een factor 4 bij 13°C in vergelijking met de emissie bij 2°C. Wanneer men zuur toevoegde aan de mest, was het temperatuureffect klein.

In stal 8 zorgde een schraper voor de verwijdering van mest van de roostervloer. Dit resulteerde in lage emissies die bijna onafhankelijk van de temperatuur waren.

Het effect van een additief werd getest in stal 9, uitgerust met roostervloer en circulatie. Zonder het additief was de ammoniakemissie vrij hoog bij lage temperaturen. Het effect van de temperatuur op de emissies was gematigd. Er was te weinig data beschikbaar bij gebruik van het additief om hierover conclusies te trekken.

De auteurs besluiten dat voor stallen met een dichte vloer, het gebruik van een gladde vloer die afhelt en gereinigd wordt met een schraper leidt tot lagere emissies. Voor stallen met een roostervloer kan de emissie beperkt worden door gebruik te maken van een schraper op de rooster of in de put, of door de behandeling van de mest met zuur. Door het beperkt aantal meetdagen en de onzekerheid op de ventilatiedebietbepalingen was het volgens de auteurs echter niet mogelijk om reducties te koppelen aan de verschillende technieken.

Tabel 11: Overzicht van eigenschappen van bemeten melkveestallen met verschillende vloertypes in Deens onderzoek van Zhang *et al.* (2005)

Gebouw-nummer	Vloertype	Mestverwijderings-systeem	Lengte (m)	Breedte (m)	Muurhoogte (m)	Helling dak (°)
1	Vaste betonvloer	Delta schraper	67,4	33,8	3,5	20
2	Warm gerolde asfalt (hellend)	Schraper en drainage	84	27,3	3,6	20
3	Prefab betonnen elementen (groeven)	Schraper en drainage	56,2	36	3,0	20
4	Prefab betonnen elementen (profielen)	Schraper en drainage	71	34,1	3,6	20
5	Roostervloer	Kanaalschraper (kanaal 40 cm diep)	81,9	36,2	4,3	20
6	Roostervloer	Terugspoeling	96	16	2,6	20
7	Roostervloer	Circulatie met en zonder zuur	45,9	26,6	3,4	20
8	Roostervloer	Circulatie en schaper op rooster	54	29,3	3,0	25
9	Roostervloer	Circulatie met en zonder additief	60	33,4	3,6	25

Recent werd in Duitsland onderzoek verricht naar de ammoniakemissie uit een nieuwbouw melkveestal gelokaliseerd in Noordrijn-Westfalen op het landbouwcentrum Haus Riswick (Schiefler, 2013). Deze stal, waarin 144 koeien gehuisvest kunnen worden, werd ingedeeld in drie delen met behulp van een folie (Figuur 10). Per koe was een oppervlakte beschikbaar van 10 m^2, waarvan 7 m^{22}als loopruimte en de overige oppervlakte als lig- en voederruimte. Het betreft een stal met natuurlijke dwarsventilatie. Het gebouw bevat geen muren aan de lange zijden van het gebouw. Er zijn wel gordijnen aan de westzijde van het dak gemonteerd die, indien noodzakelijk, gesloten kunnen worden. De eerste en tweede sectie bevatten een roostervloer en een gezamenlijke mestput én een robotsysteem voor een automatische waterreiniging van de roostervloer. Deze robot werkt continu en reinigt de roostervloer ten minste 4 keer per dag (Joz Tech JT100, Joz B.V., Nederland). De mest in de put wordt twee keer per dag gedurende 30 minuten gemengd met behulp van een mixer bevestigd aan de gevelmuur die grenst aan sectie 1. Dit resulteert in een goede menging van de mest onder sectie 1 en een minder sterke menging van de mest

onder sectie 2. Sectie 3 is voorzien van een dichte vloer met een mestschraper en een externe afvoer met een voortank en een externe opslagtank. De vaste vloer wordt 20 keer per dag gereinigd (1 maal per uur, uitgezonderd 4 keer verdeeld over de dag) met behulp van vier kabelgetrokken schrapers.

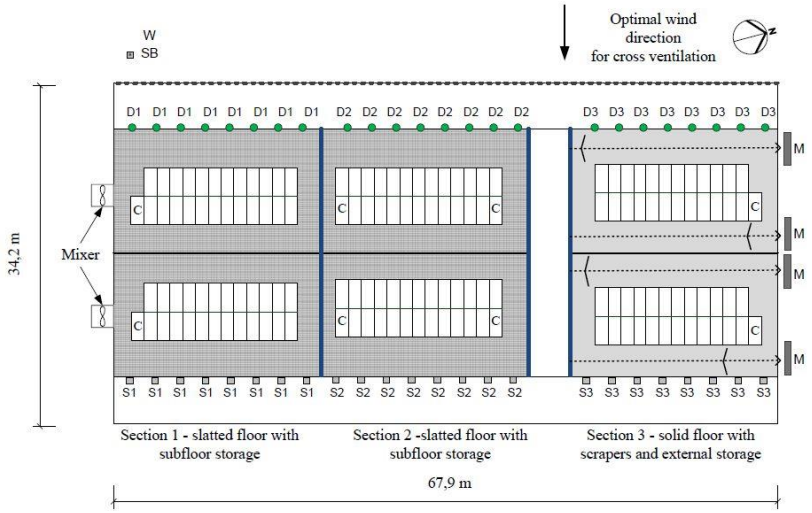
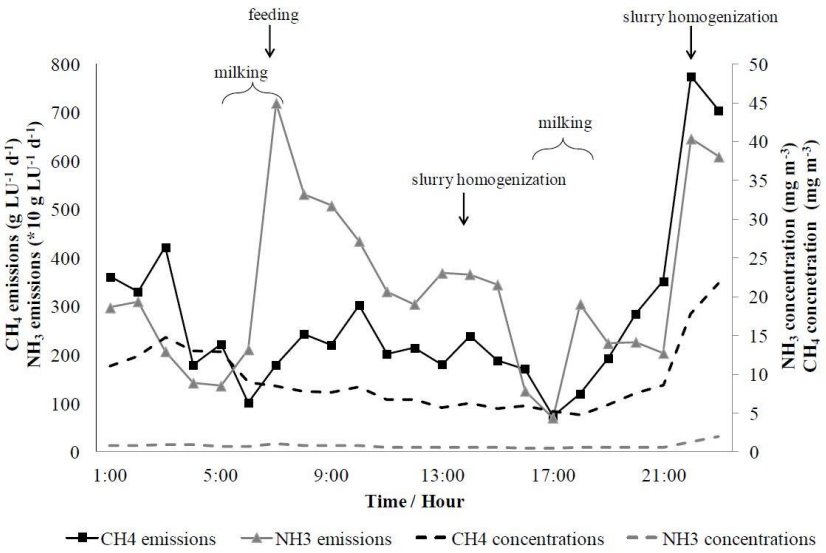


Figure 1.1 Layout of the dairy cattle building, where C represents concentrate feeder, M external manure shaft, S1–3 sampling points for exhaust air, SB sampling background, W location of weather station, D1–3 tracer gas dosing points

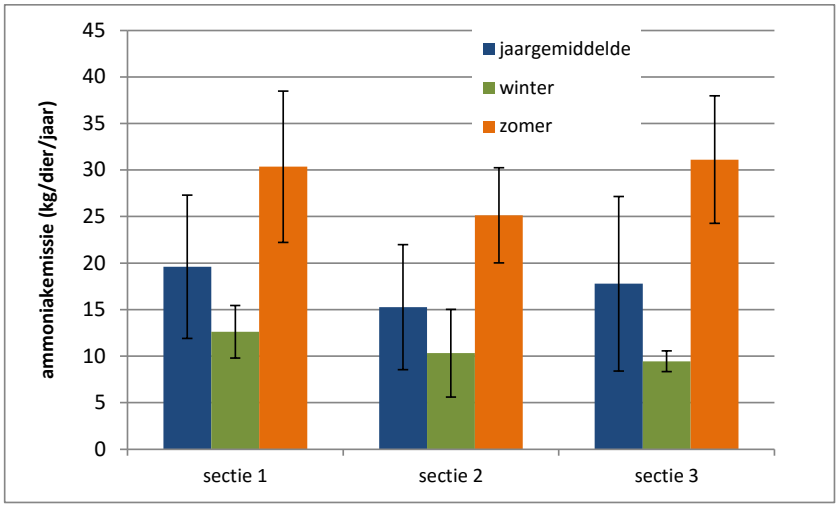
Figuur 10: Schema van melkveestal in Duitsland waarin emissieonderzoek werd verricht (bron: Schiefler (2013))

De gasconcentraties werden bemeten in de uitgaande lucht van elke sectie door een mengstaal te nemen op 8 plaatsen per sectie, op 4 m hoogte boven de vloer. De gemeten gasconcentraties (CH_4, NH_3 en CO_2) varieerden sterk gedurende de dag (Figuur 11). De ammoniakconcentraties stegen onmiddellijk na het melken, wanneer de koeien terug in de stal kwamen. Vooral in de ochtend steeg de ammoniakemissie na voederen.



Figuur 11: Typische concentraties en emissies van CH_4 en NH_3 gedurende een dag (24/05/2011) (bron: Schiefler (2013)).

In het Duitse onderzoek werden de emissies van de melkveestal gemeten gedurende een jaar. De ventilatiedebieten werden bij open gordijnen bepaald met een model, in de andere gevallen werd de CO_2-balansmethode gebruikt. Gemiddeld werd de laagste emissie gevonden in sectie 2 die uitgerust is met een roostervloer en waarbij de menging van de mest beperkt is. De hoogste emissie werd gevonden in de eerste sectie waarbij een roostervloer aanwezig is en de mest sterk gemengd wordt. De dichte vloer leidde tot een emissie die tussen de emissie van de twee roostervloeren lag (Figuur 12).



Figuur 12: Ammoniakemissie (kg/dier/jaar) gemeten in verschillende secties van een melkveestal. Sectie 1: roostervloer en intensieve menging mest, sectie 2: roostervloer en weinig menging mest, sectie 3: dichte vloer met mestschraper (bron data: Schiefler (2013))

Emissiearme vloeren

Op basis van voorgenoemde onderzoeken kan gesteld worden dat het ontwerp van de vloer, de uitvoering en de werking van de eventueel aanwezige schrapers, mestschuiven en mestrobots, een grote invloed hebben op de emissie van de stal. De efficiëntie waarmee de mest verwijderd wordt is van groot belang. Het is daarom niet mogelijk om een standaard emissiearme vloer te bepalen en voor te schrijven. Het is belangrijk dat een dergelijke vloer in de praktijk bemeten wordt en dat op basis van deze metingen een correcte reductie wordt toegekend.

In Nederland zijn er op dit ogenblik 25 emissiereducerende vloersystemen wettelijk erkend, met een definitieve of een voorlopige emissiefactor. Wat meer achtergrondinformatie omtrent deze systemen is terug te vinden in Bijlage 1.

Roosters en vloeren reinigen met water

Door met een mestrobot of een vaste installatie water te spuiten over de rooster of de dichte vloer wordt de urine verdund en weggespoeld én kan een reductie in ammoniakemissie behaald worden (Monteny & Erisman, 1998). In een onderzoek van Ogink & Kroodsma (1996) werd het effect van het spuiten van water en een formaldehyde oplossing (40% op gewichtsbasis) op de ammoniakemissie van een roostervloer getest. De experimenten werden uitgevoerd in een proefstal van het toenmalige IMAG-DLO. Deze proefstal werd mechanisch geventileerd. Op het ogenblik van de experimenten verbleven er niet-lacterende koeien in de stal. Een reductie van ammoniakemissie van de roostervloer van 14% werd gehaald door na passage van de mestschraper (elke 2 uur) te spoelen met water (20 l/koe/dag). Deze reductie werd gerealiseerd ten opzichte van de referentie (geen schraper en geen water). Door formaldehyde toe te voegen aan het water werd een emissiereductie van 50% gehaald. De auteurs besluiten dat deze reducerende techniek verder op punt moet worden gesteld met het oog op de reductie van watergebruik. Ook de gezondheids- en veiligheidsrisico's moeten ingeschat worden vooraleer het gebruik van formaldehyde kan aangeraden worden.

In Nederlands onderzoek uit de jaren '90 werd een reductie in ammoniakemissie van 65% gevonden ten opzichte van een roostervloer door een V-vormige vaste vloer te schrapen en te bespuiten met water aan 6 l/koe/dag en dit om de twee uur (Monteny & Erisman, 1998). Ten opzichte van een dichte vloer met gebruik van een mestschuif, kon een emissiereductie van 34% gerealiseerd worden door na het schrapen water te verspuiten aan 50 l/koe/dag. Het verhogen van de frequentie van het schrapen en verspuiten van water had geen effect op de emissiereductie. Door het waterverbruik te verlagen naar 28 l/koe/dag na schrapen om het uur, slonk de emissiereductie tot 14% ten opzichte van een dichte vloer zonder schraper en zonder verspuiten van water. In tegenstelling tot bij roostervloeren, blijkt het gebruikte volume water een invloed te hebben op de gerealiseerde ammoniakreductie bij V-vormige vaste vloeren (Monteny & Erisman, 1998). De frequentie van het vernevelen en de hoeveelheid water die gebruikt wordt zal de grootte van de emissiereductie bepalen.

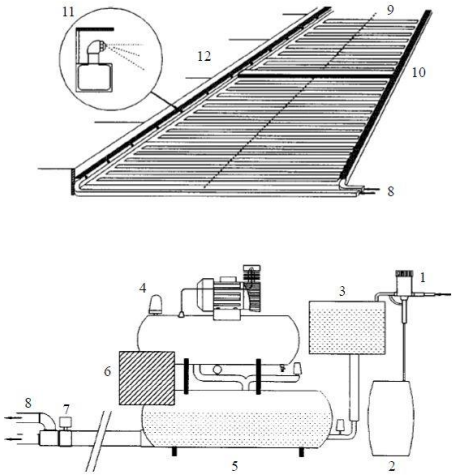


Fig. 2. Equipment for scraping and flushing of the floor and dosage installation for formalin; (1) dosage unit, (2) formalin solution, (3) tank with diluted formalin, (4) compressor, (5) pressure tank, (6) control equipment, (7) pneumatic valve, (8) flushing pipes with nozzles, (9) slats, (10) scraper, (11) cross section of flushing pipe with nozzle, (12) cubicle area

Figuur 13: Installatie om water en formaldehyde oplossing te vernevelen op roostervloer in melkveestal (bron: Ogink & Kroodsma (1996))

In Nederland bestaat er een wettelijke erkenning voor een spoelsysteem, zowel in combinatie met een hellende vloer met giergoot als met een roostervloer (A 1.2), met bijhorende reductie van 21% (EF: 8,6 kg NH_3/dierplaats/jaar bij permanent opstallen en 7,5 kg NH_3/dierplaats/jaar bij beweiden). De sproei-inrichting kan zowel centraal boven de loopvloer (en vee) worden geplaatst als aan weerszijden net boven de loopvloer. De sproei-installatie moet dagelijks 10 l water per m^{2^2} vloeroppervlakte of 35 l/koe/dag egaal over de vloer sproeien. Zowel de mestschuif als de sproei-installatie dient om de twee uur te werken (12 keer daags). Een tijdsklok moet voor de aansturing zorgen. Een watermeter in de sproeileiding is vereist, zodat het waterverbruik gecontroleerd kan worden. Het omschreven systeem is volgens Ogink *et al.* (2014) een verouderd systeem, waarbij de kans bestaat dat de beloopbaarheid van de dichte vloer minder goed is dan deze van de roostervloer.

Er zijn op dit ogenblik al systemen op de markt die gebruikt worden om de roosters te spoelen met water. Deze sproeisystemen zijn gecombineerd met mestschuiven of mestrobots. Een voordeel van deze systemen is de betere hygiëne in de stal. De klauwen en het ligbed zouden namelijk schoner blijven. Daarnaast zouden ook het aantal vliegen en insecten kunnen afnemen (Smits *et al.*, 2013). Sproeien brengt echter directe kosten mee voor het water en indirecte kosten voor extra mestopslag en grotere hoeveelheden uit te rijden mest. Deze nadelen zouden verminderd kunnen worden door het sproeien afhankelijk te maken van de temperatuur in de stal én de aanwezigheid van de dieren. Onderzoek is nodig om deze techniek verder te optimaliseren.

Aanzuren van mest

Bij constante temperatuur bepaalt de pH het evenwicht tussen NH_4^+ en NH_3 in waterige systemen. Een lagere pH leidt tot minder NH_3 en meer NH_4^+ en bijgevolg tot minder vervluchtiging van NH_3. De grootste stijging in ammoniakemissie grijpt plaats tussen een pH van 7 en 10. Wanneer de pH onder 7 daalt, begint de ammoniakemissie te dalen. Het aanzuren van mest is dus een voor de hand liggende en, in theorie, een zeer effectieve reducerende techniek (van Dooren & Smits, 2007). In het verleden werden reeds verschillende onderzoeken uitgevoerd naar het effect van aangezuurde mest op ammoniakconcentraties. Een overzicht hiervan is te vinden in het rapport van Bussink & van Rotterdam-Los (2011). Er zijn verschillende types van additieven die de pH in de mest kunnen reduceren, nl. sterke anorganische zuren (zwavelzuur, salpeterzuur en zoutzuur), zwakke organische zuren (melkzuur, azijnzuur) en zouten met aanzurend effect (calciumchloride). Een andere mogelijkheid om mest aan te zuren is het enten of stimuleren van micro-organismen die organische zuren zoals melkzuur of azijnzuur produceren. De ontwikkeling van deze micro-organismen kan gestimuleerd worden door een makkelijk afbreekbare koolstofbron toe te voegen (Bussink & van Rotterdam-Los, 2011).

In het desktop-onderzoek van Bussink & van Rotterdam-Los (2011) worden de voor- en nadelen van het aanzuren van mest opgelijst:

Voordelen:

- Er is niet enkel een reductie van ammoniakemissie uit de stal, maar ook bij mestopslag en mesttoediening (ketenaanpak).
- De aangezuurde mest heeft een hoger N-gehalte en een betere mestwaarde ten opzichte van onbehandelde mest waardoor de kunstmestgift kan worden verlaagd.
- Het aanzuren van mest leidt ook tot een sterke reductie van methaanemissie uit de mest.

Nadelen:

- Het gebruik van anorganische zuren op een landbouwbedrijf verhoogt het risico op calamiteiten.
- De gebruikte zuren kunnen een nadelig effect hebben op het milieu na toediening op het land.
- De productie van anorganische zuren belast het milieu.
- Door toepassing van aangezuurde mest zal extra bekalkt moeten worden om de pH van de bodem op een goed peil te houden.

De auteurs geven als mogelijke nadelen bij de praktische uitvoering ook aan dat het moeilijk kan zijn om de mest homogeen te mengen en om schuimvorming te voorkomen. Deze problemen zouden echter bij de nieuwe systemen verholpen zijn (Bussink & van Rotterdam-Los, 2011).

In Denemarken is de aanzuringstechniek aanvaard als emissiereducerende techniek voor varkens en rundveestallen. Op de lijst van erkende emissiereducerende technieken van de Danish Environmental Protection Agency[2] staan twee merken van mestaanzuringssystemen voor rundveestallen met een voorlopige toelating en bijhorende reductie van 50%. Bij deze systemen wordt een deel van de mest onder de rooster dagelijks uit de stal gehaald om, met behulp van zwavelzuur, aan te zuren tot een pH van 5.5. Een deel van de aangezuurde mest wordt terug naar de stal gestuurd en het overige deel dat overeenkomt met de mestproductie per dag wordt naar een opslagtank buiten de stal getransporteerd. De investeringskost voor een dergelijk systeem zou rond €75.000 liggen (persoonlijke communicatie).

In de deskstudie van het Nutriënten Management Instituut (NMI) werd o.a. de Deense Infarm technologie bestudeerd (Bussink & van Rotterdam-Los, 2011). De potentiële nadelen van het gebruik van zwavelzuur worden hierin als volgt opgesomd:

- Er wordt meer S op het land gebracht dan de behoefte van het gewas. Dit kan leiden tot te hoge S gehalten in de bodem en kans tot verhoging van sulfaatgehalten in grondwater. Een hoog gehalte van S zou ook de voorziening van spoorelementen van rundvee nadelig beïnvloeden.
- De kans dat beton van vloeren onder dichte kelders, kanalen en opslagtanks aangetast worden door het zuur. Dit zou voor nieuwe betonsoorten met hoog vliegasgehalte geen probleem zijn.
- Kans op vorming van vluchtige vetzuren zoals boterzuur en vluchtige zwavelverbindingen. Dit moet nog verder onderzocht worden. In de studie van Kai *et al.* (2008) werd geen significant verschil in geur tussen onbehandelde en aangezuurde varkensmest gevonden.
- De kans op productie van giftig H_2S gas. In de studie van Ottoson *et al.* (2009) zou geen toename van de productie van vrije sulfides gevonden zijn, na aanzuren met zwavelzuur tot een pH van 5,5.

In voorgenoemde studie worden de voor- en nadelen van het gebruik van zwavelzuur en biologisch aanzuren opgelijst (Figuur 14).

[2] http://eng.mst.dk/topics/agriculture/environmental-technologies-for-livestock-holdings/livestock-housing-system/

Aanzuren met zwavelzuur	Biologisch aanzuren
Voordeel	
- proces is operationeel in Denemarken	- minder aanvoer van verzurende componenten nodig
- relatief goedkoop	- natuurlijk proces - goed voor de bodem <→ extra N_2O - mogelijk secundaire voordelen met betrekking tot stalklimaat en diergezondheid
- minder NH_3-emissie	- minder NH_3-emissie
- minder CH_4-emissie	- minder CH_4-emissie
- mogelijk minder N_2O-emissie	- mogelijk minder N_2O-emissie
Nadeel	
- hoge aanvoer van zwavel; van invloed op spoorelementen voorziening van rundvee en waterkwaliteit.	- proces sturing nog niet uit ontwikkeld
- risico's verbonden aan werken met agressief zuur	- het netto effect op broeikasgasemissies niet bekend
- mogelijk stankoverlast en gezondheidsrisico's door productie van bepaalde vluchtige vetzuren en S-verbindingen	- lijkt relatief duur

Figuur 14: De voor- en nadelen van aanzuren met zwavelzuur en biologisch aanzuren (bron: Bussink & van Rotterdam-Los (2011))

Bussink & van Rotterdam-Los (2011) concluderen in hun studie dat het aanzuren van mest zeker perspectiefvol is om de ammoniak- en broeikasgasemissies uit stallen te verminderen. In deze studie wordt uitgegaan van de veronderstelling dat het aanzuren van mest in de stal kan leiden tot een emissiereductie van ongeveer 35%. Op lange termijn zien de onderzoekers meer perspectief in aanzuringssystemen die gebaseerd zijn op biologisch aanzuren. Volgens hen wordt op de korte termijn het best ingezet op een mix van biologisch en anorganisch aanzuren. Er is, volgens de auteurs, bijkomend technisch onderzoek nodig om de procescondities voor biologisch aanzuren te optimaliseren zodat de rentabiliteit van de techniek stijgt en hiermee ook de implementatiekansen.

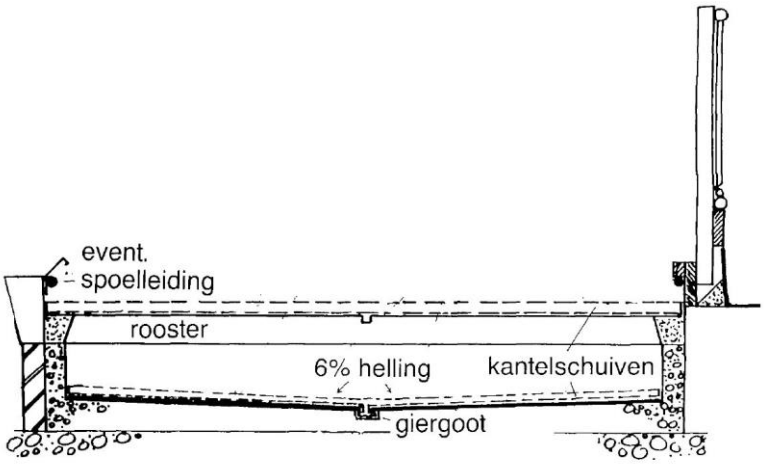
Naast het rapport van Bussink & van Rotterdam-Los (2011) geven ook Ndegwa *et al.* (2008) en Fangueiro *et al.* (2015) een overzicht van verschillende studies uitgevoerd rond aanzuren van mest. Fangueiro *et al.* (2015) geven daarin ondermeer een opsomming van de verschillende natuurlijke en chemische additieven welke gebruikt worden om mest aan te zuren, zoals H_2SO_4, HCl, HNO_3, saccharose, melkzuur, aluminiumchloride, en aluminiumsulfaat. Daarnaast bespreken zij ook de 3 voornaamste methodes om mest aan te zuren, zijnde 1) in de stal, 2) tijdens opslag, en 3) bij aanwending op het land. Hierna volgen de resultaten van enkele studies over aanzuren van mest in de stal of tijdens opslag. De ammoniakreducties welke bekomen worden door aanzuren van mest bij aanwending op het land worden besproken onder 9.2.2.

Lefcourt & Meissinger (2001) raporteerden in containertesten een ammoniakemissiereductie van ongeveer 60% bij toevoeging van 2,5% en 6,25% aluin (aluminiumsulfaat) aan melkveemengmest. Shi *et al.* (2001) onderzochten de efficiëntie van aluin bij vleesvee mest, eveneens in containers waarin een mengeling van mest, urine en grond werd gedaan. Deze test was gericht op het managementsysteem van Amerikaanse vleesveebedrijven waarbij runderen langere tijd buiten op het erf staan (feedlot). In vergelijking met de controle werd gedurende 21 dagen monitoring een reductie in ammoniakemissie van 91,5% bij 0,45 kg ha^{-1} aluin en 98,3% bij 0,9 kg ha^{-1} aluin waargenomen. Ndegwa *et al.* (2008) stelt als bijkomend voordeel van aluin een vermindering in oplosbare P en dus een reductie in mogelijke P run-off of leaching. Het effect van melkzuur en salpeterzuur toegevoegd aan open vaten met

rundermengmest werd onderzocht door Berg *et al.* (2006). Daaruit bleek dat melkzuur veel effectiever was in het reduceren van ammoniakemissies dan salpeterzuur. Bij gemiddelde pH waardes van 5.73, 5.14 en 4.18 reduceerde melkzuur de ammoniakemissies met 65%, 72%, en 88%, respectievelijk. Bij salpeterzuur werd slechts 29%, 49%, en 71% reductie gevonden bij gemiddelde pH waardes van 5,20 en 4,49. Daarenboven werd bij toevoeging van melkzuur quasi geen N_2O gedetecteerd, terwijl aanzuren van de mest met salpeterzuur resulteerde in een grote hoeveelheid geëmiteerd N_2O. Melkzuur had ook een beter verwijderingseffect van CH_4 dan salpeterzuur (90% en 75% reductie rate, respectievelijk). Petersen *et al.* (2012) raporteerden eveneens een lange-termijn reductie van CH_4 bij aanzuren van rundermengmest. Reducties van 67 tot 87% werden bekomen met H_2SO_4. De grootste reducties werden geobserveerd bij oudere mengmest, die een hoger potentiëel had voor CH_4 productie dan verse mengmest.

Scheiden van vaste mest en urine onder de rooster

Het fysisch scheiden van vaste mest die urease bevat en urine in de stal reduceert de hydrolyse van ureum en leidt tot lagere stalemissies en lagere emissies bij mestuitrijding (UNECE, 2014). van Dooren & Smits (2007) halen dit systeem aan in hun rapport met als naam *Roostervloer met hellende schijnvloer*. De auteurs verwijzen naar emissiemetingen die werden gerapporteerd door Bleijenberg *et al.* (1994) en Donker (1990). De gemeten emissiereductie zouden respectievelijk 24% en 47% zijn. Het is echter niet duidelijk onder welke omstandigheden deze reducties werden opgemeten. Volgens van Dooren & Smits (2007) was de schijnvloer in het onderzoek van Bleijenberg gemaakt van betontriplex en had deze een helling van 3%. De schijnvloer in het onderzoek van Donker zou afgewerkt zijn met een epoxytroffel en had een helling van 6% (Figuur 15). In de publicatie van Donker wordt aangehaald dat men eventueel gebruik zou maken van een spoelinstallatie. Of deze bij de uiteindelijke emissiemetingen werden gebruikt is niet duidelijk.



Figuur 15: Roostervloer met hellende schijnvloer (bron: Donker *et al.* (1990))

Natuurlijk geventileerde stal met kelderluchtextractie naar een chemische luchtwasser

In Denemarken werd recent een melkveestal gebouwd met een hybride ventilatiesysteem (Rong *et al.*, 2014). Naast de gebruikelijke natuurlijke ventilatie werd een mechanisch putventilatiesysteem geïnstalleerd. Het doel van dit extra ventilatiesysteem is het collecteren van de sterker geconcentreerde lucht uit de put en hem te reinigen met het doel de ammoniakemissie van de stal te verlagen. Onder de ligbedden zijn luchtkanalen (2,8 m x 0,60 m) aangebracht die in contact staan met het mestkanaal (0,74 m diep en voorzien van schraper) onder de roosters in de stal. Deze roosters liggen in de loopruimte tussen de ligbedden en in de voedergang. De luchtkanalen onder de ligbedden lopen horizontaal door over de breedte van de stal en buigen omhoog aan de noordzijde van het gebouw om aan te sluiten op een centraal luchtkanaal. Op het einde van dit centrale luchtkanaal staat een zure luchtwasser geïnstalleerd. Onder 4 ligbedrijen zijn luchtkanalen voorzien om verse lucht toe te voegen aan het mestkanaal. Het

aanzuigdebiet is ongeveer 40% van het luchtdebiet in de afzuigkanalen, zodat er geen lucht vanuit het mestkanaal naar de ruimte boven de roosters kan gaan. In de winter werd het debiet van de putventilatie, met een totaal vermogen van de ventilatoren van 2,2 kW, geregeld op basis van binnentemperatuur en CO_2-concentraties in de stal met als minimum de minimum vereiste ventilatie. In de zomer werd de putventilatie ingesteld op 25% van de maximale ontworpen ventilatie van de stal, nl. 450 m^3/uur/koe. In tegenstelling tot de typische natuurlijk geventileerde melkveestal bij ons, heeft deze stal geen open zijwanden, maar ramen. Twee rijen ramen in de zijwanden (1,1 m hoog), aan elke zijde van het dak een rij ramen (1,0 m hoog) en een rij ramen in de nok (1,4 m breed). De opening van de ramen werd geregeld met behulp van een controlesysteem dat aangestuurd wordt door sensoren voor temperatuur, CO_2, windsnelheid en regenintensiteit. In het onderzoek van Rong *et al.* (2014) werden metingen uitgevoerd gedurende een maand in de winter en een maand in de zomer. De gemiddelde ammoniakconcentratie in de put was ongeveer 5 keer hoger dan de concentratie in het gebouw in de winter en 11 keer hoger in de zomer. In de winter werd gemiddeld 83% van de emissies gecollecteerd via het putventilatiesysteem, in de zomer was dit 64%. Voor methaan werd 10-50% van de emissie gecollecteerd via het putventilatiesysteem.

Bijkomend onderzoek is nodig om de toepasbaarheid van dit systeem op de traditionele natuurlijk geventileerde stallen in Vlaanderen te beoordelen. Een belangrijke opmerking die hierbij gemaakt dient te worden is dat het gebruik van biologische luchtwassers in combinatie met natuurlijk geventileerde stallen niet aan te raden is. Dit omwille van het feit dat het bacterieleven stil komt te liggen indien de temperatuur van de stallucht onder tien graden zakt.

Natuurlijk geventileerde stal met chemische luchtwasser

Sinds kort is er een Nederlandse firma, nl. Agro Air Concepts, op de markt met een chemische luchtwasser op een natuurlijk geventileerde melkveestal (Figuur 16). Ze hebben voor hun systeem een proefstalstatus gekregen op de Rav-lijst, nl. A 1.17, met een voorlopige emissiefactor van 4 kg NH_3/dierplaats/jaar zonder beweiding. Dit komt neer op een reductie van 64% ten opzichte van een traditioneel systeem. De firma heeft een meetcampagne laten uitvoeren op twee stallen met dergelijke luchtwasser en heeft een aanvraag ingediend bij de TacRav om van proefstalstatus over te gaan naar een definitieve erkenning met een lagere emissiefactor (reductie ± 72%). De stal wordt uitgevoerd met dichte nok en de zijkanten worden grotendeels gesloten, zodat er een zekere onderdruk wordt gecreëerd en dwarsventilatie niet voorkomt. Er mag maximaal 15% van het luchtdebiet niet door de wasser gaan. Deze zgn. natuurlijke bypass zorgt ervoor dat de stal niet volledig dicht hoeft te zijn. De wasser is gedimensioneerd op ca. 500 m^3/koe/uur. De investeringskost voor een luchtwasinstallatie op een melkveestal met 125 dieren zou rond € 35.000 schommelen. Het energieverbruik voor een dergelijke installatie zou rond 7.230 kW/jaar liggen, het zuurverbruik rond 4.278 l/jaar (persoonlijke communicatie).

Figuur 16: Foto van luchtwasser geïnstalleerd op natuurlijk geventileerde melkveestal (bron: van Ginneken (2014))

Mechanisch geventileerde stal met kelderextractie naar een luchtwasser

Smits *et al.* (2008) hebben in een stalafdeling van een vleeskalverstal in de Nederlandse provincie Gelderland een installatie voor kelderluchtbehandeling uitgevoerd en bemeten. De stalafdeling bevatte 12 hokken met elk 6 kalveren. De stalvloer was uitgevoerd met gangbare houten latten roosters (Figuur 17). Via twee ventilatoren in de nok werd de stal geventileerd. De luchtinlaat was voorzien als deur in de kopgevel. Het kelderluchtafzuigsysteem werd gedimensioneerd op basis van CFD modelberekeningen. Op beide zijgevels werd een verzamelbuis in PVC met een diameter van 200 mm aangebracht. In totaal werden 10 aftakkingen (110 mm diameter) vanaf de verzamelbuis, loodrecht naar beneden, tot net onder de roostervloer gemaakt. Aan de uiteinden van de buizen werden aanzuigopeningen met een diameter van 75 mm aangebracht. De verzamelbuizen van de twee zijgevels werden op de kopgevel verbonden met een centrale buis van 300 mm diameter. Deze werd via een opening in de muur naar buiten geleid, aangesloten op een meetwaaier en gekoppeld aan een regelbare ventilator.

Foto: Aanzicht houten latten roosters

Foto: De luchtinlaat via lamellen in de deuropening

Figuur 17: Foto's van stalafdeling van vleeskalverenstal waarin kelderluchtafzuigsysteem werd uitgetest (bron: Smits *et al.* (2008))

Op basis van een eerste pilootstudie tijdens de lente en zomer concludeerden de auteurs dat het mogelijk is om de ammoniakflux via de nokventilatoren met 35 tot 50% te verminderen door de kelderlucht afzonderlijk af te zuigen. De auteurs stellen dat indien de kelderlucht door een luchtwasser met een rendement van 90% zou gestuurd worden, dit zou leiden tot een emissiereductie van 30 tot 45%. Meer onderzoek is nodig om dit systeem te optimaliseren en om de toepasbaarheid ervan in andere stalsystemen te bepalen.

Mechanisch geventileerde stal met luchtwasser

Bij het gebruik van een mechanisch geventileerde stal kan men, net zoals bij varkensstallen, de vervuilde lucht concentreren en reinigen door hem door een luchtwasser te sturen. Tot zover gekend zijn er geen metingen beschikbaar van volledig mechanisch geventileerde rundveestallen uitgerust met een luchtwasser. Volgens van Dooren & Smits (2007) is de diersoort in de stal niet bepalend voor de effectiviteit van de luchtwasser. Men zou daarom de reductiecijfers die opgemeten werden bij andere diersoorten kunnen doortrekken voor rundveestallen. In dezelfde publicatie wordt gewezen op het feit dat de invoering van mechanisch geventileerde melkveestallen een negatieve invloed kan hebben op het imago van de sector.

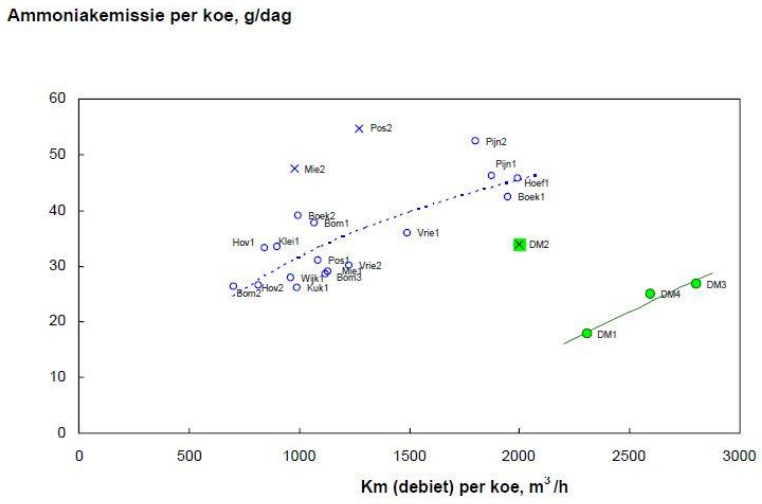
6.1.2 Categorie 2 technieken

Dakisolatie

Door het dak van een stal te isoleren kan men de invloed van de zon op het stalklimaat beperken. Doordat de temperaturen in de stal minder hoog oplopen zal er minder ammoniakemissie zijn tijdens warme dagen. Een bijkomend voordeel van dakisolatie is de beperking van de kans op hittestress, verbeterde vruchtbaarheid en verminderde mastitis incidentie. Het effect van temperatuur op ammoniakemissie werd in een labo-opstelling getest door Pereira *et al.* (2011). In dit onderzoek kon een stijging van de cumulatieve emissie (72h) met 45% vastgesteld worden indien de temperatuur opgedreven werd van 15°C tot 25°C (bij constante luchtstroming over de rooster). Door de lagere temperaturen in de stal zal de ventilatiebehoefte dalen. Bij gebruik van automatisch gecontroleerde natuurlijke ventilatie (ACNV) (zie volgende paragraaf) kan het ventilatiedebiet hierdoor lager ingesteld worden. Het is dan ook een maatregel die goed te combineren valt met het gebruik van ACNV. Het gebruik van dakisolatie werd in 2013 in de Nederlandse Provincie Overijssel goedgekeurd als emissiereducerende maatregel met een reductiepercentage van 5%. Dit reductiepercentage werd ingeschat. Het is niet duidelijk op welke manier en op basis van welke onderzoeksresultaten deze inschatting werd uitgevoerd.

Beperken ventilatie met behulp van automatisch gecontroleerde natuurlijke ventilatie (ACNV)

De emissie uit een stal is het product van het ventilatiedebiet en het verschil in ammoniakconcentratie tussen de uitgaande en de ingaande lucht. Door het ventilatiedebiet van de stal te reduceren zal de ammoniakconcentratie in de stal verhogen. Het effect van een verlaging van het ventilatiedebiet blijkt uit onderzoek groter te zijn dan het effect op de ammoniakconcentratie, waardoor de emissie daalt met dalende ventilatiedebieten. Dit zou te maken hebben met het feit dat lagere ventilatiedebieten meestal leiden tot lagere windsnelheden over de emitterende, met mest bevuilde oppervlakken (Smits & Huis in 't Veld, 2006). Uit Nederlandse metingen blijkt dat de variatie in ammoniakemissie tussen bedrijven voor een aanzienlijk deel verklaard kan worden door het ventilatieniveau (Figuur 18). Tijdens deze metingen werden ventilatieniveaus gevonden tussen 700 en 2800 m^3/h/dier (Smits & Huis in 't Veld, 2006). Het laatste decennium worden melkveestallen gekenmerkt door hun grote openheid. De stal die in Nederland gebruikt werd om, begin jaren 2000, de emissiefactor vast te stellen voor de traditionele stalsystemen voor melkvee had een gemiddeld debiet van 900 m^3/h en had geen dwarsventilatie (Monteny *et al.*, 2001). In recenter onderzoek, nl. het stofreductieprogramma werd een gemiddeld debiet van 1 591 m^3/h opgemeten (Ogink *et al.*, 2014).



Figuur 18: Ammoniakemissie in relatie tot ventilatiedebiet. Emissie werd gecorrigeerd voor temperatuur (T = 15°C) en weidegang. DM is het proefbedrijf De Marke die een sleufvloer bevat en waar een zeer scherp nutriëntenmanagement wordt gevoerd (bron: Smits & Huis in 't Veld (2006))

Een reductie van het ventilatiedebiet in de stal kan verwezenlijkt worden door de installatie van automatisch gecontroleerde natuurlijke ventilatie of ACNV. Een ACNV systeem bestaat uit automatisch gestuurde gordijnen in de zijwanden van de stal. De stand van de gordijnen wordt bepaald op basis van de weersgegevens van een lokaal geïnstalleerd weerstation.

Het gebruik van ACNV werd in 2013 in de Nederlandse Provincie Overijssel goedgekeurd als emissiereducerende maatregel met een reductiepercentage van 10%. In de wetenschappelijke fact sheet van de Proeftuin Natura 2000 wordt gesteld dat het reductiepercentage werd vastgesteld door Smits *et al.* (2013) na een berekening. In dit rapport is echter geen berekening te vinden, maar wel een verwijzing naar de Maatlat Duurzame Veehouderij. In het kader van deze regelgeving kreeg de combinatie van ACNV en dakisolatie een reductie van 10% toegekend. In de Provincie Overijssel werd deze maatregel verzilverd met bijgaande reductie van 15%. In Tabel 12 zijn de aanbevolen instellingen van de ventilatieopeningen, zoals gesteld in de wetenschappelijke fact sheet, terug te vinden. De origine van deze informatie én de link met de haalbare emissiereductie werd vooralsnog niet terug gevonden. In het richtlijnenboek van UNECE wordt een emissiereductie van 20% toegeschreven aan de combinatie ACNV en dakisolatie (UNECE, 2014). Verder onderzoek lijkt noodzakelijk om de verbanden tussen de standen van de gordijnen en de emissiereductie te bepalen.

Tabel 12: Aanbevolen instelling van ventilatieopening van melkveestal volgens wetenschappelijke fact sheet rond automatisch gecontroleerde natuurlijke ventilatie (bron: www.agriconnect.nl)

T [°C]	Windsnelheid [m/s]	Maximale ventilatieopening [%]	Maximale ventilatieopening [cm^2/koe]	
			h=3	h=6
>18	0-2	100	Volledig open	Volledig open
>18	>4	80	1920	1360
>18	>7	60	1440	1020
<18	0-1	100	Volledig open	Volledig open
<18	>1	90	2160	1530
<18	>2	80	1920	1360
<18	>4	50	1200	850
<18	>7	30	720	510
<10	0-1	100	Volledig open	Volledig open
<10	>1	80	1920	1360
<10	>2	50	1200	850
<10	>4	35	840	595
<10	>7	25	600	425

Balansballen in de mestkelder

Bij vleesvarkens werd het gebruik van balansballen in de mestkelder als ammoniakemissiereducerende maatregel reeds uitgetest (Figuur 19) (zie 6.2.1). Men zou deze maatregel ook kunnen toepassen op rundveestallen met een mestkelder. Volgens Smits *et al.* (2013) is deze maatregel in onderzoek in Nederland. Aangezien bij melkvee de meeste ammoniak emitteert vanaf de roosters en niet vanuit de mestkelder, verwachten de auteurs dat het effect kleiner zal zijn dan werd opgemeten bij vleesvarkens.

Figuur 19: Balansbal (bron: Mosquera *et al.* (2009))

6.1.3 Categorie 3 technieken

Gebruik van urease-inhibitoren

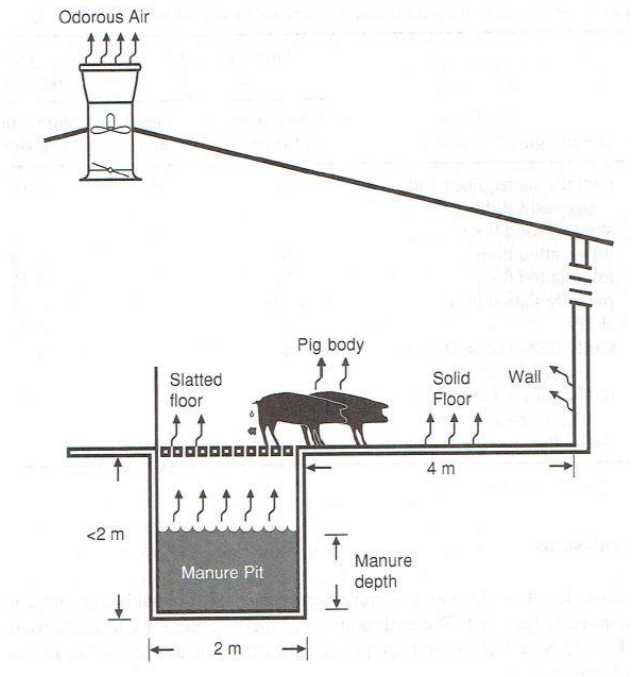
Urease-inhibitoren, de naam zegt het zelf, inhiberen de werking van het enzym urease. In het verleden werden experimenten uitgevoerd met dergelijke producten. Het probleem bij het gebruik van deze inhibitoren is dat de urease-activiteit tot meer dan 90% gereduceerd moet worden om enig effect te hebben op de afbraak van ureum. Dit komt omdat niet de omzetting van ureum onder invloed van urease de beperkende factor is, maar wel de hoeveelheid beschikbare ureum. Het is ook omwille van deze reden dat slechts een geringe bevuiling door mest bij contact met urine leidt tot de afbraak van ureum (van Dooren & Smits, 2007). Recent werden door Hagenkamp-Korth *et al.* (2015a) vier urease-inhibitoren getest naar hun NH_3 reductie potentieel in labotesten. In een volgende stap werd het effect op de urease activiteit van de meest belovende inhibitor getest in de praktijk door aanbrengen van de inhibitor op de vloeren van 3 verschillende melkveestallen en dit in de zomer, herfst en winter. Hoewel reeds eerder een correlatie werd gevonden tussen urease activiteit en NH_3 emissies, is verder onderzoek onder praktijkomstandigheden nodig naar het eigenlijke effect van de urease inhibitor op NH_3 emissies alvorens deze maatregel kan beschouwd worden als categorie 1 of 2 techniek.

Mengmest mengen met lucht

In 2014 werd op de Dairy Campus in Nederland het effect onderzocht van het Aeromix systeem op de ammoniakemissie uit een experimentele melkveestal (van Dooren *et al.*, 2015). Dit systeem is ontwikkeld als een mestmengsysteem dat drijfmest in kelders en mestopslagen mixt met behulp van luchtbellen. Deze bellen worden met een compressor opgewekt en via een verdeler met leidingwerk en uitloopopeningen over de gehele putbodem verdeeld. Het onderzoek werd uitgevoerd in de emissiemeetunit volgens een case-control opzet met twee identieke klimaatgescheiden mechanisch geventileerde afdelingen voor 15 melkkoeien. In de proefperiode van ongeveer 35 dagen werd dagelijks in de nachtperiode gemixt in de Aeromixafdeling. In de controleafdeling werd dit niet gedaan. Uit het onderzoek bleek dat de gemeten emissie in de Aeromixafdeling tijdens de proef gemiddeld 51% lager lag dan deze in de controleafdeling. Er was wel een aanzienlijke spreiding in de gemeten emissiereductie tussen verschillende meetdagen (standaarddeviatie 32%). Hoewel dit niet de bedoeling was, waren er, naast het al dan niet aanwezig zijn van het Aeromix systeem, ook andere aanwijsbare verschillen tussen beide afdelingen. Bij de plaatsing van het systeem werd de bodem van de mestkelder volledig leeg gemaakt, incl. de mestkorst. Dit is niet in de controleafdeling gebeurd. Daarnaast was in de Aeromixafdeling een roosterschuif in werking. Dit was niet het geval in de controleafdeling. Verder onderzoek is nodig om het werkingsprincipe van de techniek bloot te leggen en om de effectieve ammoniakemissiereductie in praktijkomstandigheden te bepalen.

6.2 Varkens

De bronnen voor ammoniakemissies in een varkensstal zijn de vloer, de bevuilde dieren, de muren en de mestput (Figuur 20).



Figuur 20: Bronnen van ammoniakemissie in een varkensstal (bron: Sommer *et al.* (2013), overgenomen met toestemming van SDU)

Er zijn verschillende emissiearme stalsystemen voor varkens erkend in Vlaanderen. Deze systemen zijn omschreven in het Ministerieel Besluit van 19 maart 2004 en de opvolgende besluiten[3].

De principes die schuilen achter deze technieken kunnen als volgt onderverdeeld worden:

- Reductie van het emissieoppervlak
- Koelen van mest
- Aanzuren van mest
- Scheiden van mest en urine
- Reinigen van de lucht

De wettelijk erkende emissiearme stalsystemen in Vlaanderen worden in dit rapport niet verder besproken. Technieken die niet wettelijk erkend zijn in Vlaanderen en die het potentieel hebben om ammoniakemissie uit varkensstallen te reduceren worden hierna verder uitgediept. Hiervoor werd vooral inspiratie gehaald uit het Nederlandse rapport *Reductie van ammoniakemissie op vleesvarkensbedrijven via gecombineerde maatregelen* (Aarnink *et al.*, 2010).

[3] www.vlm.be/landtuinbouwers/mestbank/emissiearmestallen

6.2.1 Categorie 1 technieken

Verkleinen van het emitterend kelderoppervlak

Men kan op verschillende manieren het emitterend kelderoppervlak in een varkensstal verkleinen. In een stal met een deel vaste vloer en een deel roostervloer, maar met volledige onderkeldering, kan men het emitterend oppervlak beperken door een stankafsluiter aan te brengen. Deze zorgt ervoor dat er geen luchtcontact is tussen de mest onder de dichte vloer en de lucht in het hok. Volgens Aarnink *et al.* (2010) wordt hiermee een gelijkaardig effect verkregen zoals bij de overgang van gedeeltelijke naar volledige onderkeldering. Volgens de Rav-lijst daalt de ammoniakemissie hierdoor van 3,0 tot 2,5 kg NH_3/dierplaats/jaar. Dit komt overeen met een daling van 17%. Volgens Aarnink *et al.* (2010) zou de investeringskost en de jaarkosten voor deze maatregel respectievelijk ongeveer €12 en €2 per dierplaats bedragen[4].

Het emitterend oppervlak kan ook gereduceerd worden door een schuine plaat aan te brengen in de mestkelder en gebruik te maken van een overloop. Door het emitterend oppervlak te reduceren tot 0,27 m^2/varken kan een reductie tot 40% gehaald worden (Aarnink *et al.*, 2010).

Een Nederlandse stoppersmaatregel:

Gescheiden mestkanaal bij volledige onderkeldering

Deze maatregel staat op de Nederlandse stopperslijst (zie infokader bij 4.2.1) bij vleesvarkens (AAV 2012.05). Stoppende bedrijven kunnen een ammoniakemissiereductie van 15% in rekening brengen indien bij een hok met volledige onderkeldering de gedeelten van de mestput onder de dichte vloer gescheiden worden van de mestput onder de roosters. Om deze scheiding te maken wordt in het mestkanaal, op de grens tussen roostervloer en dichte vloer, een wand aangebracht over de volledige diepte van het mestkanaal. In deze wand kunnen stankafsluiters aangebracht zijn. De bijkomende vereiste die hierbij wordt opgelegd is dat minimaal 30% van het vloeroppervlak waarover het varken kan beschikken, uitgevoerd moet zijn als dichte vloer. Aan deze maatregel is een emissiereductie van 15% gekoppeld.

Schuine wand in het mestkanaal

Het aanbrengen van een schuine plaat kan volgens de stopperslijst bij vleesvarkens en biggen een emissiereductie van 40% opleveren (AAV 2012.06). Bij guste en dragende zeugen en kraamzeugen krijgt deze maatregel een reductie toegekend van 20%. Bij vleesvarkens, gespeende biggen, kraamzeugen en guste en dragende zeugen mag het emitterend oppervlak maximaal respectievelijk 0,27; 0,13; 1,1 en 0,55 m^2/dierplaats bedragen.

Mest verdunnen met water

Door na het aflaten van de mest water in de mestput aan te brengen, wordt de mest die na de start van de nieuwe ronde door de dieren wordt geproduceerd verdund. Als de mestkelder vol is, moet deze in één keer volledig leeggemaakt worden, waarna de kelder opnieuw halfvol water wordt gezet. Hierdoor wordt de ammoniakemissie gereduceerd. Door minimaal 1 m^3/dierplaats/jaar te gebruiken kan men een reductie van de stalemissie met 46% verwachten (Aarnink *et al.*, 2010). Een variant op dit systeem staat op de Nederlandse Rav-lijst, nl. D 3.2.5 *Mestopvang in water in combinatie met metalen driekant- roostervloer*. Dit systeem heeft een ammoniakemissiefactor die 57% lager ligt dan de ammoniakemissie van het traditionele stalsysteem voor vleesvarkens.

[4] Uitgangspunten: vleesvarkensbedrijf met 4.200 dierplaatsen op 1,0 m^2/vleesvarken, rentepercentage: 5%.

Een Nederlandse stoppersmaatregel:

Verdunnen van mest door het op te vangen in water

Deze maatregel staat op de stopperslijst (zie infokader bij 4.2.1), met een toegekende reductie van 45% (AAV 2012.07). Na het aflaten van de mest moet de mestkelder voor de helft met water gevuld worden. Om aan deze maatregel te voldoen moet men minimaal 1000; 230; 2500 en 1500 liter per dierplaats per jaar gebruiken voor respectievelijk vleesvarkens, gespeende biggen, kraamzeugen en guste en dragende zeugen. Er wordt ook een maximum opgelegd voor het droge stof gehalte van de mest.

Balansballen in de mestkelder

Een balansbal is gemaakt uit polyethyleen en is voor de helft gevuld met demi-water en voor de ander helft met lucht (Figuur 19). Door deze ballen in de mestput aan te brengen, wordt het contactoppervlak tussen de mest en de lucht verkleind. De vulling zorgt ervoor dat, wanneer er mest op de bal valt, deze zich draait zodat de mest in de put terecht komt. Mosquera *et al.* (2009) hebben in opdracht van Havadi B.V./Balansbal B.V. uit Gemert emissiemetingen uitgevoerd in vier vleesvarkensbedrijven in Zuid-Nederland. Alle bemeten afdelingen waren volledig onderkelderd en hadden deels een dichte vloer (40% – 51%) en deels een roostervloer (49% - 60%). Per locatie werden drie identieke afdelingen gebruikt. In één van de afdelingen werden balansballen in de mestput aangebracht (17 – 18 ballen /m^2 mestoppervlak). In een tweede afdeling werden ook balansballen aangebracht, en gaf men bovendien het voederadditief VevoVitall® (1%) aan de dieren. Een derde afdeling werd gebruikt als referentieafdeling. Door de onderzoekers werd gemeld dat de balansballen tijdens de meetperiode vuil oogden. Het vuil oogde droog. De ballen kantelden niet altijd gemakkelijk. Men kon dit vaak enkel bekomen door met een stok krachtig op de bal te duwen. Wanneer een bal werd omgerold, zag deze er wel schoon en nat uit. Gemiddeld werd een emissiereductie door gebruik van de balansballen gemeten van 29%. In combinatie met VevoVitall® (1%) werd gemiddeld 42% reductie gehaald.

Op de Nederlandse Rav-lijst is de maatregel *Drijvende ballen in het mestoppervlak* opgenomen onder de rubriek *D4 Additionele technieken*. Deze maatregel kan enkel in combinatie met ander huisvestingssystemen van de Rav-lijst ingebracht worden met een bijhorende emissiereductie van 29%.

Een Nederlandse stoppersmaatregel:

Veevoer waaraan 1% (vleesvarkens) of 0,5% (gespeende biggen) benzoëzuur is toegevoegd in combinatie met drijvende ballen in het mestoppervlak

Op de Nederlandse stopperslijst werd aan deze gecombineerde maatregel een reductie van 40% toegekend voor vleesvarkens (zie infokader bij 4.2.1). Het gebruik van 0,5% benzoëzuur in combinatie met balansballen is een stoppersmaatregel voor biggen. Hieraan is een emissiereductie gekoppeld van 35%.

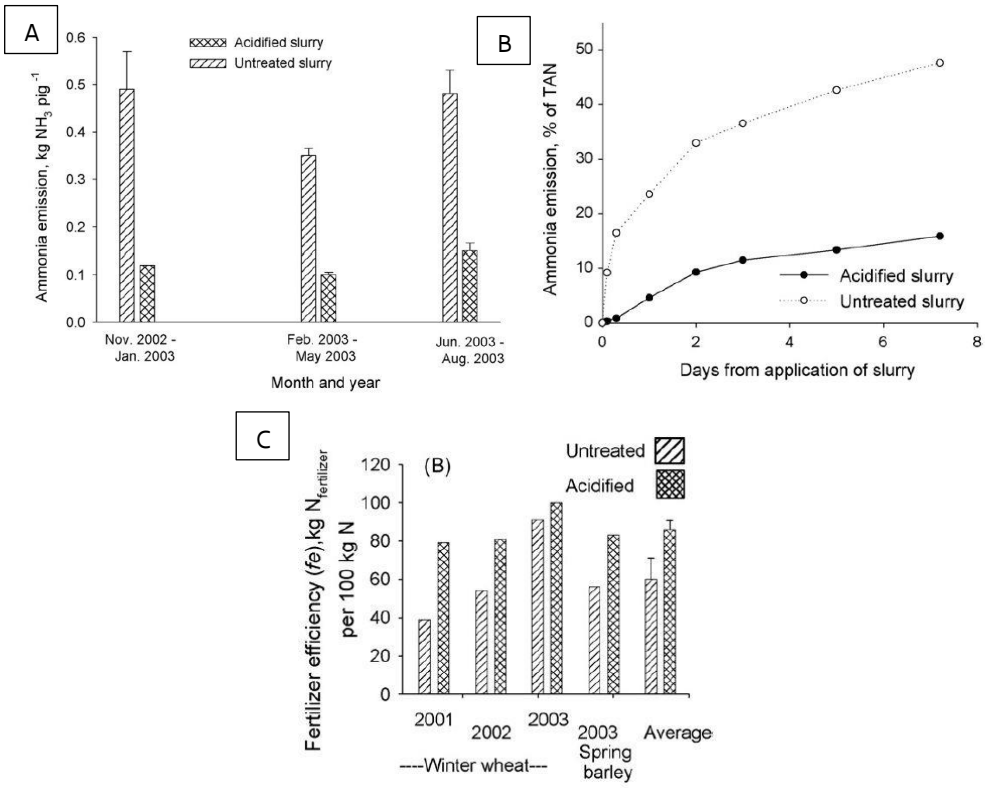
Aanzuren van mest

Het aanzuren van mest in varkensstallen wordt reeds in de praktijk toegepast in Denemarken. Op de lijst van goedgekeurde systemen van de Deense Environmental Protection Agency staan twee goedgekeurde merken, nl. JØrgen Hyldgaard Staldservice A/S en Infarm. Het systeem van Infarm heeft een voorlopige reductie toegekend gekregen van 70%. Het JH Staldservice A/S systeem, nl. JH Forsuring NH4+, heeft een officiële reductie van 64% gekregen. Deze reductie werd toegekend naar aanleiding van een meetcampagne uitgevoerd door het Pig Research Centre die resulteerde in een VERA[5]-certificaat. Bij dit systeem wordt de mest één maal per dag uit de mestput gepompt naar een externe tank. Hierin wordt geconcentreerd zwavelzuur (94 – 96%) toegevoegd bij continu roeren tot een pH van 5,5 wordt bereikt. Na behandeling wordt een deel van de aangezuurde mest naar een opslagtank gepompt. Het andere deel wordt terug in de stal onder de roosters gebracht. De reductie van 64% is een gemiddelde reductie die werd gemeten op twee bedrijven. Op elk bedrijf werd ook een controle bemeten. Deze controle was het standaard stalsysteem voor vleesvarkens in Denemarken, nl. 1/3 gedraineerde vloer (betonvloer met max. 10% geopende oppervlakte) en 2/3 roostervloer.

Kai *et al.* (2008) hebben een geïntegreerde bedrijfsevaluatie uitgevoerd op deze reductietechniek bij varkens. Hiervoor werden metingen uitgevoerd in een vleesvarkensstal waar een aanzuringssysteem van Staring Maskinfabrik A/S geïnstalleerd was (nu Infarm A/S). Dit systeem bevatte een externe behandelingstank van 20 m^3 waarin geconcentreerd zwavelzuur (96%) toegevoegd werd aan de mest (0,5 kg/100 l mest). De mest werd in deze tank ook belucht om schuimvorming te voorkomen. De mestkanalen werden 6 tot 10 keer per dag gespoeld. Naast het verschil in ammoniakemissie uit de stal, werden ook metingen uitgevoerd van ammoniakemissie na toepassing op het veld. Ook de bemestingsefficiëntie van de aangezuurde en niet-aangezuurde mest werd vergeleken. Dit onderzoek werd uitgevoerd op een zand-leem bodem met 5% klei (pH 5,5-6 in 0,01 M $CaCl_2$, 17,6-26,4 g C/kg droge grond) op wintertarwe en gerst. Er werd een significante reductie in ammoniakemissie vastgesteld bij gebruik van het aanzuringssysteem. In vergelijking met het referentiesysteem werd gemiddeld een reductie van 70% ammoniakemissie uit de stal vastgesteld (Figuur 21A).

Na bemesting op het veld met behulp van sleepslangen werd een vervluchtiging gevonden van 50% van de TAN bij gebruik van de onbehandelde mest. Na toepassing van de aangezuurde mest met dezelfde toepassingstechniek werd een vervluchtiging van 16% van de aanwezige TAN opgemeten (Figuur 21B). Bij de toepassing van aangezuurde mest kon men dus een emissiereductie van 67% realiseren. De bemestingsefficiëntie van de aangezuurde mest was 43% hoger dan deze van de onbehandelde mest (Figuur 21C).

[5] Verification of Environmental Technologies for Agricultural Production – an international organization for test and verification of environmental technologies for agricultural production (www.veracert.eu)
http://eng.mst.dk/media/mst/9430974/jh_forsuring_verification_statement_final_draft.pdf



Figuur 21: Het effect van aanzuren van vleesvarkensmest op de ammoniakemissie uit de stal (A) en na toepassing op het veld (B). De bemestingsefficiëntie bij verschillende gewassen na toepassing van aangezuurde en onbehandelde mest (C) (bron: Kai *et al.* (2008)).

De jaarlijkse kost om de mest aan te zuren met voorgenoemde technologie kost €60/livestock unit. Wanneer men de meeropbrengsten van de bemesting op het veld verrekent, komt deze kost op €40/livestock unit (Kai *et al.*, 2008). De aanzuringstechniek is in Denemarken erkend als BBT techniek.

Aarnink *et al.* (2010) melden dat de techniek verder onderzocht dient te worden om na te gaan of de huidige metingen in Denemarken voldoende zijn om de emissiefactor voor Nederland vast te stellen. Ze waarschuwen bovendien dat men aandacht moet besteden aan veiligheid- en duurzaamheidsaspecten. Zo moet, volgens de auteurs, de mogelijke vorming van H_2S en corrosie van materialen bekeken worden.

Net als bij aanzuren van mest als reductiemaatregel bij melk- en vleesvee wordt hier ondermeer verwezen naar het overzicht van verschillende studies door Ndegwa *et al.* (2008) en Fangueiro *et al.* (2015).

Door een combinatie van het bespuiten van de vloer met een mengeling van water en H_2SO_4, toevoegen van H_2SO_4 aan de mest, en oxidatie van de mest, behaalde Jensen (2002) een ammoniakreductie van 75 à 90% in een varkensstal met roostervloer. De varkens vertoonden daarnaast een betere groei (gemiddeld 1074 g/dag tegenover 959 g/dag bij de controle groep). Ook de 2 werknemers raporteerden een subjectieve verbetering in de werkomgeving. Wang *et al.* (2014) vonden in containertesten dat aanzuren van gedigesteerde varkensmengmest met H_2SO_4 tot een pH van 5.5 de NH_3 emissies significant reduceerde met 40,2% en CH_4 emissies zelf met 80,8%, maar H_2S emissies stegen met 11,3%. Aanzuren tot een pH van 6.5 reduceerde wel de CH_4 emissies met 31,2%, maar had geen significant effect of NH_3 en H_2S emissies.

Een Nederlandse stoppersmaatregel:

Aanzuren van mest tot pH<6 met een rondpompsysteem

Dit is een maatregel op de Nederlandse stopperslijst (zie infokader bij 4.2.1) voor alle varkenscategorieën. Indien men aan deze maatregel wil voldoen, moet er minimaal 10 cm aangezuurde mest in het mestkanaal aanwezig te zijn. De pH van de mest moet lager zijn dan 6. Aan deze maatregel is een emissiereductie van 70% gekoppeld.

6.2.2 Categorie 2 technieken

Verlagen staltemperatuur door koelen van inkomende lucht

Aarnink *et al.* (2010) verwijzen naar het model van Aarnink en Elsing uit 1998 waaruit blijkt dat bij elke graad verlaging van de staltemperatuur, de vloeremissie met 1,2% en de kelderemissie met 6,8% afneemt. Na doorrekening van een verhouding vloer- en kelderemissie van 3 op 7, komt men op een ammoniakreductie van 5,1% bij een graad verlaging van de staltemperatuur. Een daling in de staltemperatuur zou men kunnen behalen door het ventilatiedebiet te verhogen, maar hierdoor neemt de ammoniakemissie toe (6,5% per verhoging van het gemiddelde ventilatiedebiet met 10 m^3/uur/dier). Door echter gebruik te maken van een koelsysteem kan men de staltemperatuur verlagen, zonder de ventilatiehoeveelheid te verhogen. Op basis van een modelmatige inschatting zou dit een emissiereductie van 14% kunnen opleveren.

Een Nederlandse stoppersmaatregel:

Koelen inkomende lucht + beperken ventilatie

Dit is een maatregel op de Nederlandse stopperslijst (zie infokader bij 4.2.1) voor alle varkenscategorieën (AAV 2012.08 en AAV 2012.15). Bij stallen waarbij deze maatregel wordt toegepast, mag de inkomende lucht maximaal een temperatuur van 18°C hebben. Daarnaast mag de maximale ventilatiecapaciteit de volgende grenswaarden niet overschrijden:

- vleesvarkens: 46 m^3/uur/dierplaats
- gespeende biggen: 15 m^3/uur/dierplaats
- kraamzeugen: 145 m^3/uur/dierplaats
- guste en dragende zeugen: 87 m^3/uur/dierplaats

De voorgenoemde maatregel krijgt op de stopperslijst een reductie van 15% bij vleesvarkens en 10% bij de overige varkenscategorieën.

Wit spuiten van het dak

Het wit spuiten van het dak wordt door de Proeftuin Natura 2000 gecatalogeerd onder praktijkrijpe maatregelen voor varkens. Het dak van de stal wit spuiten kan bij stallen met slecht geïsoleerde daken zorgen voor een reductie van de temperatuur in de stal bij zomerse dagen en bijgevolg leiden tot een reductie in ammoniakemissie. Volgens de omschrijving bij de maatregel op de Agriconnect website zou Wageningen Livestock Research een modelmatige inschatting hebben uitgevoerd om het effect van deze maatregel op de ammoniakemissie uit de stal in te schatten. Bij stallen met goed geïsoleerde stallen zou het wit spuiten van het dak kunnen leiden tot een emissiereductie van 1,3%. Bij slecht geïsoleerde stallen zou dit tot 4,3% kunnen oplopen (Proeftuin Natura 2000, 2015). Tot nog toe werd geen wetenschappelijke publicatie hierover teruggevonden.

Kelderluchtbehandeling met luchtwasser

Saha *et al.* (2010) hebben een bijkomend ventilatiesysteem geïnstalleerd in een vleesvarkensstal om de hooggeconcentreerde gassen uit de put naar een luchtwasser te brengen. Hiermee werden reducties in ammoniakemissie van 37 tot 53% gehaald. Een groot voordeel van dergelijk systeem, is dat het zorgt voor een beter luchtkwaliteit in de stal. Bijkomend onderzoek is nodig om de toepasbaarheid van dit systeem in Vlaamse stallen na te gaan.

6.2.3 Categorie 3 technieken

Er werden geen maatregelen die in deze categorie behoren teruggevonden.

6.3 Pluimvee

Net als voor varkens zijn er verschillende emissiearme stalsystemen voor pluimvee erkend in Vlaanderen. Deze systemen zijn omschreven in het Ministerieel Besluit van 19 maart 2004 en de opvolgende besluiten[6]. De principes die schuilen achter deze technieken kunnen als volgt onderverdeeld worden:

- Reductie van het emissieoppervlak
- Frequente verwijdering van de mest naar een externe opslag (bv. met mestband)
- Vlug drogen van de mest
- Reinigen van lucht

De wettelijk erkende emissiearme stalsystemen in Vlaanderen worden in dit rapport niet verder besproken. Technieken die niet wettelijk erkend zijn in Vlaanderen en die het potentieel hebben om ammoniakemissie uit pluimveestallen te reduceren worden hierna verder uitgediept.

6.3.1 Categorie 1 technieken

Mobiele voer- en drinklijn

In Nederland werd bij gebruik van de ScanFeeder van Ridder Drive Systems een reductie van ammoniakemissie vastgesteld van ongeveer 35% (Hol *et al.*, 2007). Dit systeem is voorzien van een mobiel voer- en drinkwatersysteem en beluchting die in de breedte van de stal wordt verplaatst. In 2005-2006 werd in een vleeskuikenstal gedurende twee productierondes de ammoniak- en geuremissie gemeten uit een afdeling voorzien met de ScanFeeder. De gemeten ammoniakemissie werd vergeleken met de emissiefactor voor een traditionele vleeskuikenstal zoals die is opgenomen in de Regeling ammoniak en veehouderij (Rav). Volgens Hol *et al.* (2007) laten de resultaten zien dat de ScanFeeder zeker de potentie heeft om de NH_3-emissie te reduceren, maar de auteurs vermelden ook dat het systeem nog niet geoptimaliseerd is voor deze toepassing.

Conditionering van binnenkomende lucht

Door de binnenkomende lucht in een vleeskippenstal te conditioneren met behulp van een warmtewisselaar, kan het ventilatiedebiet sterk verlaagd worden. Op basis van metingen door Wageningen UR melden van Harn *et al.* (2012) een mogelijke reductie van 30-45%.

Deze maatregel kan in principe ook toegepast worden bij andere pluimveecategorieën. In welke emissiereductie dit zou resulteren is niet meteen duidelijk. Omwille van deze reden kan men deze maatregel voor de andere pluimveecategorieën klasseren als een categorie 2 techniek.

6.3.2 Categorie 2 technieken

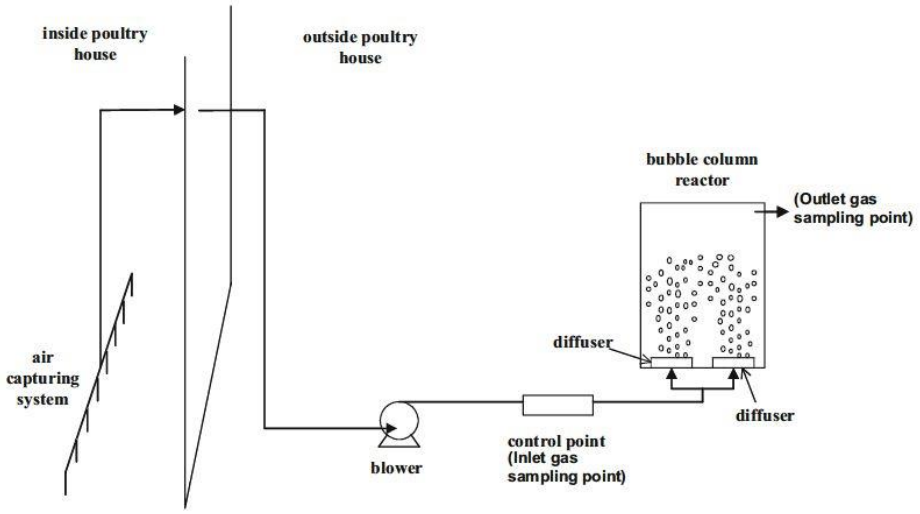
Er werden geen maatregelen die in deze categorie behoren teruggevonden.

[6] www.vlm.be/landtuinbouwers/mestbank/emissiearmestallen

6.3.3 Categorie 3 technieken

Afzuiging lucht dicht bij strooisel of mest in combinatie met luchtreiniging

In 2006 werd door Lahav *et al.* (2008) een pilootstudie uitgevoerd in Israël rond een innovatieve luchtreinigingstechniek voor kippenstallen. De onderzoekers hebben gekozen om een luchtreinigingssysteem te ontwikkelen waarbij de luchtinname heel dicht bij het strooisel wordt gepositioneerd (Figuur 22). Dit werd verwezenlijkt door een polyethyleen leiding (LDPE) vast te maken aan het voedersysteem.

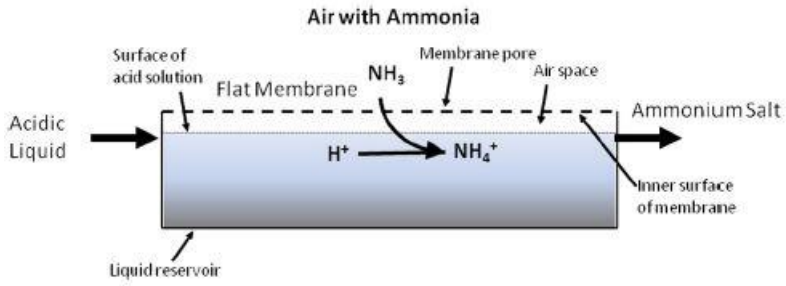


Figuur 22: Schematische voorstelling van innovatieve luchtreinigingstechniek voor pluimveestallen (bron: Lahav *et al.* (2008))

Er werden 8 aanzuigpoorten geconnecteerd op de leiding en op 7 cm boven het strooisel geplaatst. De vervuilde lucht werd via een flexibele vacuumleiding, gemonteerd aan het plafond van de stal, geconnecteerd met een blazer. Deze blazer zuigt de lucht uit de leidingen aan met een debiet van 340 l/min en een druk van 160 kPa en stuurt het naar een bubbel kolom reactor (BCR). Deze reactor heeft een inhoud van 140 l en is gevuld met een HCL oplossing van 1 N (pH 0). Het systeem werd uitgetest op een commerciële vleeskippenstal gedurende 5 weken in de lente van 2006. Gedurende de eerste drie weken van de groeicyclus werd de bemonsterde lucht volledig gezuiverd van de aanwezige ammoniak. De reactor haalde in die periode een verwijderingsefficiëntie van 100%. De onderzoekers evalueren de pilootinstallatie positief en denken dat een installatie op grote schaal mogelijk is. Het heeft alvast enkele voordelen ten opzichte van luchtreinigingstechnieken die de volledige stallucht reinigen. Door de meest verontreinigde lucht bij de dieren te onttrekken zal het binnenklimaat verbeteren. Aangezien slechts een fractie van de stallucht wordt gezuiverd, kan men met een vrij beperkte luchtreinigingsinstallatie werken.

Gaspermeabele membranen boven mest

In het onderzoek van Rothrock *et al.* (2013) werd het gebruik van gaspermeabele membranen getest om ammoniakemissie uit strooisel in kippenstallen te reduceren (Figuur 23). Bij deze techniek dringt ammoniak door een microporeus en hydrofoob membraan om vervolgens afgevangen te worden door een zure oplossing. Op basis van labo-experimenten en een pilootexperiment besluiten de auteurs dat deze techniek beloftevol is.



Figuur 23: Schematische voorstelling van de werking van een gaspermeabel membraan (bron: Rothrock *et al.* (2013))

7 Maatregelen inzake landschapsinrichting

Als omgevingsmaatregelen beschouwen we hier de aanleg en het onderhoud van **landschapselementen bestaande uit bomen en/of struiken**. Hiertoe behoren met name houtkanten, houtwallen, bomenrijen, heggen en hagen. Dit zijn allen lijnvormige begroeiingen met houtgewas. Ze doen gewoonlijk dienst als veekering, als windvanger, als perceelgrens of ze hebben een andere gebruiksfunctie. Ze worden van elkaar als volgt onderscheiden (Praktijkgids Landbouw en Natuur):

- Houtkanten zijn vrijstaande en uitgestrekte vegetatiestroken die bestaan uit struiken of uit bomen die geen doorkijk doorlaten. Houtkanten groeien spontaan uit of worden periodiek als hakhout gekapt.
- Houtwallen zijn houtkanten die op een verhoogde plaats staan.
- Bomenrijen zijn meestal één, soms twee of drie bomen breed en staan gewoonlijk op regelmatige afstand van elkaar.
- Een bijzondere vorm van bomen, die vaak langs perceelgrenzen of sloten staan, zijn knotbomen. Door het periodiek kappen van de takken op een bepaalde hoogte boven de grond, ontstaan knoesten waaruit telkens weer nieuwe takken groeien. Meestal gaat het om wilgen, soms om elzen, populieren, eiken of essen.
- Heggen en hagen zijn lijnvormige begroeiingen waarin struweelsoorten overheersen. Deze struweelsoorten zijn vlak naast elkaar geplaatst en belemmeren de doorkijk en doorgang. Heggen groeien breed uit, hagen worden met een korte omlooptijd geschoren of geknipt. In heggen en hagen overheersen gewoonlijk doornstruiken, vaak meidoorn of sleedoorn.
- Groepen van bomen zijn bomen in groep met overlappende kruinen.

Er wordt gesproken van een windsingel als de boomaanplant met name dient om de kracht van de wind te breken.

Naast bovenstaande landschapselementen wordt in deze paragraaf ook verwezen naar de implementatie van **twee specifieke teeltsystemen**, namelijk de teelt van korte omloop hout (KOH) of de aanleg van agroforestry-systemen. KOH is de teelt van snelgroeiende houtachtige gewassen waarbij de bovengrondse biomassa periodiek tot maximaal 8 jaar na de aanplanting of na de vorige oogst, in zijn totaliteit wordt geoogst. Het betreft doorgaans aanplanten van wilg of populier. Agroforestry of boslandbouw is een landbouwsysteem waarbij het telen van bomen gecombineerd wordt met tussenteelten van een- of meerjarige landbouwgewassen of graasweide op hetzelfde perceel. Vaak betreft het dus bomenrijen op een perceel, maar het kan even goed over solitaire bomen gaan, verspreid over het perceel.

Uit modelvoorspellingen en aanwijzingen uit empirisch onderzoek, blijkt dat (houtige) landschapselementen in staat zijn de verspreiding van landbouwemissies aanzienlijk te beïnvloeden. Door de fysieke aanwezigheid en het deels afvangen van de emissie door de beplanting zou de ongewenste verspreiding van luchtverontreinigingscomponenten worden tegengegaan. Aanleg van landschapselementen rond veehouderijen zou daarom, in aanvulling op andere emissiereducerende maatregelen (in de stal, management, etc.), een bijdrage kunnen leveren aan het terugdringen en vastleggen van ammoniakemissies (Van Dijk *et al.*, 2004). De aanwezigheid van houtige landschapselementen kan bijzonder waardevol zijn in combinatie met beweiding. Waar vee graast onder bomen, wordt verwacht dat deze bomen een substantiële hoeveelheid van de geëmitteerde ammoniak (tot 60%) terug zullen opvangen (Bealy *et al.*, 2014; Sutton *et al.*, 2004).

In deze paragraaf wordt geen verder onderscheid gemaakt tussen diercategorieën, omdat deze omgevingsmaatregelen onder de vorm van landschapselementen in principe inpasbaar zijn in elke situatie en voor elk staltype. Dat neemt niet weg dat in de praktijk bepaalde situaties meer kans op voorkomen hebben. Denk aan traditioneel weiland met bomen bij rundvee, heggen of hagen als (rund)veekering, of beplantingen met bv. fruitbomen of korte omloop hout in de uitloopzones van pluimvee. Er zijn op heden geen aanwijzingen teruggevonden over variaties in effectiviteit tussen verschillende diercategorieën.

In tegenstelling tot de relatief uitvoerige (doch slechts beperkt kwantitatieve) beschrijving van het reductiepotentieel van landschapselementen ten aanzien van fijn stof of NO_x (bv. Kraai *et al.* (2009), Raupach *et al.* (2001), Rijkswaterstaat (2006), Wesseling *et al.* (2004; 2008)), is het aantal studies waarin een kwantitatieve inschatting gemaakt wordt van het reductiepotentieel ten aanzien van ammoniak zeer gering. Experts nemen echter aan dat de achterliggende principes in grote mate gelijk zijn, en dus veel van de conclusies en inzichten inzake fijn stof en NO_x evenals de onderliggende modellen ook toegepast kunnen worden in het kader van ammoniak (pers. comm.). Sluitende bewijzen hebben we hier niet voor. Naast een beperkt aantal terreinmetingen voor zeer specifieke situaties, wordt vaak gebruik gemaakt van modelsimulaties, en wordt in verschillende beschrijvende publicaties vooral op de potentie van groen gewezen, zonder deze op de een of andere wijze te onderbouwen. Hoewel veelbelovend, kan globaal gesteld worden dat het met de huidige kennis nog niet mogelijk is om exact aan te geven hoeveel extra depositie van de emissies uit een stal zal optreden als gevolg van de aanwezigheid van een windsingel of ander houtig landschapselement. Hierna worden de voornaamste verkennende resultaten van enkele studies weergegeven, en worden het proces en de op dit moment gekende randvoorwaarden voor een goede functionaliteit geduid.

Verkennende kwantitatieve gegevens

Er is reeds heel wat onderzoek gevoerd naar N-deposities in bossen, zo ook in Vlaanderen. De Schrijver *et al.* (2007, 2008) en Wuyts *et al.* (2008a,b) vergeleken daarbij verschillende bostypes (loof versus naald) en verschillende bosrandtypes. Daaruit bleek onder meer dat naaldhout in het algemeen meer N-deposities zal invangen dan loofhout, door het feit dat ze immergroen zijn (dus het hele jaar door N gaan invangen), en vaak een hogere bladoppervlakte index (éénzijdig bladoppervlak geprojecteerd per eenheid grondoppervlak) hebben (dus een groter contactoppervlak met de lucht). In bosranden komen hogere N-deposities terecht dan in het centrum van het bos, omdat aan een abrupte bosrand de turbulenties hoger liggen, en dus ook de droge deposities. In die zin wordt ook aangenomen dat bomenrijen wellicht hoge deposities zullen invangen, omdat ze een abrupte muur vormen in het landschap, de windstroom onderbreken en daardoor hoge turbulenties opwekken en droge depositie van N bevorderen.

Theobald *et al.* (2001) construeerden een 40 meter lange lijnbron om de opnamecapaciteit van een bestaand landschapselement (150 meter lang, 60 meter breed) met bomen (vooral grove den; een relatief open structuur) vast te kunnen stellen. De hoeveelheid ammoniak die werd geëmitteerd, was gelijk aan die van een kleine kippenstal (24 000 kippen) met een geschatte emissie van 2900 kg ammoniak per jaar. Op basis van gerichte terreinmetingen schatten de onderzoekers dat circa 3% van de geëmitteerde hoeveelheid ammoniak door het landschapselement uit de lucht werd verwijderd. De resultaten toonden tevens aan dat 46% van de hoeveelheid ammoniak die het systeem inging, hierin achterbleef. De conclusie is echter dat deze resultaten een onderschatting van de reële potentie zijn, omwille van de suboptimale structuur van de bestudeerde bomengroep en omwille van methodologische tekortkomingen. Zo schatten Theobald *et al.* (2004a; 2004b) in een vervolgstudie (op basis van een simulatie) in dat 2,1 % van de geëmitteerde hoeveelheid ammoniak kon opgevangen worden door een 15 meter brede, 10 meter hoge bomengroep die begon op 5 meter van een twee meter hoge ammoniak emitterende bron, en tot 7,1 % voor een gelijkaardige maar 60 meter brede bomengroep.

In een verkennende meetcampagne brachten van Dijk *et al.* (2004) de effectiviteit in beeld van een bestaande windsingel op de verspreiding van ammoniak uit een varkenshouderij. De windsingel, gelegen op enkele meter afstand ten noordoosten van de stallen, had een zeer geringe porositeit en bestond vrijwel uitsluitend uit loofbomen (acacia, zomereik en berk) met struiken (els en Amerikaanse vogelkers) langs de buitenranden. De hoogte van de singel bedroeg circa 15-20 meter en de breedte circa 10-15 meter. De varkenshouderij emitteerde circa 1800 g ammoniak per uur. De concentratiemetingen toonden aan dat de windsingel effect had op de verspreiding van ammoniak. Op korte afstand van de stallen, voor de windsingel, werden tot 6 maal hogere concentraties gemeten dan voorspeld voor een situatie zonder windsingel. Het gebied met concentraties hoger dan het regionale

achtergrondniveau was kleiner in vergelijking met een situatie zonder windsingel. De ammoniak werd als het ware bij de bron gehouden.

Uit oriënterende berekeningen van het effect van beplanting op de verspreiding van verkeer gerelateerde emissies (Wesseling *et al.*, 2004), is de filterende werking als gevolg van opname door de planten voor NO_2 geschat op maximaal 10%. Verondersteld wordt dat voor (het relatief goed oplosbare) ammoniak dit percentage hoger zou kunnen liggen dan 10% (Van Dijk *et al.*, 2004).

Dragosits *et al.* (2006) voerden een scenarioanalyse uit met alternatieve N-reducerende maatregelen rondom een grote pluimveehouderij als emissiebron. Zij schatten in dat de aanwezigheid van bomenstroken rondom de boerderijen de gemiddelde ammoniakdepositie in de drie natuurgebieden in het studiegebied kon terugdringen met 9% voor een 50m brede bomenstrook en tot 21% voor een 200m brede bomenstrook. Maximale depositie aan de randen van de natuurgebieden dichtst bij de ammoniakbronnen, wordt geschat gereduceerd te zijn tot 30%.

Patterson *et al.* (2008) maten lagere NH_3 concentraties (16,4 versus 19,3 ppm) in een praktijkexperiment waarbij bomen in verschillende rijen in containers geplaatst werden aan de lijzijde van de pluimveestal, in vergelijking met dezelfde situatie zonder bomen. Bovendien nam de stikstofconcentratie in het blad af met grotere afstand van de bron.

Bealy *et al.* (2014) evalueerden aan de hand van het MODDAS-THETIS model verschillende ontwerpen van boomaanplant nabij ammoniakbronnen om zo de optimale ontwerpen voor de invang van ammoniak nabij kwetsbare ecosystemen te kwantificeren. Daarbij kunnen variaties in onder meer kroonlengte, Leaf Area Index (LAI) en Leaf Area Density (LAD) geëvalueerd worden. Uit deze studie kon ingeschat worden dat tot maximum 27% van de geëmitteerde ammoniak opgevangen kan worden door de bomen op 50m van een huisvestingssysteem voor pluimvee, en tot 60% van de geëmitteerde ammoniak in een agroforestry scenario met kippen met vrije uitloop onder bomen. Bealy *et al.* (2014) concluderen dan ook dat de implementatie van agroforestry systemen met variaties in boomstructuur nabij 'hot spots' van ammoniak een effectieve maatregel kan zijn, zeker in combinatie met andere, bestaande reductiemaatregelen.

Pronk *et al.* (2013) voerden een theoretische berekening uit naar de benodigde begroeide oppervlakte voor een rechtstreekse reductie (door N-opname van groeiende bomen) van 5% van de geëmitteerde hoeveelheid NH_3-N uit een vleeskuikenstal, ervan uitgaand dat:

- de N-opname van groeiende bomen van enkele kilo's tot ongeveer 100 kg N/ha/jaar varieert, en
- een gemiddelde vleeskuikenstal met 40 000 dieren op jaarbasis ongeveer 2600 kg NH_3-N uitstoot.

Het groenelement moet dan 130 kg N (= 5% x 2600 kg NH_3-N) opnemen, en hiervoor is minstens 1.3 ha (= 130 kg N/100 kg N/ha/jaar) oppervlak nodig. Of dit een haalbare kaart is, kan in vraag gesteld worden, hoewel bv een beplanting met korte-omloop hout in de uitloop een piste is die al snel tot een relatief grote (en blijvend productieve) oppervlakte kan leiden. Met deze berekening geeft men aan dat groenelementen slechts in beperkte mate N rechtstreeks kunnen opnemen. Naast N-opname (gebruikt voor de groei) treedt ook passieve afvangst (depositie op bladoppervlak door diffusie) op. Maar eerder dan deze rechtstreekse reducerende effecten, dragen groenelementen volgens de auteurs voornamelijk bij aan het verlagen van ammoniakconcentraties via effecten op luchtstromingspatronen, door verdunning van de emissies door opstuwing en inmenging met meer schonere lucht. Deze aangepaste verspreiding kan de luchtkwaliteit in de lokale omgeving verbeteren, vermits depositie over een groter gebied optreedt. Anderzijds geven de auteurs ook aan dat, zoals in het onderzoek van Van Dijk *et al.* (2005) werd waargenomen, groenelementen de verspreiding van ammoniak kunnen reduceren, waardoor de concentraties tussen stal en groenelement toenemen en de lokale luchtkwaliteit vlak bij de elementen afneemt.

Adrizal *et al.* (2008) stelden vast dat de ammoniakconcentratie bij bomenrijen op 11.4 m afstand van de ventilatoren van een pluimveebedrijf afnam met 78% (in vergelijking met op 0 m afstand). Er werd ook een hogere stikstofconcentratie in het blad waargenomen op 11.4 m afstand in vergelijking met op 40 m afstand van de ventilatoren. Pronk *et al.* (2013) verwijzen naar de studie van Adrizal et al. (2008): zij stellen dat hogere stikstofpercentages in het blad kunnen voortkomen uit een hogere N-opname via blad of depositie, maar dat dit niet vertaald kan worden naar een afname van concentraties in de lucht. Verder stellen ze dat er niet kan worden afgeleid of de afname in de eerste 11 m van de bron veroorzaakt wordt door het groenelement, omdat er geen vergelijking met een controle zonder groenelement werd meegenomen.

Proces en factoren die de effectiviteit bepalen

Het netto-effect van houtige landschapselementen op de ammoniak concentratie wordt bepaald door twee processen: snelheidsdemping en filtering (depositie/opname) (Van Dijk *et al.*, 2005). De snelheidsdemping speelt zich af op twee niveaus:

1. Aan de bron zelf: ammoniakemissies zijn vaak gerelateerd aan windsnelheid. Waar bomen als windscherm kunnen fungeren, kunnen ze potentieel emissies reduceren.
2. Ter hoogte van het landschapselement: door de fysieke aanwezigheid van het element zal de gemiddelde snelheid van de luchtstroom lager zijn dan voor een situatie zonder.

Er kan alleen sprake zijn van een filterende werking indien de verontreiniging in contact kan komen met de beplanting. Voor de gasuitwisseling tussen blad en atmosfeer is een zekere turbulentie rond het blad nodig. Om de luchtbeweging in een beplanting in stand te houden moet deze een zekere openheid (optische porositeit) hebben (Erisman & Draaijers, 2003; Oosterbaan *et al.*, 2006).

Pronk *et al.* (2013) stellen dat de invloed van groenelementen het gecombineerd effect is van (1) extra verdunning door extra turbulentie die door een groenelement rondom een stal wordt opgewekt en (2) mogelijke depositie van ammoniak op de vegetatie.

Hoewel eenduidige criteria voor het ontwerpen van een optimaal functionerend landschapselement nog niet voorhanden zijn, is geweten dat de invangcapaciteit van landschapselementen (en dus de efficiëntie als biofilter) wordt bepaald door structuur/opbouw van het element en de boom- en struiksoorten waaruit het element bestaat.

- Fysieke afmetingen. Hoogte en breedte zijn bepalend voor het effect op de luchtstroming en op de mate waarin verontreiniging in contact komt met de bladeren. Hoe hoger de beplanting hoe groter het gebied waarbinnen de luchtsnelheid wordt gereduceerd. Hoe groter de kruindiameter (breedte), des te langer is de contacttijd tussen blad en verontreiniging
- Optische porositeit. Deze wordt onder meer bepaald door de soortenkeuze, afstand tussen individuele bomen, en onderhoud. Een te lage porositeit (gesloten elementen, bv. een dichte haag) resulteert in stilstand van de lucht in de beplanting waardoor er geen uitwisseling meer plaats vindt en de pluim met verontreiniging over de beplanting geleid wordt. Anderzijds is ook een te open element (onvolledig lijnvormig element, bv een bomenrij zonder ondergroei) minder efficiënt. Ideaal zijn poreuze lijnvormige elementen zoals een halfopen haag, heg of houtkant, of een bomenrij met ondergroei. Een optische porositeit van 40-50% werd voorgeschreven in de VDI richtlijn 3471 (VDI, 1986). Dit is in overeenstemming met de richtlijnen (35-50%) vooropgesteld in de studie van Kraai *et al.* (2009). Raupach *et al.* (2001) toonden aan dat er duidelijk sprake is van een optimale porositeit (20%) van beplanting voor het afvangen van deeltjes > 30 μm.
- Bladoppervlakte Index (Leaf Area Index of LAI). Hoe groter de LAI, hoe meer blad, des te meer luchtverontreiniging kan worden opgenomen. Naaldbomen hebben algemeen een grotere en meer continue LAI dan loofbomen (Breuer *et al.*, 2003). Anderzijds kunnen bladeren van loofbomen naar verwachting ammoniak beter opnemen dan de naalden van naaldbomen. Het netto resultaat is min of meer gelijk. Naaldbomen ondervinden weliswaar eerder schade van ammoniak (zie hieronder). Ook de morfologie van het blad speelt een rol: hoe ruwer, hoe effectiever.

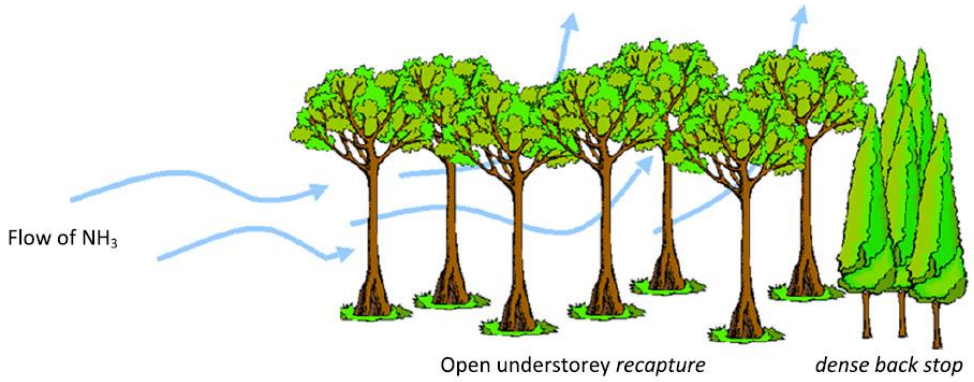
Voor ammoniak bestaat evenwel het risico van eventuele verzadiging; teveel ammoniak zal leiden tot afsterving van bladweefsel en dus tot vermindering van het effectieve bladoppervlak. Een verhoogd stikstofaanbod voor de planten kan o.a. een grotere gevoeligheid voor abiotische stress, een toename van de gevoeligheid voor ziekten en plagen en een verschuiving in de soortensamenstelling tot gevolg hebben. Bomen en struiken reageren zeer verschillend op ammoniak. Twee studies brachten dit goed in kaart (De Temmerman, 1980; Temple *et al.*, 1979). Daaruit blijkt onder meer de grote NH_3 gevoeligheid van naaldbomen. Om die reden moet de aanplant van naaldbomen dichtbij stallen vermeden worden evenals aanplant van gevoelige loofboomsoorten.

Samengevat kan gesteld worden dat de effectiviteit en efficiëntie het grootst zijn voor loofboomsoorten die hoge N behoeftes hebben, een hoge additionele N tolerantie kennen, snel groeien, een grote LAI en een fijne bladstructuur hebben. Hoe hoger de vegetatie, hoe hoger de deposities zullen zijn, dus hoe meer N zal ingevangen worden. Alles heeft te maken met hogere turbulentie en hogere ruwheidslengte (bepaald door kroonhoogte, kroonsluiting en LAI) (Erisman & Draaijers, 2003).

Voor een zo groot mogelijke invangcapaciteit kan een landschapselement het beste bestaan uit hoge bomen met een niet geheel dichte laag van struiken/bomen eronder (Figuur 24). Naast de depositie van bovenaf, wordt dan ook het grootste inwaai-effect bereikt.

Naast kenmerken van de landschapselementen zelf, zijn er nog andere factoren die het reductiepotentieel bepalen. Zo is de ruimtelijke schikking belangrijk.

Het opnameproces wordt gestuurd door het verschil tussen de ammoniakconcentratie in de plant en in de buitenlucht. Is de concentratie in de buitenlucht hoger dan in de plant, dan wordt ammoniak uit de lucht opgenomen. Effecten gelden dan ook vooral op korte afstanden van de stal. Ook dit pleit voor een plaatsing van elementen dicht bij bronnen (100-150m) waar de concentraties het hoogst zijn. Merk ook op: vooral dicht bij bronnen zullen bomen moeten worden aangeplant die ongevoelig zijn voor ammoniak (cfr gevoeligheid hierboven).



Figuur 24: Hoge bomen met een niet geheel dichte laag van struiken/bomen eronder hebben de grootste invangcapaciteit (Bron: Theobald *et al.* (2004a))

Het omgekeerde proces is echter ook mogelijk: is de buitenlucht concentratie lager, dan wordt door de plant ammoniak afgegeven. De plaatsing is hierbij belangrijk, maar ook andere uitwendige omstandigheden zijn belangrijk. Bij hogere temperaturen zoals in de middag, is de interne bladconcentratie relatief hoog en bestaat de kans dat de planten eerder als bron van ammoniak fungeren. Bij lagere temperaturen zoals 's nachts en in de vroege ochtend fungeren ze als sink (Sutton *et al.*, 1995).

Bij vaststelling van de effectiviteit van groen ter vermindering van luchtconcentraties is het interessant om zowel naar de locaties bij bronnen te kijken als naar de locaties waar gevoelige natuurgebieden zich bevinden. Het directe

effect op de concentratie is namelijk heel lokaal en treedt op in een gebied achter het element ter grootte van 15-20 maal de hoogte. Men maakt vaak een onderscheid tussen lokale en regionale (algemene verbetering van de luchtkwaliteit) bescherming. Ook de grootte van het te beschermen habitat is bepalend: kleinere habitats hebben relatief meer voordeel bij omgevingsmaatregelen met landschapselementen (Theobald *et al.*, 2004a; 2004b).

De locatie van de landschapselementen kan best zo gekozen worden dat rekening houdend met de overheersende windrichting het element zoveel mogelijk van de pluim ammoniak kan opvangen. Dit pleit voor een aanplant op korte afstand noordoostelijk van bronnen van emissies zoals stallen. Voor een optimale filtering moet het landschapselement zijwaarts kunnen worden aangestroomd met vervuilde lucht. Merk echter op dat Dragosits *et al.* (2006) in hun studie net aanhalen dat houtige landschapselementen in de nabije omgeving van kwetsbare habitats effectiever zijn dan elementen in de nabijheid van de emissiebron, met name omdat op die manier inkomende depositie van alle omgevende bronnen kan gereduceerd worden, en niet enkel van nabijgelegen boerderijen. Daarbij is het echter belangrijk om op te merken dat met het invangen van N het probleem zich eigenlijk grotendeels gewoon verplaatst. Concentraties in de lucht worden effectief lager, maar ten gevolge van hoge deposities ontstaat een opconcentratie in de bodem en neemt het risico op uitspoeling van nitraten toe indien de omgevende vegetatie die N niet opnieuw kan benutten (De Schrijver *et al.*, 2007; 2008). In die context is het nuttig na te denken over de voorziening van gewassen met voldoende hoge N-behoeftes rondom deze houtige landschapselementen.

Landschapselementen in luwtes zijn minder effectief dan die in volle wind, aangezien de verspreiding en opname bij toenemende windsnelheid groter is.

Hoewel daar in deze studie niet verder op ingegaan wordt, kan beplanting rond een stal mogelijk ook de verspreiding van andere emissies tegengaan zoals fijn stof en geur. Stofdeeltjes worden (deels) in het element afgevangen. De vangst efficiëntie is het hoogst voor deeltjes met relatief grote diameters (>40-50 μm). Voor PM10 ligt de vangstefficiency in de orde grootte van maximaal ca. 25%, en op circa 10% voor PM5. Geur verspreid als gas zal als gevolg van de extra turbulentie die ontstaat door beplanting worden gemengd en verdund met hogere luchtlagen waardoor de geurbelasting op leefniveau afneemt. Geur geadsorbeerd aan stofdeeltjes kan gedeeltelijk door beplanting worden afgevangen.

In conclusie kan gesteld worden dat er bijkomend onderzoek nodig is onder praktijkomstandigheden om de effectiviteit van deze maatregel beter te kwantificeren en te onderscheiden voor de verschillende types en structuren van landschapselementen en de soorten waaruit ze bestaan. Hoewel de meest recente modelstudies veelbelovend zijn om de randvoorwaarden bij deze maatregel, die noodzakelijk zijn om voldoende hoge reducties te verkrijgen, verder uit te werken, is complementair empirisch onderzoek noodzakelijk.

8 Reductiemaatregelen voor externe mestopslag

Het reduceren van ammoniakuitstoot van extern opgeslagen mest is gebaseerd op één van de volgende principes: (1) het vrije oppervlak van de mestopslag verkleinen (bv. door afdekking, door diepere opslagtanks), (2) de ammoniakbronsterkte verminderen (bv. door de pH te verlagen), (3) de mest zoveel mogelijk onverstoord laten liggen. Het is praktisch makkelijker haalbaar om deze principes toe te passen bij mengmest dan bij stalmest (UNECE, 2014).

Vooraleer de reductiemaatregelen te bespreken, wordt een bondig overzicht gegeven van de huidige Vlaamse wetgeving inzake mestopslag.

8.1 Vlaamse wetgeving inzake mestopslag

8.1.1 Vaste opslagplaatsen

De huidige VLAREM wetgeving (versie 4 oktober 2014) specifieert dat "permanente opslagplaatsen van vaste dierlijke mest buiten de stal dienen voorzien te zijn van een vloer uitgevoerd in verhard materiaal. De vloer moet mestdicht zijn. Indien nodig dient de mestdichtheid verzekerd te worden door een mestbestendige afdichtingslaag. Deze opslagplaatsen moeten langs drie zijden omgeven zijn door mestdichte wanden van voldoende hoogte die aan dezelfde eisen voldoen als deze gesteld aan de vloer." De afdekking van vaste mest wordt in deze wettekst niet verplicht (Vlaamse Regering, 2014).

De VLAREM regelgeving voor mengmest ligt anders: "opslagplaatsen gelegen buiten de stallen zijn, de noodzakelijke ontluchtingspijpen uitgezonderd, afgesloten van de buitenlucht. Voor de opslagplaatsen bestemd voor opslag van effluenten met een laag gehalte aan ammoniakale stikstof, zoals bepaald in het meststoffendecreet, afkomstig van mestbe- of mestverwerkingsinstallaties kan hiervan worden afgeweken in de milieuvergunning." Onbewerkte of onverwerkte mengmest dient, in tegenstelling tot vaste mest dus wel afgedekt te worden volgens de huidige wetgeving (Vlaamse Regering, 2014).

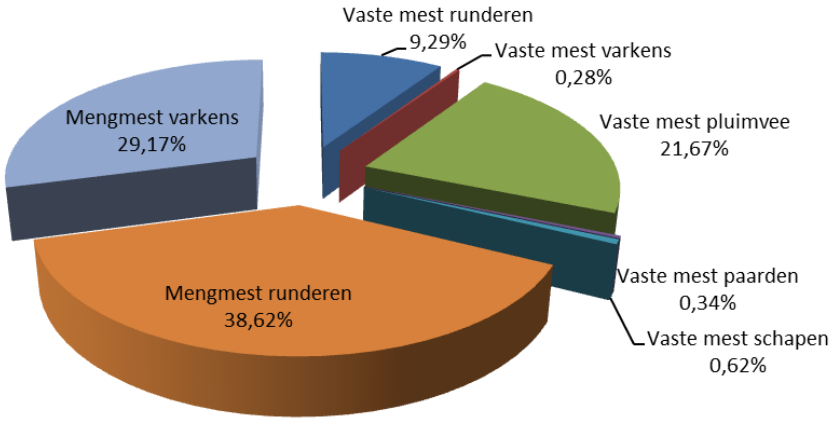
8.1.2 Tijdelijke opslagplaatsen

Vaste dierlijke mest (stalmest, champost en vaste fractie na het scheiden van dierlijke mest en dierlijke mest met een drogestofgehalte van minimum 20%), mag tijdelijk opgeslagen worden op landbouwgrond voor hij gespreid wordt. Dat kan ook voor vloeibare meststoffen zoals mengmest, maar dan wel in een tijdelijke opslagstructuur zoals een oprolbare mestzak. Vanaf 15 november 2013 is het verboden om vaste dierlijke mest op te slaan op landbouwgrond van 15 november tot 15 januari. Buiten die periode mag vaste dierlijke mest slechts één maand opgeslagen worden op landbouwgrond (Vlaamse Landmaatschappij, 2010). In het ontwerp actieprogramma MAP5 is aangegeven dat deze beperking zal worden herzien in het licht van de resultaten van lopende pilootstudies. Indien uit deze studies kan worden besloten dat de opslag van stalmest op de kopakker geen bijkomende verliezen naar het milieu zal veroorzaken, zal dit in de winterperiode worden toegelaten indien men beschermende maatregelen (bedekking met halfdoorlatende bedekking, strolaag onder de opgeslagen mest) neemt.

8.1.3 Externe mestopslag

De meest recente publicatie (LNE & Departement Landbouw en Visserij, 2006) rond de situatie in Vlaanderen op het vlak van de externe mestopslag is gebaseerd op enquêtegegevens uit 2004. Deze publicatie lijst de opgeslagen hoeveelheden vaste mest en mengmest op per diersoort en maakt aan de hand van deze extern opgeslagen hoeveelheden, en aan de hand van cijfers over de ammoniakvrijstelling uit verschillende types mest opgeslagen onder verschillende omstandigheden, een ruwe schatting van de totale ammoniakemissie uit externe mestopslag in Vlaanderen in 2004. De totale emissie uit externe mestopslag wordt hier geschat op 217,4 ton ammoniak/jaar.

In Figuur 25 wordt de verdeling van dit cijfer over de verschillende bronnen voorgesteld. Aangezien de studie gebaseerd is op gegevens uit 2004, is een verschuiving van deze verdeling in het laatste decennium zeker mogelijk, en zijn de cijfers dus enkel geschikt om *grootteordes* weer te geven van de hoeveelheden opgeslagen mest per gehouden soort vee, opgesplitst volgens vaste mest en mengmest.



Figuur 25: Geschatte verdeling van de totale ammoniakemissie uit externe mestopslag in de Vlaamse veeteelt in 2004, opgesplitst naar mesttype en diersoort (bron: LNE en Departement Landbouw en Visserij (2006))

De emissiecijfers die werden bekomen via een modelmatige aanpak (VMM, 2014), schatten de totale ammoniakemissie lager in dan de eerder vermelde 217,4 ton/jaar. In Tabel 13 wordt de totale ammoniakemissie uit externe mestopslag in Vlaanderen voor de periode 2000-2012 weergegeven, zoals ze berekend werd met het door VMM gebruikte EMAV-model (=EmissieModel Ammoniak Vlaanderen). De bekomen emissiecijfers vertonen een dalende trend tussen 2000 en 2012. Volgens het EMAV-model bedroeg de totale ammoniakemissie afkomstig van extern opgeslagen mest 64,4 ton in het jaar 2000. In 2012 was dit nog slechts 48,3 ton. Sowieso vormen de bekomen hoeveelheden slechts een kleine aandeel van de totale ammoniakemissie uit dierlijke mest. Het EMAV-model schat in dat het aandeel van ammoniak uit externe mestopslag rond de 0,1% van de totale ammoniakemissie uit dierlijke mest schommelt (VMM, 2014).

Tabel 13: Ammoniakemissie uit externe mestopslag in Vlaanderen voor de periode 2000-2012 volgens het EMAV-model (persoonlijke communicatie, VMM).

Jaar	NH_3-emissie (ton NH_3)
2000	64,4
2001	63,3
2002	63,6
2003	62,4
2004	62,4
2005	62,5
2006	62,2
2007	52,6
2008	54,2
2009	51,3
2010	51,8
2011	50,1
2012	48,3

8.2 Reductiemaatregelen voor mestopslag van mengmest

8.2.1 Categorie 1 technieken

Vervanging van (open) opslagbekken door (open) opslagtank of -silo[7]

Mengmest die buiten de stal wordt bewaard, wordt meestal opgeslagen in tanks, silo's of bekkens. De ammoniakemissie vanuit tanks en silo's is over het algemeen lager dan vanuit bekkens, aangezien de verhouding vrij mestoppervlak/mestvolume in bekkens meestal hoger ligt, en er dus meer gasuitwisseling met de omgeving kan plaatsvinden (UNECE, 2014; Nicholson *et al.*, 2002; Webb *et al.*, 2005).

Het reduceren van het vrije oppervlak is een goede methode om ammoniakemissie tegen te gaan, maar kan enkel worden overwogen bij de bouw van een nieuwe opslagstructuur. Een mestopslagtank zal voor meer reductie van de ammoniakemissie zorgen naarmate ze hoger wordt gebouwd (door verdere reductie van het vrij mestoppervlak), maar daar staat tegenover dat het mengen van mest in hoge structuren moeilijk is (UNECE, 2014).

Deksel, dak of tentstructuur

De best bewezen methode om ammoniakemissie te reduceren vanuit mengmest in tanks of silo's, is het afdekken van deze opslagplaatsen met een deksel, een dak of een tentstructuur (Webb *et al.*, 2005). Zulke afdekkingen moeten luchtuitwisseling zo laag mogelijk houden, evenwel zonder het risico te lopen dat er ontvlambare gassen zoals methaan kunnen opstapelen in de opslagruimte. Een minimale ventilatie is dus noodzakelijk (UNECE, 2014; Webb *et al.*, 2005).

Het is echter niet altijd mogelijk om deze bedekkingen op bestaande opslagstructuren te retrofitten. Dit hangt af van de structurele integriteit van de opslagplaats en van de sterkte van de constructie, aangezien een opbouw voor een aanzienlijke extra belasting zorgt (UNECE, 2014).

Een extra voordeel van een deksel, dak of tent is dat er geen regenwater in de opslag loopt, waardoor de nodige capaciteit kleiner en voorspelbaarder wordt, en waardoor de kosten van verspreiding van de mest over het land lager zijn (UNECE, 2014).

Vorming van natuurlijke korst

Door opgeslagen mest zo min mogelijk te roeren en door nieuwe mest in een opslagstructuur onder het oppervlak toe te dienen, kan zich een natuurlijke korst vormen, die de ammoniakemissie zal reduceren. Deze maatregel is vrijwel kosteloos, maar is enkel mogelijk indien de landbouwer zijn mest niet geregeld moet omroeren voor verspreiding op het land, en indien de mest ook effectief een korst vormt (UNECE, 2014). Er werd bijvoorbeeld een groot verschil gemeten tussen de NH_3-emissies uit open bassins met rundermengmest die van onderaf worden gevuld (3-8% N-verlies) tegen de emissies uit open bassins die van bovenaf worden gevuld (29-39% N-verlies) (Muck *et al.*, 1984). Deze metingen werden uitgevoerd op open opslagsystemen voor mengmest, die verboden zijn in Vlaanderen. Een kanttekening bij deze techniek: het is technisch moeilijk om bassins van onderuit te vullen; voor bovengrondse tanks is dit een stuk eenvoudiger is (Nicholson *et al.*, 2002). Webb *et al.* (2005) omschrijft deze techniek als een minder efficiënte en soms moeilijk bruikbare techniek, maar wel een zeer goedkope oplossing.

Drijvend afdekzeil voor kleine opslagbekkens

Drijvende afdekzeilen voor kleine opslagbekkens zijn beschikbaar in diverse materialen: plastic, canvas, geotextiel of een ander geschikt impermeabel of permeabel materiaal. Deze afdekkingen worden vooral gebruikt op kleine opslagbekkens (UNECE, 2014).

[7] Deze maatregel is niet relevant voor de Vlaamse situatie.

Drijvend afdekzeil voor grote opslagbekkens, tanks en silo's
Voor grotere bekkens en voor andere opslagstructuren zijn er een reeks technische moeilijkheden om drijvende afdekkingen te installeren. Impermeabele zeilen hebben een minimale ventilatie onder het zeil nodig en daarnaast ook een manier om regenwater dat erop verzamelt, af te voeren. Permeabele zeilen moeten dan weer beveiligd worden tegen de wind. Beide types moeten verticale beweging toelaten bij vullen en ledigen.

De duurzaamheid van drijvende zeilen voor grote opslagbekkens, tanks en silo's werd nog onvoldoende getest. Deze aspecten moeten technisch geoptimaliseerd worden voor deze afdekkingen in de praktijk ruim kunnen toegepast worden (UNECE, 2014).

Andere drijvende afdekkingen voor opslagbekkens, tanks en silo's
Geëxpandeerde kleikorrels, olie, versneden stro, turf en commerciële oplossingen zoals Hexacover kunnen als een emissiereducerende toplaag op niet-korstvormende (varkens-)mest worden gelegd. Het voordeel van een permeabele bedekking is dat er geen hemelwater verzamelt op de bedekking en dat scheuren niet kunnen optreden zoals bij afdekzeilen (UNECE, 2014; Webb *et al.*, 2005).

Een nadeel is dat deze types van drijvende afdekking de homogenisatie van de mest net voor verspreiding kunnen hinderen. Sommige types kunnen het verspreidingsproces zelf hinderen (UNECE, 2014).

Portejoie *et al.* (2003) bestudeerden de effecten van verschillende afdekkingen, i.e. olie, plastic film, geperforeerde polystrene dobber, turf en zeolieten, op NH_3 emissies tijdens opslag en na aanwending op het land. Erg hoge NH_3 reducties werden bekomen tijdens opslag, variërend van 74% voor de geperforeerde dobber tot 100% voor turf,. Over het hele proces (opslag + aanwending op het land) werden NH_3 emissies gereduceerd van 40% door olie tot 65-71% door zeolieten met verschillende partikelgrootte.

Opslagzakken
Opslagzakken zijn geschikt voor het reduceren van emissies op kleine bedrijven (bv. <150 varkens). Zakgroottes limiteren momenteel het gebruik voor grotere bedrijven (UNECE, 2014).

Opslag in een anaërobe vergistingsinstallatie
In een studie door Amon *et al.* (2006) werd aangetoond dat mengmest in een anaërobe vergister 76% minder ammoniak vrijstelt dan in een afgedekte tank. De voordelen die behaald werden tijdens opslag werden echter ongedaan gemaakt tijdens het uitrijden van het digestaat, waar een grotere NH_3-emissie optrad dan bij onbehandelde mest, wat waarschijnlijk veroorzaakt werd door een hogere ammoniakale stikstofinhoud en een hogere pH van het digestaat. Amon *et al.* (2006) argumenteren dat het meest significante voordeel van opslag in een anaërobe vergistingsinstallatie de verminderde vrijstelling van methaan, een sterk broeikasgas, is. De totale emissie aan broeikasgassen (in CO2 equivalenten) was 59% lager bij anaërobe vergisting in vergelijking met de afgedekte referentieopslag. Verder argumenteren dezelfde auteurs dat de ammoniakemissie beter gereduceerd wordt door reductietechnieken tijdens het uitrijden van de mest, aangezien opslag in hun opstelling bij de referentietechniek 18,1% en bij de anaërobe vergistingsinstallatie 4,3% van de totale ammoniakemissie veroorzaakte, tegenover respectievelijk 81,9% en 95,7% voor het uitrijden van de mest/het digestaat.

Aanzuren
Aanzuren van mest wordt als emissiereducerende techniek besproken bij 6.1 en 6.2.

8.2.2 Categorie 2 technieken

Denitrificatie
Pilootprojecten tonen aan dat het mogelijk is om ammoniakemissie te verminderen door ammonium in mengmest om te zetten in stikstofgas door de mest alternerend bloot te stellen aan aërobe en anaërobe condities. Hiervoor is een specifieke reactor noodzakelijk. Er is echter meer onderzoek nodig naar de efficiëntie en de betrouwbaarheid van dit systeem. Ook is er weinig gekend over de impact op andere emissies, bijvoorbeeld N_2O (UNECE, 2014).

8.2.3 Categorie 3 technieken

Mengmest mengen met lucht
Mengen van mengmest met lucht wordt als emissiereducerende techniek besproken bij 6.1.

8.3 Reductiemaatregelen voor mestopslag van vaste mest

Ammoniakemissie is over het algemeen groter uit vaste mest dan uit mengmest. Er worden cijfers genoemd in de grootteorde van 2-10% van totale N die geëmitteerd wordt als ammoniak bij mengmest, en een grootteorde van 17-23% (toenemend met de opslagtijd) voor vaste mest (Nicholson *et al.*, 2002). Een nadeel van mengmest, waar anaërobe processen in plaatsvinden, is dat er ongeveer 10 maal meer methaan, een krachtig broeikasgas, wordt geproduceerd. Er zou ook 50% meer N_2O geproduceerd worden (UNECE, 2014).

8.3.1 Categorie 1 technieken

Er werden geen maatregelen die in deze categorie behoren teruggevonden.

8.3.2 Categorie 2 technieken

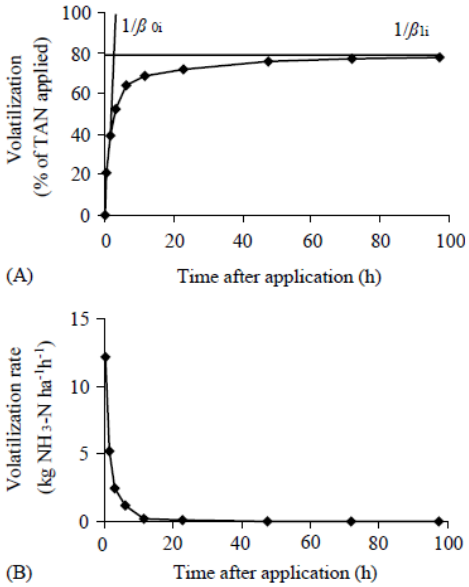
Afdekken van stalmest met of zonder voorafgaande compactie
Het compacteren en afdekken van stalmest van rundvee en varkens met plastic covers kan de ammoniakemissie substantieel verminderen, zonder de uitstoot van methaan en N_2O te beïnvloeden. Deze techniek moet echter uitvoeriger getest worden (UNECE, 2014). Chadwick (2005) toonde aan dat een NH_3-emissiereductie van 80-90% kan worden bereikt door het compacteren en afdekken van stalmest van runderen. Hierbij blijken vooral de eerste drie weken van de opslag voor de grootste uitstoot te zorgen, waarschijnlijk door interne warmteontwikkeling in de mesthoop (Chadwick, 2005). De resultaten van deze studie toonden ook aan dat er een even grote reductie van de NH_3-emissies wordt gehaald als de hoop wordt gevormd onder een periode van persistente regen, waarschijnlijk omdat deze regen de interne warmteontwikkeling ook tegengaat. Hansen *et al.* (2006) toonden aan dat het afdekken van vaste varkensmest de ammoniakemissie met 12% vermindert.

De kosten voor het afdekken van runderstalmest en varkensstalmest is een dure aangelegenheid. Volgens Webb *et al.* (2006b) kosten deze maatregelen respectievelijk 192,27€ en 116,00€/kg NH_3-N die wordt bewaard. Het afdekken van kippenmest zou dan weer een zeer kostenefficiënte mogelijkheid (0,22-0,23€/kg NH_3-N die wordt bewaard) zijn. Deze maatregel zou echter niet tot grote totale reducties van ammoniakuitstoot leiden (data voor Verenigd Koninkrijk) (Webb *et al.*, 2006b). Aangezien er meer onderzoek nodig is naar de praktische haalbaarheid en de efficiëntie van de ammoniakreductie door het afdekken van stalmest, wordt deze maatregel onder categorie 2 gerekend.

9 Mestaanwendingstechnieken

9.1 Algemeen

Wanneer mest wordt aangebracht op het land vertonen de NH_3 emissies een typisch patroon. De NH_3 vervluchtiging snelheid is namelijk niet lineair met de tijd maar is gewoonlijk grootst onmiddellijk na applicatie op het land, waarna deze vlug afneemt (Bless *et al.*, 1991; Huijsmans & de Mol, 1999). Dit patroon wordt weergegeven in Figuur 26. De piekemissies zijn deels te wijten aan de hoge initiële concentratie in Totaal Ammoniakaal N (TAN), i.e. de som van NH_3 en NH_4^+, en deels door veranderingen in de pH. De daling in NH_3 vervluchtiging wordt voornamelijk veroorzaakt door een verminderde concentratie TAN als gevolg van emissies, infiltratie en nitrificatie (Sommer & Hutchings, 2001).



Figuur 26: De NH_3 vervluchtiging van een experimenteel plot uitgedrukt als (A) cumulatieve vervluchtiging in % aangebracht Totaal Ammoniakaal N (% TAN) en als (B) tijdsverloop van de vervluchtiging snelheid (bron: Huijsmans *et al.* (2003))

De hoeveelheid en intensiteit van de NH_3 emissies uit mest aangebracht op het land hangen af van vele factoren. Een overzicht van de factoren die de totale NH_3 emissies meebepalen wordt weergegeven in Tabel 14. De factoren worden ingedeeld in directe (eerste rij) en indirecte effecten. De voornaamste factoren worden hierna meer in detail besproken.

Tabel 14: Overzicht van factoren die de NH_3 emissies van op het land aangebracht mest beïnvloeden (bron: aangepast uit Sommer & Hutchings, (2001))

NH_3 concentraties aan mestoppervlak	Overdracht NH_3 van oppervlak naar atmosfeer	Blootgesteld mestoppervlak	Tijd blootstelling mest aan lucht
NH_4^+ concentratie id mest	bladerdek	Tot. aangebracht mestoppervlak	applicatie
luchttemperatuur	korstvorming	gewascontaminatie	ploegen
pH mest	ruwheid grondoppervlak	bandapplicatie, injectie	infiltratiesnelheid
verdampingssnelheid	windsnelheid		vervluchtiging snelheid
	zonnestraling		

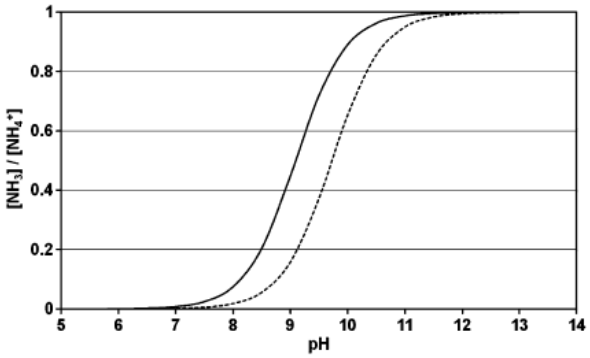
Mesteigenschappen

Het *mestoppervlak* is bepalend voor het contact van de mest met de omgeving en daarmee de invloed van omgevingsfactoren op de uitwisseling van gassen en dus de emissies (Groenestein *et al.*, 2010).

Mesthoeveelheid. Algemeen geldt dat hoe groter de bron is, hoe meer emissies er te verwachten zijn (Groenestein *et al.*, 2010). Huijsmans *et al.* (2003) vonden geen effect van hoeveelheid toegediende mest op de totale NH_3 emissies uitgedrukt als % aangebrachte TAN maar vonden wel een positief effect op emissiesnelheid uitgedrukt in kg/ha/h. Andere studies vonden een daling in hoeveelheid NH_3 geëmiteerd per eenheid aangebrachte mest (Frost, 1994) of TAN (Thompson *et al.*, 1990) met stijgende applicatie, vermoedelijk door een verlaagde oppervlakte-volume verhouding bij verhoogde applicatie.

Mesttemperatuur. De processen die instaan voor de omzettingen in de mest en die leiden tot emissies verlopen veelal sneller bij hogere temperaturen (Philippe *et al.*, 2011). De mesttemperatuur op het veld wordt voornamelijk bepaald door de luchttemperatuur en de windsnelheid over de mest (Groenestein *et al.*, 2010).

De *zuurtegraad* heeft een effect op het evenwicht tussen NH_4^+ en NH_3. Verlagen van de pH resulteert in een verschuiving naar NH_4^+ waardoor de NH_3 concentratie in de mest daalt en dus ook de NH_3 emissies verlagen (Philippe *et al.*, 2011). Figuur 27 geeft het verband weer tussen de pH, de temperatuur en het dissociatie evenwicht tussen NH_3 en NH_4^+.



Figuur 27: Invloed van de pH en de temperatuur op het dissociatie evenwicht tussen NH_3 en NH_4^+ in de vloeibare fase (volle lijn: 30 °C; stippellijn: 10 °C) (bron: Philippe *et al.* (2011)).

Een hogere hoeveelheid *Totaal Ammoniakaal N (TAN)* in de mest resulteert in hogere NH_3 emissies omdat er een grotere bron van N voorhanden is (Huijsmans *et al.*, 2003).

Het *Droge Stof-gehalte* bepaalt mee de infiltratie in de bodem en dus de tijd dat de mest wordt blootgesteld aan de lucht (Sommer *et al.*, 2006a). Het DS-gehalte van mengmest wordt gewoonlijk aanzien als één van de belangrijkste factoren die NH_3 emissies beïnvloeden (Misselbrook *et a*l., 2005a). Een hoger DS-gehalte verhoogt NH_3 emissies. Een grotere invloed van DS-gehalte werd gevonden bij rundvee mengmest dan bij varkensmengmest door Misselbrook *et al.* (2005a). Volgens de auteurs is dit mogelijk te wijten aan de mestsamenstelling. Rundveemest bevat typisch meer vezelig materiaal welke de viscositeit verhoogt en infiltratie in de bodem in hogere mate verhindert dan de korreligere vaste stoffen in varkensmest. Smith *et al.* (2000b) vonden een lineaire relatie tussen de NH_3 emissies en het DS-gehalte (binnen de range van 2-5% DS) na applicatie van rundvee mengmest op grasland met een stijging van 6% in NH_3 emissies voor elke 1% stijging in DS-gehalte. Het DS-gehalte had geen effect op de totale NH_3 emissies in een studie van Thompson & Meisinger (2002) met rundvee mengmest onder warme omstandigheden, maar beïnvloedde wel het tijdsverloop van de emissies. Mengmest met hogere DS-gehaltes vertoonde hogere niveaus van NH_3 emissies gedurende de eerste 12 tot 24 uur maar lagere niveaus daarna. Deze lagere emissies zouden te wijten zijn aan het sneller drogen en vormen van een korst bij hogere DS-gehaltes.

Droogte en korstvorming verhogen de fysische weerstand van NH_4^+ en NH_3 transport in de mengmest en van vrijstelling van NH_3 uit de mest. Thompson & Meisinger (2002) suggereren dat het totale effect van het DS-gehalte afhangt van de relatieve invloed van infiltratie en korstvorming en dat de heersende weersomstandigheden het evenwicht bepalen tussen de twee effecten. In gematigde klimatologische omstandigheden zou infiltratie overheersen met verhoogde infiltratie bij lagere DS-gehaltes. Huijsmans *et al.* (2003) vonden daarentegen geen effect van DS-gehalte op de emissies van toegediende mest in Nederlands onderzoek.

Omgevingsfactoren

Zonnestraling verhoogt de emissies op 3 manieren, namelijk (1) opwarming door de zon verhoogt de turbulentie in de atmosfeer en verhoogt zo het transport van NH_3 weg van het oppervlak, (2) zonnestraling stuurt de verdamping van water en verhoogt zo de TAN concentratie in de resterende mest, en (3) zonnestraling verhoogt de temperatuur van de mest en verhoogt zo de NH_3 concentraties (Sommer & Hutchings, 2001). Tamminga *et al.* (2009) berekenden op basis van een model van mestapplicatie op grasland van Huijsmans *et al.* (2001) dat een toename van de zonnestraling met 100 $J/cm^2/h$ leidde tot een toename van 75% in NH_3 emissies.

De *luchttemperatuur* bepaalt mee de temperatuur van de mest en dus het verloop van de chemische en biologische processen. Een hogere temperatuur resulteert algemeen in meer emissies. Génermont & Cellier (1997) vonden dat een toename in luchttemperatuur met 2°C of 4°C resulteerde in een stijging van de emissies met ongeveer 10% en 20%. Een verhoging van de gemiddelde luchttemperatuur van 10°C naar 20°C deed, afhankelijk van de mestaanwendingstechniek, de emissies met 55 tot 85% toenemen op akkerland in een uitgebreide Nederlandse studie van Huijsmans *et al.* (2003). Door Misselbrook *et al.* (2005a) werd geen effect gevonden van temperatuur bij mengmest noch bij vaste mest, vermoedelijk door interacties met andere variabelen door mesttoediening op andere tijdstippen van het jaar. Diezelfde auteurs suggereren dat korstvorming van de mest bij hogere temperaturen de emissies mogelijks reduceerde. De relatie tussen luchttemperatuur en NH_3 emissies is vaak een reflectie van het opwarmend effect van zonnestraling, hoewel koele mest ook opgewarmd kan worden door warme lucht eromheen (Sommer & Hutchings, 2001).

Windsnelheid wordt door verschillende studies geïdentificeerd als een belangrijke beïnvloedende factor van NH_3 emissies (Misselbrook *et al.*, 2005a; Sommer *et al.*, 1991; Thompson *et al.*, 1990). Door de wind wordt vervluchte NH_3 verwijderd. Aldus verminderen de NH_3 concentraties boven de mest wat op zijn beurt NH_3 overdracht van de vloeibare naar de gasfase stimuleert (Huijsmans *et al.*, 2003; Sommer & Olesen, 2000). Sommer *et al.* (1991) vonden een stijging in emissies met toenemende windsnelheid tot 2,5 m/s^1 maar geen verdere toename werd waargenomen tot windsnelheden van 4,0 m/s^1. Verandering in windsnelheid met een factor 0,5 en 1,5 leidden respectievelijk tot wijzigingen in NH_3 emissies met -26% en +17% in een simulatie van Génermont & Cellier (1997). Windsnelheid had ook een positief effect op NH_3 emissies in een studie van Thompson *et al.* (1990). Het effect was echter beperkt ten opzichte van de totale verliezen. Een stijging van de windsnelheid van 0,5 naar 3,0 m/s verhoogde de totale emissies over 5 dagen met een factor 0,29. Het effect van windsnelheid was ook meest uitgesproken tijdens de eerste 24 uur na applicatie van de mest.

Neerslag kan de infiltratiesnelheid van de mest versnellen en de hoeveelheid TAN verdunnen, beiden met een daling in NH_3 emissies tot gevolg (Sommer & Olesen, 2000). Daarnaast kan neerslag ook mest van het gras afspoelen en aldus het mestoppervlak verkleinen wat eveneens de NH_3 emissies reduceert (Sommer & Hutchings, 2001). Het herbevochtigen van vaste mest enkele dagen na applicatie kan drogen van de mest echter belemmeren en zo de emissieperiode verlengen (Misselbrook *et al.*, 2005a). Volgens Sommer & Hutchings (2001) zou een vergelijkbare stijging in emissies zich kunnen voordoen als gedroogde kippenmest wordt bevochtigd aangezien vochtige omstandigheden de hydrolyse van urinezuur naar NH_4^+ bevordert.

Gewas. De aanwezigheid, densiteit, hoogte en het soort gewas zijn van invloed op de NH_3 emissies van mest aangebracht op het land (Misselbrook *et al.*, 2002; Sommer *et al.*, 1997; Thorman *et al.*, 2008). Aanbrengen van de mest op het gewas kan leiden tot een vergroting van het mestoppervlak terwijl aanbrengen onder het gewas door afscherming net het contact met de omgeving kan berperken (verlaagde windsnelheid en instraling). Daarenboven vonden Sommer *et al.* (1997) dat directe opname van NH_3 door het bladerdek verantwoordelijk was voor een aanzienlijk deel van de geobserveerde NH_3 reducties (tot 20 à 40%, afhankelijk van de mestaanwendingstechniek).

Bodemomstandigheden

De *bodemvochtigheid* beïnvloedt de infiltratie van de mest in de bodem. Een hoge bodemvochtigheid zal de capaciteit van de bodem om vloeistof op te nemen uit de mest verminderen. Sommer & Jacobsen (1999) en Sommer & Olesen (2000) vonden inderdaad hogere emissies bij nattere bodems. Smith *et al.* (2000b) vonden echter hogere emissies bij drogere bodems waarschijnlijk door het hydrofobe karakter van erg droge bodems. Andere studies vonden geen significant effect van bodemvochtigheid op de NH_3 emissies (Huijsmans *et al.*, 2003; Misselbrook *et al.*, 2005a).

Bodemzuurtegraad. Zoals eerder aangehaald heeft de pH een invloed op het dissociatie evenwicht tussen NH_3 en NH_4^+ in de vloeibare fase (Figuur 27). Een stijging in de bodemzuurtegraad verschuift de reactie richting NH_3 en verhoogt dus de NH_3 emissies (Sommer & Olesen, 2000).

Meetmethode

Webb *et al.* (2012) vergeleken de resultaten van verschillende andere studies en vonden consequent hogere emissies voor windtunnelmetingen dan andere metingen en suggereren een overschatting van de NH_3 emissies gemeten met deze methode. Volgens Génermont & Cellier (1997) leiden kleinere plots tot een overschatting van de emissies aan het begin van de meetcampagnes door advectie. Bijgevolg dient bij de interpretatie van de resultaten rekening gehouden worden met de grootte van de plots en met de meetmethodes.

9.2 Reductiemaatregelen voor mestaanwending

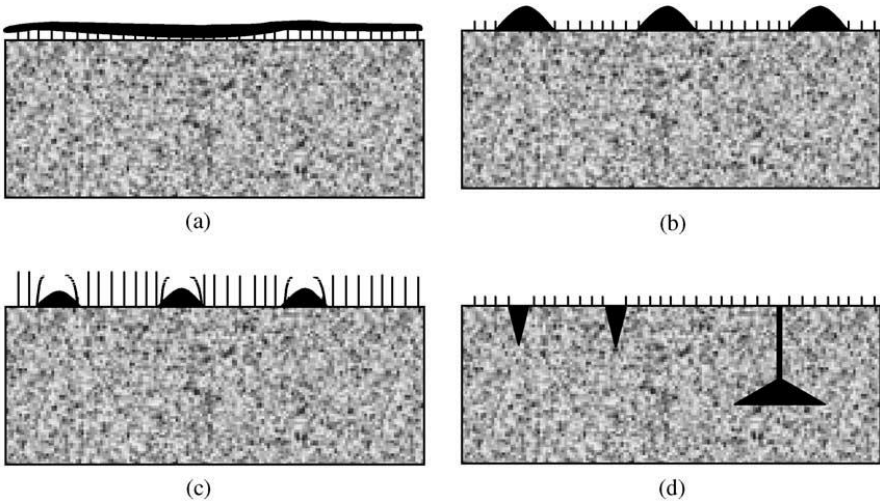
De NH_3 emissies uit mest aangebracht op het land worden gereduceerd door één van volgende principes (UNECE, 2014):

- verkleinen van het emitterend oppervlak
- inkorten van de tijd dat emissies kunnen plaatsvinden
- verminderen van de bronsterkte van het emitterend oppervlak

Onafhankelijk van de aangewende technieken zullen de NH_3 emissies afhangen van allerhande factoren zoals hierboven beschreven. De variaties in de invloedsfactoren waargenomen in de verschillende studies dragen dan ook bij tot de range van NH_3 emissiereducties die werden waargenomen voor de verschillende technieken.

De traditionele techniek voor mestaanwending is breedwerpig uitspreiden *(broadcast spreading, surface spreading)*. Onder breedwerpig uitspreiden wordt verstaan dat onbehandelde vloeibare of vaste dierlijke mest breedwerpig wordt uitgespreid over het grondoppervlak, niet gevolgd door inwerking in de bodem en zonder nastreven van tijdstippen voor mestaanwending die NH_3 verliezen zouden kunnen reduceren (tijdsmanagement) (UNECE, 2014). Voor vloeibare mest houdt dit gewoonlijk in dat de mest onder druk via een uitstroomopening achteraan de tank op een spreidplaat wordt gepompt waarna deze vervolgens waaiervormig over het oppervlak wordt verspreid (Groenestein *et al.*, 2010). De werkbreedte is typisch 6 à 9 m (UNECE, 2014). Een schematische voorstelling wordt weergegeven in Figuur 28a. Gezien het grote contact met de lucht zijn de NH_3 emissies aanzienlijk. De gemiddelde emissies liggen meestal in de range van 40-70 % aangebrachte TAN, hoewel waarden buiten deze range ook voorkomen (Huijsmans *et al.*, 2001; Huijsmans *et al.*, 2003; Sommer *et al.*, 1991). Het voordeel

van deze techniek is dat ze snel en goedkoop is (Webb *et al.*, 2010). Naast de hoge NH_3 emissies zijn andere nadelen van het breedwerpig uitspreiden een ongelijke verdeling van de mest (voornamelijk onder winderige omstandigheden), mogelijke schade aan de graszode, contaminatie van gewassen met micro-organismen (wat kan leiden tot fermentatie van het kuilvoer), en runoff naar waterwegen. Daarnaast geeft de hoge NH_3 vervluchtiging vaak mee aanleiding tot ongelijke gewasresponsen (Webb *et al.*, 2010). Vanwege het gemak en de lage kost van deze techniek is het desalniettemin de meest gebruikte techniek in Europa (Sommer & Hutchings, 2001). In België is deze techniek niet meer toegelaten en daarom wordt deze niet verder in detail besproken.



Figuur 28: Schematisch voorstelling van mengmest aangebracht op het land volgens verschillende mestaanwendingstechnieken: (a) breedwerpig uitspreiden – spreiden van mengmest over het gewas; (b) sleepslangtechniek – mengmest in smalle stroken geplaatst op het gewas; (c) sleepvoettechniek – mengmest in smalle stroken geplaatst tussen het gewas; (d) sleufkouter/zodenbemester – mengmest in smalle, open sleuven geplaatst; mestinjectie – mengmest in diepe, gesloten sleuven geplaatst (bron: Misselbrook *et al.* (2002)).

Hierna volgt een korte beschrijving van de verschillende emissiereducerende technieken, ingedeeld volgens de 3 categorieën besproken in de inleiding. Een overzicht van het reductiepercentage, de toepasbaarheid, de voor- en nadelen, de knelpunten en kostprijs wordt weergegeven in de algemene tabel. Een overzicht van de huidige Vlaamse wetgeving rond mestaanwending is te vinden in Bijlage 2.

9.2.1 Categorie 1 technieken

Sleepslangtechniek (trailing hose)

De sleepslangtechniek is een vorm van bandapplicatie waarbij vloeibare mest in smalle stroken op de bodem of het gras wordt aangebracht (Figuur 28b). De mest wordt gelost op of juist boven de grond via een reeks distributieslangen (UNECE, 2014). Door het oppervlak van de mest dat blootgesteld is aan de lucht te verkleinen worden de NH_3 emissies gereduceerd. Daarnaast zorgen een verminderde interceptie met het gewas, een lagere windsnelheid en hogere atmosferische NH_3 concentratie boven het mestoppervlak, een verbeterde infiltratie in de bodem door uitdroging van de toplaag en een verhoogde opname van NH_3 door het bladoppervlak eveneens voor emissiereducties (Sommer *et al.*, 1997; Sommer & Hutchings, 2001; Sommer & Olesen, 2000). De techniek kan worden aangewend op grasland en niet-beteeld en beteeld akkerland.

UNECE (2014) stelt dat met deze techniek de NH_3 emissies met ongeveer 30 à 35% kunnen worden gereduceerd ten opzichte van breedwerpig uitspreiden. In een vergelijkende studie van verschillende Europese onderzoeken vonden Webb *et al.* (2009) dat de gemiddelde reducties op grasland lichtjes groter zijn dan op akkerland (35% vs. 30%). Hoewel de auteurs ook een aanzienlijke variatie vonden in de resultaten van individuele onderzoeken, gaande van

11-82% op grasland en van 4-50% op akkerland, concludeerden ze dat de waarden opgenomen in het UNECE-rapport aannemelijk zijn. Webb *et al.* (2010) vonden een variatie van 0-75% in gemiddelde reducties gerapporteerd in verschillende onderzoeken maar ook zij vonden een gemiddelde totale reductie van ongeveer 35%.

De werkbreedte van de sleepslangtechniek ligt algemeen tussen 6 en 12 m, hoewel eenheden tot 24 m breedte ook commercieel beschikbaar zijn. De grotere werkbreedte dan bij het breedwerpig uitspreiden geeft de sleepslangtechniek een duidelijk voordeel (UNECE, 2014). Daarnaast wordt de mest ook accurater en uniformer verdeeld wat een beter gebruik van nutriënten mogelijk maakt. In vergelijking met het breedwerpig uitspreiden is de sleepslangtechniek minder gevoelig voor winderige condities. Dit verhoogt de beschikbare momenten voor mestaanwending en laat toe om dichter tegen de perceelranden te bemesten met een beperkt risico voor contaminatie van naburige gebieden (UNECE, 2014).
De aanwending van deze techniek is niet geschikt voor gebruik op steile hellingen en wordt bemoeilijkt op kleine, onregelmatige percelen (Webb *et al.*, 2005). De slangen kunnen verstopt raken wanneer het DS-gehalte van de mest hoog is (> 7%) of wanneer de mest grote, vaste partikels bevat. Veelal wordt het verstoppen van de slangen voorkomen door het inbouwen van een hakselaar. Dit draagt echter bij tot de kost en het onderhoud van het systeem (UNECE, 2014).

Sleepvoettechniek (trailing shoe)
De sleepvoettechniek is eveneens een vorm van bandapplicatie waarbij vloeibare mest in smalle stroken op de bodem wordt aangebracht (Figuur 28c). De techniek onderscheidt zich van de sleepslangtechniek door de aanwezigheid van 'voeten' aan het uiteinde van de distributieslangen die het gewas zijdelings uiteen duwen en langswaar de mest direct op de grond tussen het gras wordt geplaatst (Misselbrook *et al.*, 2002).

De techniek kan aangewend worden op grasland en akkerland beteeld met gewassen in een vroeg stadium of gewassen die in brede rijen uiteen staan. De werkbreedte bedraagt algemeen 6 à 8 m. UNECE (2014) stelt dat de techniek onvoldoende praktisch is voor werking in groeiende graangewassen. Daarnaast zou de techniek ook niet geschikt zijn voor groeiende gewassen die in dichte rijen bijeen staan (i.e. solid-seeded crops) aangezien de werking van de voet kan resulteren in ernstig verstoring van de plant (UNECE, 2014). Net zoals bij de sleepslangtechniek zorgt het kleiner contactoppervlak tussen de mest en de lucht voor lagere NH_3 emissies (Webb *et al.*, 2005).

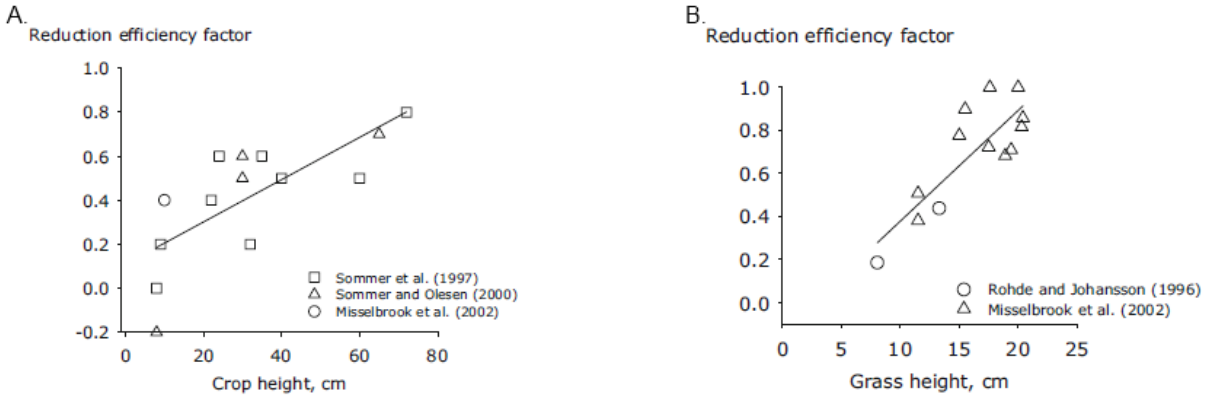
Uit de vergelijkende studie van verschillende Europese onderzoeken uitgevoerd door Webb *et al.* (2009) blijkt dat de sleepvoettechniek in vergelijking met breedwerpig uitspreiden de NH_3 emissies gemiddeld reduceert met ongeveer 45% op akkerland en 60% op grasland. Dezelfde auteurs stellen dat de 60% reductie die aangenomen wordt in het UNECE-rapport gegrond is. UNECE (2014) spreekt echter van een reductie van 30-60%. De hogere reducties op akkerland gerapporteerd in de review van Webb *et al.* (2009), i.e. ongeveer 45% voor rundveemest en 78% voor varkensmest, konden echter niet teruggevonden worden aangezien niet duidelijk naar de studies in kwestie verwezen wordt. Wel is geweten dat het voornamelijk data uit Nederland betreft. Vermoedelijk gaat het om een publicatie van Mulder & Huijsmans uit 1994 (Restricting ammonia emissions in the application of animal wastes. Overview of measurements by DLO field measurement team 1990-1993. IMAG-DLO Wageningen ISSN 0926-7085). Studies uitgevoerd op akkerland die wel werden teruggevonden melden beduidend lagere cijfers dan deze weergegeven door Webb *et al.* (2009). Misselbrook *et al.* (2002) voerden één experiment uit op akkerland met de sleepvoettechniek en vonden een reductie van 38% ten opzichte van het breedwerpig uitspreiden. Smith *et al.* (2000b) vonden 36% reductie ten opzichte van breedwerpig uitspreiden op akkerland.

De hogere NH_3 emissiereducties die algemeen gerapporteerd worden voor de sleepvoet dan voor de sleepslang zijn vermoedelijk te wijten aan een hogere gewascontaminatie met de sleepslang. Beide technieken zijn effectiever wanneer de mest onder goed ontwikkeld gewas wordt aangebracht omdat het gewas de weerstand tegen de wind verhoogt en de mest afschermt voor zonnestraling. Verschillende studies vonden een negatieve relatie tussen grashoogte en NH_3 emissies of verhoogde reducties met hoger en denser gewas (Huijsmans *et al.*, 2001; Misselbrook *et al.*, 2002; Sommer *et al.*, 1997; Thorman *et al.*, 2008). Misselbrook *et al.* (2002) vonden geen aanwijsbare reducties

in NH_3 emissies wanneer vloeibare mest met de sleepvoettechniek werd aangebracht op grasland dat voordien heel kort was afgegraasd door schapen. De mest die in stroken was aangebracht vloeide bijgevolg samen over het oppervlak zodat een veel groter emitterend oppervlak werd bereikt. Een algoritme ontwikkeld door Thorman *et al.* (2008) voorspelt dat voor toediening van vloeibare mest op beteeld akkerland de reductie-efficiëntie zou stijgen met ongeveer 1% per cm toename in gewashoogte, terwijl voor applicatie op grasland de efficiëntie zou stijgen met ongeveer 5% per cm grashoogte, beiden in vergelijking met applicatie op braakliggend land. Figuur 29 toont de relatie tussen de reductie-efficiëntie factor en de hoogte van het gewas voor bandapplicaties van mengmest op akkerland met graangewassen (Figuur 29A) of op grasland (Figuur 29B).

In vergelijking met het breedwerpig uitspreiden resulteert de sleepvoettechniek, net zoals de sleepslangtechniek, in een accuratere en uniformere verdeling van de mest, is de techniek minder windgevoelig en inzetbaar dichter tegen de perceelranden en wanneer de gewassen reeds in verdere groeistadia zijn (UNECE, 2014).

De sleepvoettechniek is niet geschikt voor steile hellingen en het gebruik wordt bemoeilijkt op kleine, onregelmatige percelen (Webb *et al.*, 2005). De toepasbaarheid is ook beperkt wanneer er zich veel stenen op het bodemoppervlak bevinden. Daarnaast kunnen grote hoeveelheden gewasresten zich verzamelen op de voet en de werking nadelig beïnvloeden (UNECE, 2014).



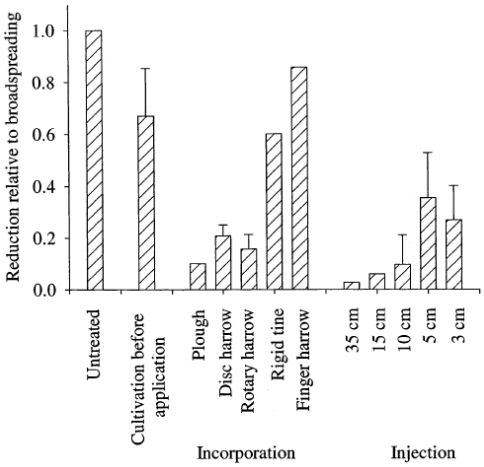
Figuur 29: Reductie in NH_3 emissies in relatie tot gewashoogte voor applicatie van mengmest (A) met de sleepslang op akkerland met wintertarwe ($F(x) = 0{,}12 + 0{,}01x$, $r^2 = 0{,}57$) en (B) met de sleepslang of sleepvoet op grasland ($F(x) = -0{,}14 + 0{,}05x$, $r^2 = 0{,}69$) (bron: Thorman *et al.* (2008)).

Sleufkouter/zodenbemester (open slot injection, shallow injection)

Met de sleufkouter of de zodenbemester wordt de mest in open, ondiepe sleuven in de grond gebracht (Figuur 28d). Op deze manier wordt het contactoppervlak tussen de mest en de lucht gereduceerd en wordt het contact met de bodem vergroot, wat leidt tot versnelde immobilisatie van NH_3 aan kleipartikels en organisch materiaal (Webb *et al.*, 2005). De techniek dient voornamelijk voor gebruik op grasland, hoewel deze ook aangewend kan worden op akkerland vóór de aanplant van gewassen.

UNECE (2014) rapporteert dat met behulp van deze open, ondiepe sleuven de NH_3 emissies kunnen gereduceerd worden met 70% ten opzichte van breedwerpig uitspreiden. In hun vergelijkende studie vonden Webb et al. (2009) een gemiddeld hogere reductie (79%). Op basis van verschillende studies meldden Webb *et al.* (2010) een gemiddelde reductie van 70% op akkerland en 80% op grasland. De auteurs vonden ook een aanzienlijke variatie in gemiddelde reducties over de verschillende studies, namelijk 23-94% op akkerland en 60-99% op grasland. Verschillende studies halen aan dat in het Verenigd Koninkrijk algemeen lagere reducties worden waargenomen dan in de rest van Europa. Webb *et al.* (2009) meldden op grasland een gemiddelde reductie van 64% in het Verendigd Koninkrijk en 73-84% elders in Europa. Misselbrook *et al.* (2002) stellen dat de range van efficiënties gerapporteerd door

verschillende onderzoekers suggereert dat de werking van de applicatietechnieken beïnvloed wordt door een aantal factoren zoals de configuratie van de machines, de mestsamenstelling, bodem-, weer- en gewascondities, evenals werkomstandigheden zoals hoeveelheid aangewende mest, afstelling van de machine en werkervaring. Zo is de efficiëntie sterk gerelateerd aan de diepte van de sleuven. De efficiëntie zou namelijk toenemen met de diepte van de injectie. Sommer & Hutchings (2001) vatten dit effect samen, weergegeven in Figuur 30. Verschillende onderzoekers concludeerden dat de sleuven minstens 5 cm diep dienen te zijn om een effectieve NH_3 reductie te bekomen (Hansen *et al.*, 2003; Nyord *et al.*, 2008). Een diepte van 5 cm zorgt eveneens voor een goede beschikbaarheid van de N in de mest voor de gewassen terwijl de schade aan de graszode beperkt blijft. Hansen *et al.* (2003) vonden dat het NH_3 reductiepotentieel stijgt met stijgend volume van de sleuven en dat het volume 88% van de variatie in NH_3 emissies verklaart. Om effectief te zijn dient het overlopen van de mest uit de sleuven vermeden worden en dient de hoeveelheid aangewende mest dus aangepast worden (Sommer & Hutchings, 2001; UNECE, 2014).



Figuur 30: Reductie in NH_3 emissies ten opzichte van breedwerpig uitspreiden
(bron: Sommer & Hutchings (2001))

Volgens UNECE (2014) is de techniek niet geschikt op erg stenige, ondiepe of verdichte gronden waar de benodigde werkdiepte niet gelijkmatig bereikt kan worden. Het gebruik op steile hellingen is niet mogelijk wanneer er runoff plaatsvindt langs de sleuven. Injectie in sleuven vereist hogere trekkrachten, en is bijgevolg geassocieerd met hogere energiekosten en broeikasgasemissies dan de bandapplicatie technieken en het breedwerpig uitspreiden (Hansen *et al.*, 2003; UNECE, 2014).

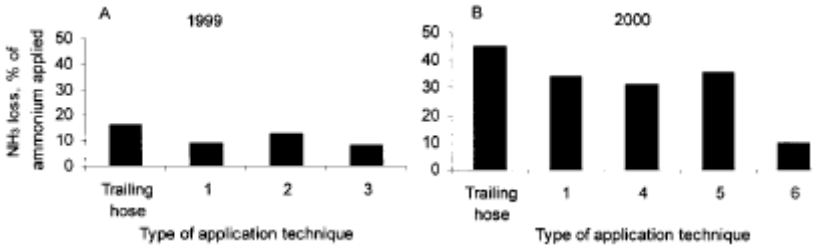
Er zijn tevens indicaties dat injectie van mest in de grond zou kunnen resulteren in verhoogde N_2O emissies in vergelijking met breedwerpig uitspreiden en bandapplicaties. Aangezien injectie de NH_3 emissies reduceert wordt meer N in de grond weerhouden waardoor er potentieel meer N_2O kan vrijkomen na nitrificatie en denitrificatie. Hoewel er studies zijn die dit hebben waargenomen (Velthof *et al.*, 2003; Wulf *et al.*, 2002b) was dat niet altijd het geval. In twee verschillende jaren bekwamen Sistani *et al.* (2010) enerzijds een hogere én anderzijds een lagere N_2O emissie dan het breedwerpig uitspreiden. Chadwick *et al.* (2011) geven een overzicht van N_2O emissies gevonden in verschillende studies voor mengmest en vaste mest welke wordt weergegeven in Bijlage 3 en 4. Voornoemde auteurs stellen dat het erop lijkt dat wanneer omstandigheden geschikt zijn voor denitrificatie, injectie van mengmest kan resulteren in verhoogde N_2O emissies terwijl injectie onder andere omstandigheden het potentieel heeft om NH_3 emissies te reduceren zonder N_2O emissies te verhogen. Webb *et al.* (2010) concludeerden dat bezorgdheid betreffende verhoogde N_2O emissies geen barrière mag vormen voor het gebruik van NH_3 emissiereducerende mestaanwendingstechnieken. Hiervoor verwezen de auteurs naar een studie van Webb *et al.* (2007) waaruit bleek dat de N_2O emissies modelmatig nooit hoger waren dan 2% van de geconserveerde NH_3-N.

Zode-injectie (closed slot injection)

Met zode-injectie wordt de mest in ondiepe sleuven in de grond gebracht waarna de sleuven worden dichtgerold. Omdat het grondtype en de grondcondities dichting moeten toelaten is zode-injectie minder toepasbaar dan de sleufkouter of zodenbemester. De techniek is voornamelijk geschikt op akkerland vóór het inzaaien van gewassen (UNECE, 2014). Op grasland kan de techniek de opbrengst van meerjarige grassen verminderen te wijten aan mechanische schade aan de wortels, uitdrogen van de bodem en anaërobe en toxische conditities door het concentreren van de mest in de sleuven (Webb *et al.*, 2010).

UNECE (2014) stelt dat gesloten sleuven de emissies kunnen reduceren met ongeveer 80% ten opzichte van het breedwerpig uitspreiden en dat ze dus efficienter zijn dan open sleuven. Ook andere onderzoekers vonden een grotere reductie met gesloten dan open sleuven (Hansen *et al.*, 2003; Rodhe *et al.*, 2004). Van 6 onderzochte injectie-systemen observeerden Hansen *et al.* (2003) dat de techniek waarbij de sleuven gedicht werden na applicatie van vloeibare mest de NH_3 emissies meest verlaagde (Figuur 31). Rodhe et al. (2004) rapporteerden eveneens beduidend lagere emissies met gesloten dan met open sleuven (0,7 vs. 11 kg [N]ha^{-1}). De effectiviteit hangt af van hoe goed de sleuven gedicht worden en hoeveel mest overloopt uit de sleuven (UNECE, 2014).

Er zijn beperkingen aan de aanwending van de techniek op stenige, ondiepe, en kleihoudende gronden evenals op steile hellingen, vergelijkbaar als bij de sleufkouter en de zodenbemester, én er is een hogere trekkracht nodig dan bij het breedwerpig uitspreiden (UNECE, 2014). Afhankelijk van de omstandigheden kan deze techniek ook resulteren in hogere N_2O emissies.



Figuur 31: NH_3 emissies, uitgedrukt in % aangebrachte TAN, na applicatie van vloeibare mest op grasland met behulp van injectie in open (1-5) en gesloten (6) sleuven in 1999 (A) en 2000 (B) (bron: Hansen *et al.* (2003)).

Mestinjectie (deep injection)

Bij mestinjectie wordt de mest diep (15-20 cm) in sleuven in de grond gebracht via ganzenvoeten aan injectietanden, waarna de sleuf dichtgerold wordt. Door de ganzenvoeten wordt de grond ook horizontaal doorsneden (Figuur 28d) (Huijsmans *et al.*, 2008). Op deze manier wordt een laterale verspreiding van de mest in de grond bekomen en kunnen grote hoeveelheden mest worden aangebracht (UNECE, 2014).

Deze techniek is zeer effectief in de reductie van NH_3. Webb *et al.* (2010) rapporteerden op akkerland een gemiddelde reductie van 95%, en een range van 95-99%, ten opzichte van breedwerpig uitspreiden. Deze waarden werden bepaald op basis van 2 studies (5 experimenten in totaal). UNECE (2014) hanteert een iets lagere reductie (90%) voor injectie meer dan 15 cm diep.

Ondanks de hoge NH_3 emissiereducties is de techniek echter beperkt geschikt voor mestaanwending vanwege de aanwezigheid van boomstronken in de ondergrond, de grote benodigde trekkracht en gewasschade langs de injectiesleuven op verschillende grondsoorten. Zo zou in Nederland slechts 33% van het grasland geschikt zijn voor mestinjectie. Voorts is er door de diepe plaatsing van de mest een grotere kans op verminderde mestbenutting omdat de wortels er niet of niet tijdig bij kunnen (Huijsmans *et al.*, 2008).

Inwerken (cultivation, incorporation)
Bij inwerken wordt vloeibare of vaste mest na het uitspreiden door de grond bedekt (bv. door schijven of eggen) of intensief met de grond verwerkt (bv. door ploegen). De toepasbaarheid van inwerken is hoofdzakelijk beperkt tot akkerland en enkel vóór inzaaien van gewassen. Aanwending van deze techniek is ook mogelijk op grasland wanneer overgeschakeld wordt naar akkerland (bv. bij rotatie) of wanneer het grasland opnieuw wordt ingezaaid. Het is de voornaamste techniek om emissiereducties te bekomen bij aanwending van vaste mest, hoewel momenteel ook nieuwe technieken voor injectie van kippenmest op grasland worden getest (UNECE, 2014).

De NH_3 emissiereducties zijn sterk afhankelijk van de manier van inwerken én van de tijd tussen aanwending en inwerken (Huijsmans & de Mol, 1999). De NH_3 emissiereducties stijgen met de diepte van inwerken (Sommer & Hutchings, 2001). Algemeen daalt de effectiviteit snel als het inwerken wordt uitgesteld. Zoals eerder aangehaald is de NH_3 vervluchtiging snelheid gewoonlijk het hoogst onmiddellijk na applicatie van de mest, waarna de snelheid snel daalt. De grootste reducties worden verkregen als inwerken onmiddellijk na uitspreiden plaatsvindt. Op basis van een beperkt aantal studies (n = 1 tot 3) rapporteerden Webb *et al.* (2010) dat onmiddellijk inwerken met de ploeg resulteerde in een gemiddelde reductie van 92% bij mengmest (range 78-99%) en 91% bij vaste mest (range 86-95%). Niet-inversief inwerken met schijven, vorken en eggen resulteerde respectievelijk in 80%, 66% en 68% voor mengmest en 63%, 57% en 90% voor vaste mest. Eén van deze studies (Webb *et al.*, 2006a) vond grote variaties in reducties voor onmiddellijk inwerken van vaste mest met schijven (range 38-80%, gemiddeld 64%) en met vorken (range 45-81%, gemiddeld 58%) maar meldde geen significante verschillen tussen mest van verschillende diercategorieën (melkvee, varkens, legkippen, vleeskippen). Thompson & Meisinger (2002) meldden nog grotere reducties voor direct inwerken met keerploeg (99%), schijveneg (90%) en cultivator (83%) van melkvee mengmest. Webb *et al.* (2004) rapporteerden ongeveer 90% reductie voor vaste varkensmest die onmiddellijk met de ploeg werd ingewerkt. Inwerken met de ploeg na 4 uur en na 24 uur reduceerde de NH_3 emissies met ongeveer 60% en 30%. Voor vaste vleesveemest rapporteerden de auteurs beduidend lagere reducties (46%, 38%, 13% voor onmiddellijk inwerken, na 4 uur en na 24 uur, respectievelijk). Webb *et al.* (2012) bepaalden gemiddelde reducties van verschillende onderzoeken en vonden dat in de meeste gevallen inwerken binnen 4 uur na applicatie de emissies meer reduceerde dan inwerken na langere intervallen (i.e. gemiddelde reductie van 32%, 92%, en 85% voor inwerken na minder dan 4 uur en 20%, 56% en 50 % voor inwerken na 24 uur of meer na applicatie van mest van rundvee, varkens en kippen, respectievelijk). Een overzicht van de NH_3 emissiereducties voor inwerken van vaste mest gerapporteerd door Webb *et al.* (2012) wordt weergegeven in Tabel 15. UNECE (2014) hanteert volgende NH_3 emissiereducties: 90% - onmiddellijk inwerken ploeg (vloeibare + vaste mest), 70% onmiddellijk niet-inversief inwerken (vloebare mest), 60% onmiddellijk niet-inversief inwerken (vaste mest), 45-65% inwerken 4 uur na applicatie (vloeibare + vaste mest), 50% inwerken 12 uur na applicatie (vaste mest), 30% inwerken 24 uur na applicatie (vloeibare + vaste mest).

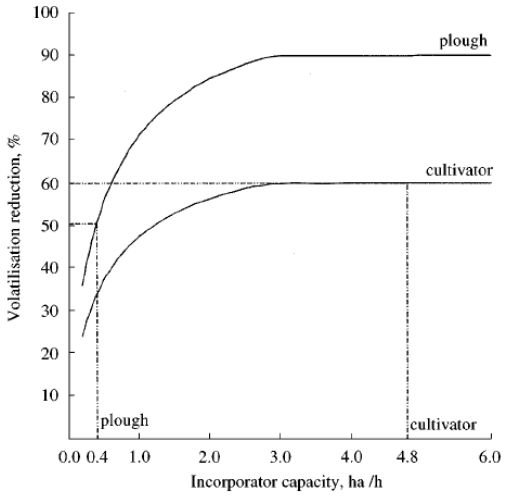
In het ideale geval volgt de ploeg dicht achter de mestspreider. Deze manier van werken vergt een 2de tractor en extra werkkrachten. Wanneer deze niet beschikbaar zijn wordt de mest best zo snel mogelijk na spreiden ingewerkt. Webb *et al.* (2006a) vergeleken 4 strategieën van inwerken, namelijk (a) één persoon wisselt af tussen mestspreider en ploeg na elke passage van mest spreiden, (b) één persoon brengt mest aan over het hele veld en werkt vervolgens in volgens dezelfde route, (c) één persoon brengt mest aan over het hele veld en werkt vervolgens in volgens de omgekeerde route, en (d) twee personen werken simultaan waarbij één de mest aanbrengt op het veld en de ander volgt met inwerken. Uit deze studie blijkt dat de effecten van de verschillende strategieën sterk afhangen van de grootte van het veld, maar dat strategieën (a) en (d) steeds de hoogste reducties gaven. Voorts bleek dat simultaan inwerken door twee personen (strategie d) geen hogere reducties gaf dan inwerken na elke passage van mest uitspreiden (strategie a), hoewel tijd uitgespaard wordt (van 36% op 2 ha veld tot 51% op 20 ha veld).

Tabel 15: NH_3 emissiereducties (in %) na inwerken van vaste mest van melkvee, vleesvee, vleesvarkens, vleeskippen en leghennen, uitgedrukt ten opzichte van niet inwerken (aantal datasets tussen haakjes) (bron: Webb *et al.* (2012))

Diercategorie	Inwerken na			Techniek gebruikt voor inwerken
	< 4 h	4 h	≥ 24 h	
	Emissiereductie (%)			
Melkvee	-	63 (2)	38 (2)	Eg
Vleesvee	-	58 (3)	20 (4)	Ploeg
Vleesvee	-	-	9 (1)	Eg
Vleesvarkens	92 (4)	64 (9)	63 (8)	Ploeg
Vleesvarkens	-	61 (5)	37 (5)	Schijven
Vleeskippen	-	81 (2)	77 (2)	Ploeg
Vleeskippen	-	53 (2)	24 (2)	Schijven
Vleeskippen	-	44 (1)	-	Eg
Leghennen	97 (1)	-	-	Keerploeg
Leghennen	83 (1)	-	-	Beitelploeg
Leghennen	82 (1)	-	-	Cultivator
Leghennen	79 (2)	-	-	Eg

Huijsmans & de Mol (1999) toonden met behulp van een model dat niet-inversief inwerken onder bepaalde omstandigheden kan resulteren in hogere reducties dan ploegen omwille van de grotere capaciteit en snellere werksnelheid van niet-inversieve technieken en de mest dus een kortere tijd aan de lucht is blootgesteld, ondanks hun lagere potentiële reductie. Dit wordt weergegeven in Figuur 32. Een bijkomend voordeel van inwerken is het verminderen van macroporiën welke uitlogen kunnen vergemakkelijken (UNECE, 2014).

Resultaten van verschillende studies suggereren dat inwerken van vaste mest de N_2O emissies reduceert of niet beïnvloed. Voor een overzicht van de verschillende studies verwijzen we naar de tabel in Bijlage 4 opgesteld door Chadwick *et al.* (2011).



Figuur 32: Reductie in NH_3 emissies in functie van de capaciteit van de techniek, bepaald op basis van modelberekeningen, voor een ploeg met een capaciteit van 0,4 ha h^{-1} en een cultivator met een capaciteit van 4,8 ha h^{-1}, met potentiële emissiereducties van respectievelijk 90 en 60% (bron: Huijsmans & de Mol (1999))

9.2.2 Categorie 2 technieken

Verdunnen van de mest

Het verdunnen van vloeibare mest kan door een daling in het DS-gehalte en in de viscositeit leiden tot snellere infiltratie in de bodem als de bodemcondities het toelaten en kan zo NH_3 emissies reduceren (Amon *et al.*, 2006; Mkhabela *et al.*, 2009). Amon *et al.* (2006) opperen dat het ook makkelijker is om mest uniform aan te brengen dicht tegen de grond als deze een lage DS-gehalte en viscositeit heeft. Volgens Reidy & Menzi (2007) is verdunnen van mengmest een veelgebruikte methode in Zwitserland met gemiddelde verdunningen met factor 0,75:1 tot 1:1 mengmest:water. UNECE (2014) stelt dat voor onverdunde mest (8-10% DS) de verdunning minstens een factor 1:1 dient te bedragen om NH_3 emissies met minstens 30% te reduceren. Génermont & Cellier (1997) berekenden modelmatig dat 1:1 verdunnen van melkvee mengmest zou resulteren in een reductie van 46% in vergelijking met onverdunde mest. Voor een verdunning van varkensmengmest in verhouding 1:1 vonden Mkhabela *et al.* (2009) een reductie in totale NH_3 emissies van gemiddeld 41% na applicatie op grasland, terwijl verdunningen van 1:0,5 en 1:0,25 leidden tot 31% en 20% reductie respectievelijk. Frost (1994) rapporteerde voor breedwerpig uitspreiden eveneens een lineaire daling in NH_3 emissies wanneer vleesvee mengmest verdund werd met stijgende hoeveelheden water. Het reducerend effect nam wel af met stijgende hoeveelheden aangebrachte mest. Uit diezelfde studie bleek dat verdunning weinig bijkomend effect had op de NH_3 emissiereducties bij applicatie in open, ondiepe sleuven.

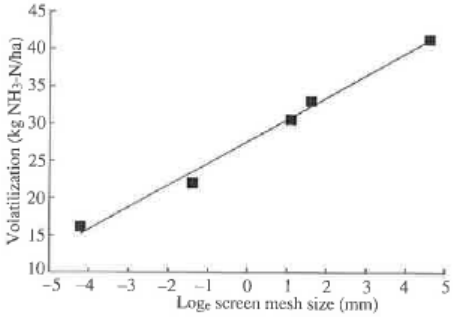
Het nadeel van verdunnen van mest is dat veel grotere hoeveelheden moeten worden opgeslaan en aangewend op het land (Amon *et al.*, 2006; Frost, 1994; UNECE, 2014). Dit betekent een hogere kost voor opslagcapaciteit en transport. Daarnaast is er ook een groter risico op runoff, uitloging en verontreiniging van waterlopen, en is er mogelijk een grotere waterverspilling en uitstoot van broeikasgassen door bijkomend transport (UNECE, 2014).
In gevallen waar water irrigatie nodig is op grasland of beteeld akkerland kunnen hoeveelheden vloeibare mest aan het irrigatiewater toegevoegd worden. Volgens UNECE (2014) kan deze techniek beschouwd worden als een categorie 1 reductietechniek als aan bepaalde vereisten voldaan wordt. Vereisten zijn dat de actieve verdunning in dat geval minstens 1:1 mengmest:water moet bedragen om NH_3 emissies met minstens 30% te reduceren. De verdunning van de mest mag niet het resultaat zijn van slecht management, zoals bijvoorbeeld verdunning met regenwater tijdens opslag in ondiepe lagoons. De hoeveelheden mest moeten daarenboven zodanig berekend worden om te voldoen aan de nutriëntenbehoeften van de gewassen. Actieve verdunning mag dus niet aanzien worden als een gemakkelijke manier om zich te ontdoen van mest. Een andere vereiste is dat de bodemcondities snelle indringing van de verdunde mest dienen toe te laten.

Behandelen van de mest

Het DS-gehalte en de viscositeit van de mest kunnen eveneens verlaagd worden door behandeling van de mest, zoals mechanische scheiding of anaërobe vergisting. Bij *mechanische scheiding* wordt de mest opgedeeld in een vloeibare dunne fractie en een vaste dikke fractie. Het DS-gehalte van de dunne fractie kan met ongeveer 40-45% gereduceerd worden (Amon *et al.*, 2006). Amon *et al.* (2006) vonden een reductie van 59% in NH_3 emissies gerelateerd aan de aanwending van de dunne fractie van melkveemest op het land. De emissies tijdens opslag van de vaste fractie verhoogden echter de totale NH_3 emissies (opslag dunne fractie + opslag vaste fractie + aanwending dunne fractie) aanzienlijk. De totale emissies verhoogden namelijk 78% ten opzichte van onbehandelde mest. De auteurs stellen dat met een goed composteringsproces en voldoende zuurstoftoevoer in de mesthoop de totale emissies verwacht worden beperkt te zijn. Viaene *et al.* (2015) voerden een proef uit op praktijkschaal, waarbij stro en gras of clinoptiloliet (een zeoliet met een hoge kationenuitwisselingscapaciteit) aan de dikke fractie van runderdrijfmest werden toegediend bij aanvang van composteren. Deze bijmengingen resulteerden in lagere NH_3 emissies tijdens het composteerproces in vergelijking met het composteren van dikke fractie zonder bijmenging. Echter, hoewel het bijmengen van stro en gras resulteerde in een beter composteerproces, bleek het risico op nutriëntenverliezen nog vrij hoog. Voor een compostering van dikke fractie in open lucht wordt bijgevolg

aanbevolen om met een lager aandeel dikke fractie te werken en nutriëntenarme, droge en structuurrijke materialen toe te voegen om het procesverloop te optimaliseren en nutriëntenverliezen te minimaliseren.

In een studie van Frost *et al.* (1990) daalden met dalende maaswijdte de NH_3 emissies van gescheiden vleesvee mengmest op grasland. Dit wordt weergegeven in Figuur 33. Pain *et al.* (1990b) observeerden geen verschillen in NH_3 emissies tussen onbehandelde en gescheiden varkensmest op grasland. Wel vonden zij stijgende emissies van gescheiden mest die vervolgens aëroob behandeld was. Daarnaast meldden diezelfde auteurs ook lagere geuremissies voor gescheiden mest.



Figuur 33: Relatie tussen totale vervluchting van NH_3 en maaswijdte waardoorheen de mengmest mechanisch gescheiden werd (bron: Frost *et al.* (1990))

Anaërobe vergisting van mest wordt veelal aangewend voor de productie van biogas (Amon *et al.*, 2006). Vergisting verlaagt het DS-gehalte en de viscositeit, verhoogt het TAN-gehalte maar kan ook de pH doen stijgen afhankelijk van de initiële pH. Tegenstrijdige resultaten werden gemeld voor het effect van vergisting op NH_3 emissies. Ondanks de hogere pH van vergiste mengmest vonden Pain *et al.* (1990a) vergelijkbare emissies als onbehandelde varkensmest op grasland, waarschijnlijk te wijten aan de verbeterde infiltratie. Hoewel Wulf *et al.* (2002a) een hogere emissiesnelheid vonden voor vergiste mest vlak na applicatie, hielden de emissies van onbehandelde mest langer aan, wat resulteerde in vergelijkbare totale emissies voor beide types mest. De auteurs observeerden eveneens een hogere pH maar ook een lager DS-gehalte en snellere infiltratie van vergiste mest. Een toename in NH_3 emissies van 18% werd gerapporteerd door Amon et al. (2006) voor applicatie van vergiste melkvee mengmest op grasland, hoewel de totale emissies (opslag + applicatie) slechts 1% stegen in vergelijking met onbehandelde mest. Onder laboratorium omstandigheden vonden Sommer et al. (2006a) stijgende emissies voor vergiste varkensmensmest door een stijging in pH, terwijl vergisting gecombineerd met mechanische scheiding resulteerde in een emissiedaling door verbeterde infiltratie. Volgens Groenestein *et al.* (2011) zal het netto effect afhangen van de veranderingen in mesteigenschappen in combinatie met de weers- en bodemomstandigheden tijdens en na applicatie. Vergisting van mest heeft naast energieopwekking ook het voordeel van verminderde geuremissies en geurintensiteit na applicatie op het land (Pain *et al.*, 1990a). Het effect van vergisting op N_2O emissies is niet eenduidig en hangt vermoedelijk samen met de omstandigheden van applicatie (Chadwick *et al.*, 2011).

Kunstmatig inregenen na mestaanwending

Een derde manier om de infiltratiesnelheid van de mest te verhogen is het sproeien met water na applicatie van de mest op het land. Bijkomend voordeel is dat de mest van het gras wordt afgespoeld. Uit een Canadese studie van McGinn & Sommer (2007) blijkt dat kunstmatig inregenen met 6 mm water h^{-1} na breedwerpig uitspreiden van vaste vleesveemest kan leiden tot NH_3 emissiereducties van 21-52% ten opzichte van niet inregenen. Een andere Canadese studie vond een gemiddelde reductie van 45% (25-63%) door kunstmatig inregenen met 6 mm binnen 10 min na breedwerpig uitspreiden van varkensmengmest (Mkhabela *et al.*, 2009). Smith *et al.* (2008) rapporteerden emissiereducties tot 50% voor applicaties van 8 tot 200 mm na uitspreiden van vloeibare varkensmest op het land. Génermont & Cellier (1997) berekenden modelmatig dat inregenen met 20 mm een reductie in NH_3 emissies van 48% zou geven ten opzichte van niet inregenen. Afhankelijk van de bodemcondities en de hellingsgraad bestaat er echter een groter risico op runoff en uitlogen (UNECE, 2014).

Voorbehandelen van het land

Eggen van het land vóór uitspreiden van vloeibare mest reduceerde zowel de NH_3 emissiesnelheid tijdens de eerste 24 uur als de totale emissies tot 50% ten opzichte van aanwending op een onbewerkt land in een studie van Sommer & Ersbøll (1994). Dezelfde studie toonde dat eggen van de bodem alvorens injectie van vloeibare mest de NH_3 emissies met 60% verminderde in vergelijking met een onbewerkte bodem. De reductie is volgens de onderzoekers toe te schrijven aan de verbeterde dichting van de sleuven en de verbeterde infiltratie in de bewerkte bodem. Bless *et al.* (1991) vonden dat het eggen van tarwestoppels alvorens uitspreiden van vloeibare varkensmest op het land resulteerde in een reductie van 33% ten opzichte van onbewerkt land met tarwestoppels.

Tijdsmanagement (Application timing management system (ATMS))

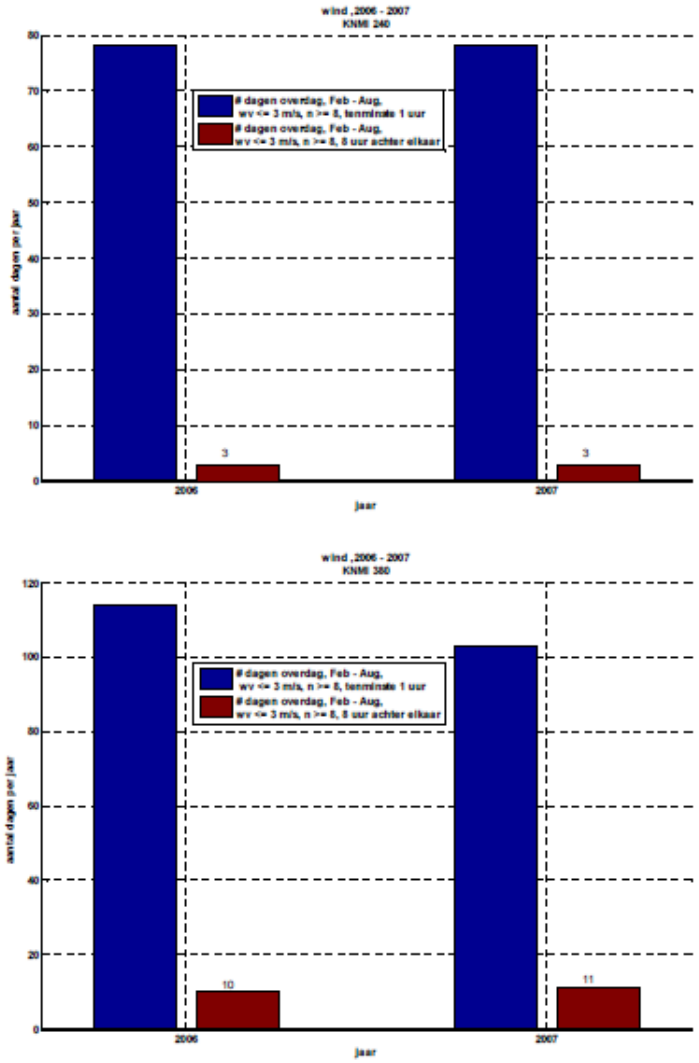
Onder tijdsmanagement wordt verstaan de aanwending van mest onder gunstige omstandigheden, namelijk omstandigheden die het vervluchtigen van NH_3 niet bevorderen (Sommer & Hutchings, 2001). Eerder in dit hoofdstuk werd een overzicht gegeven van factoren die de emissies van op het land aangebrachte mest beïnvloeden. Daaruit blijkt dat de emissies van NH_3 het grootst zijn bij warm, droog en winderig weer. Algemeen betekent dit dat emissies kunnen worden gereduceerd als mest wordt aangebracht bij lage temperaturen, lage windsnelheden, hoge relatieve luchtvochtigheid, bewolkt weer, 's ochtends of 's avonds, tijdens of voor lichte regenbuien en dat aanbrengen van mest tijdens warme zomermaanden, vooral op momenten met veel zonnestraling (juni/juli, rond de middag), dienen vermeden te worden (Reidy & Menzi, 2007; UNECE, 2014). Daarnaast kunnen ook andere beïnvloedende factoren, zoals bodem- en gewasomstandigheden, in rekening gebracht worden om optimale emissiereducties te bekomen. Tijdsmanagement is een kostenefficiënte maatregel. Kosten zullen voornamelijk geassocieerd zijn met verminderde flexibiliteit in mestaanwending en mogelijke administratieve kosten gelinkt aan verificatie (UNECE, 2014). Tijdsmanagement geeft een bijkomend voordeel in combinatie met emissie-reducerende technieken voor aanbrengen van mest (zie Categorie 1 technieken). De effectiviteit van tijdsmanagement wordt geschat met behulp van modellen. De verschillende factoren zullen niet altijd additief werken. Zo zal bij regen de zonnestraling beperkt zijn en zullen deze twee factoren dus niet additief zijn. Daarnaast geldt ook dat de omstandigheden gedurende de emissie niet constant zullen zijn en dat de emissies dus niet het patroon zullen volgen zoals voorspeld onder constante omstandigheden (Tamminga *et al.*, 2009). Bij de implementatie van tijdsmanagement als emissie-reducerende maatregel dient ook rekening gehouden worden met veiligheidsaspecten van mestaanwending op bepaalde tijdstippen, voornamelijk wanneer het donker is, en dient men bedachtzaam zijn dat bepaalde omstandigheden aanleiding kunnen geven tot andere ongemakken (bv. geuroverlast bij windstille omstandigheden) (UNECE, 2014).

Gunstige weersomstandigheden

Weersfrequentietabellen geven aan dat weersomstandigheden die de emissies sterk reduceren slechts heel weinig voorkomen gedurende de periode dat mest kan uitgereden worden. Hierbij speelt vooral de persistentie van de weersomstandigheden en de tijdsperiode nodig voor uitvoering van de mestaanwending een belangrijke rol. Gunstige omstandigheden dienen namelijk een langere periode te gelden om de emissie-reducerende maatregel goed uit te voeren. Net aan die voorwaarde van persistentie wordt moeilijk voldaan. Tamminga *et al.* (2009) berekenden op basis van data van twee weerstations (Schiphol en Beek) dat in Nederland in de periode 2006-2007 tijdens het uitrijdseizoen (februari tem augustus) het aantal dagen waarbij het volledig bewolkt was en overdag de windsnelheid op 10 m hoogte lager was dan 3 m/s gedurende minstens 1 uur ongeveer 80-110 dagen was. Als echter diezelfde omstandigheden langere tijd aanwezig moeten zijn, bijvoorbeeld gedurende 8 opeenvolgende uren, dan bleven slechts 3 tot 10 dagen per jaar over. Dit wordt weergegeven in Figuur 34. Daarbovenop gelden uiteraard ook andere praktijkomstandigheden die mee de applicatie van mest bepalen die in rekening gebracht moeten worden (werktijden, stand van het gewas, bodemomstandigheden, groeiseizoen). Voorts stellen Smits *et al.* (2013) dat de bijkomende emissiereducties die nog behaald kunnen worden eerder beperkt zullen zijn doordat reeds van oudsher deels geanticipeerd wordt op weersomstandigheden met lage windsnelheden, bewolking en/of neerslag.

Neerslag

Bij neerslag speelt de hoeveelheid en de intensiteit van de regen, de duur van de regenperiode en het tijdstip van de regen ten opzichte van de mestapplicatie een rol (Tamminga *et al.*, 2009). Door Génermont en Cellier (1997) werd op basis van modelberekeningen een reductie van 20-25% gerapporteerd bij een regenintensiteit van 0,5 mm/h gedurende een dag. Tijdens het uitrijdseizoen (februari tem augustus) telde in Nederland in de periode 1993-2007 het aantal dagen met regen van minimaal 0,5 mm/h gedurende één uur ongeveer 30 met een range van 20-45 dagen (berekend door Tamminga *et al.* (2009) op basis van data van twee weerstations (Schiphol en Twente)). Het aantal dagen met minimaal drie uur regen met een intensiteit van 0,5 mm/h bedroeg ongeveer 7 dagen (5-10 dagen). Het toedienen van mest onder regenachtige omstandigheden kan er echter ook toe leiden dat de mest uitgereden wordt onder te natte bodemomstandigheden wat bodem- en gewasschade tot gevolg kan hebben. Voorts bestaat de moeilijkheid van deze maatregel uit de problematische handhaving, de beperkte voorspelbaarheid van het weer en het risico voor runoff als de regenbui heviger blijkt dan verwacht (Reidy & Menzi, 2007).



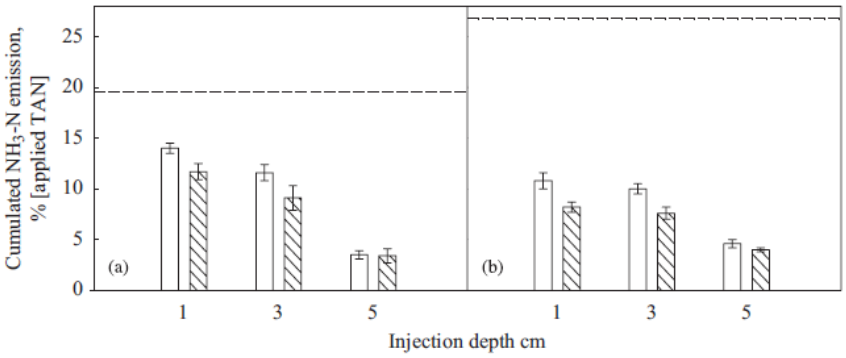
Figuur 34: Aantal dagen met een volledige bewolking en een windsnelheid lager dan 3 m/s op 10 m hoogte. Blauw (linker balk) geeft het aantal dagen aan waarop deze omstandigheden minimaal één uur voorkomen en rood (rechter balk) geeft het aantal dagen aan waarbij deze omstandigheden 8 uur achter elkaar voorkomen gedurende de dag en het uitrijseizoen voor Schiphol (boven) en Beek (onder) (bron: Tamminga *et al.* (2009))

Tijdstip van de dag

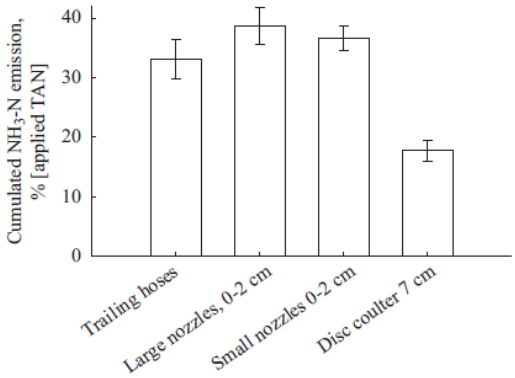
De NH_3 emissies volgen veelal een diurnaal patroon met lage emissies 's nachts en een piek rond de middag (Bless *et al.*, 1991). Modelberekeningen van Sommer & Olesen (2000) toonden dat mestapplicaties 's ochtends of in de namiddag emissies reduceerden met ongeveer 50% ten opzichte van middagapplicaties. Reidy & Menzi (2007) rapporteerden emissiereducties van 25% en 10% wanneer, tijdens de zomermaanden, applicatie van respectievelijk mengmest en vaste mest 's avonds gebeurde in plaats van overdag. Dezelfde auteurs beoordeelden echter ook dat de maatregel slechts beperkt realistisch is gezien de ernstige beperkingen inzake werklast en overlast naar buren.

Injectie van vloeibare mest onder druk

Vloeibare mest kan onder hoge druk (5-8 bar) rechtstreeks in de grond geïnjecteerd worden. Morken & Sakshaug (1998) beschreven een toestel waarbij mengmest in pulsen in de grond wordt geïnjecteerd. Onder veldomstandigheden rapporteerden zij een reductie van 64% in emissies ten opzichte van breedwerpig uitspreiden tijdens de eerste 3 uur na applicatie van gescheiden vloeibare rundveemest op grasland. De verschillen in emissiereducties tussen de 2 technieken daalden met de tijd. Na 46 uur bedroeg het verschil nog 17%. Nyord *et al.* (2008) ontwikkelden een toestel gebasseerd op dit ontwerp en het sleepvoetsysteem. Zij vonden een significant effect van de injectiediepte op de NH_3 emissies van de vloeibare fractie van gescheiden mengmest onder laboratorium omstandigheden. Dit wordt weergegeven in Figuur 35. Ook werden onder laboratorium omstandigheden significant lagere emissies geobserveerd dan applicatie met breedwerpig uitspreiden maar slechts een trend van lagere emissies ten opzichte van applicatie in open, ondiepe sleuven. Bij experimenten op het veld vonden Nyord *et al.* (2008) echter geen reducerend effect van de injectie onder hoge druk (Figuur 36). De auteurs geven als voornaamste reden dat de diepte van injectie niet voldoende was. De injector was namelijk niet in staat om dieper te injecteren dan 2 cm in een verdichte bodem met een werkdruk van 2 bar. Bijgevolg stellen de auteurs dat verdere evaluatie van deze techniek nodig is. Volgens Morken & Sakshaug (1998) is het voordeel van injectie onder hoge druk dat de techniek kan aangewend worden op stenige gronden en hellingen, en dus op plaatsen waar sommige andere technieken niet mogelijk zijn. De techniek zou echter moeilijkheden kunnen ondervinden op bepaalde types bodem, zoals extreem verdichte gronden en leemgronden.



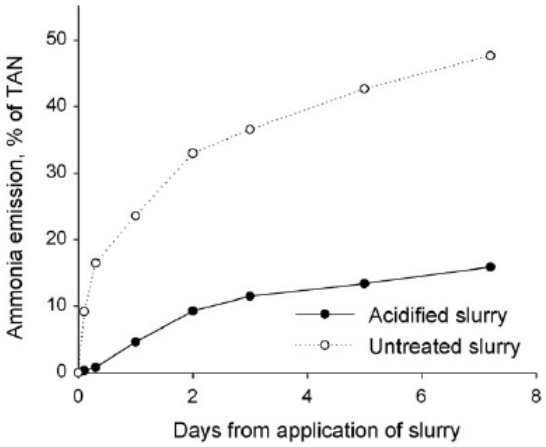
Figuur 35: Laboratorium experiment. Cumulatieve NH_3 emissies, uitgedrukt in % aangebrachte TAN, bij (a) 15% en (b) 18% bodemvochtgehalte voor injectie in open, ondiepe sleuven (witte balken) en injectie onder hoge druk (gearceerde balken), met indicatie van NH_3 emissies bij breedwerpig uitspreiden (horizontale stippellijn) (bron: Nyord *et al.* (2008))



Figuur 36: Veld experiment. Cumulatieve NH_3 emissies, uitgedrukt in % aangebrachte TAN, voor applicatie van vloeibare fractie van gescheiden mengmest met sleepslang, injectie onder hoge druk met grote en kleine doppen tot 2 cm diepte en sleufkouter tot 7 cm diepte (bron: Nyord *et al.* (2008))

Aanzuren mest

Zoals eerder aangehaald is het evenwicht tussen NH_4^+ en NH_3 afhankelijk van de zuurtegraad. Aanzuren van mest en daarmee het verschuiven van het evenwicht naar NH_4^+ reduceert de vervluchtiging van NH_3. Voor een daling in pH van 7,7 naar 6,5 werd door Génermont & Cellier (1997) modelmatig een reductie van 80% gevonden. In Denemarken is het aanzuren van mest met zwavelzuur (H_2SO_4) tot een pH < 6,0 opgenomen als Best Beschikbare Techniek. Kai *et al.* (2008) beoordeelden deze techniek op varkens mengmest op bedrijfsniveau. De beoordeling omvatte de emissiereducties uit huisvesting, mestopslag en mestapplicatie op het land. Voor de applicatie van mest met sleepslangen werd een reductie bekomen van 67% ten opzichte van onbehandelde mest, ondanks een hoger DS-gehalte van de verzuurde mest te wijten aan een verschillende afkomst van de mest. Figuur 37 geeft grafisch de resultaten weer van de NH_3 emissies uit de studie van Kai *et al.* (2008). Naast de NH_3 emissiereducties vertoonde de verzuurde mest eveneens een verbeterde besmestingsefficiëntie. Frost et al. (1990) vonden voor breedwerpig uitspreiden van vleesvee mengmest aangezuurd met zwavelzuur tot een pH van 5,5 reducties in NH_3 emissies van 80 tot 90% ten opzichte van onbehandelde mest. In een studie van Bussink *et al.* (1994) resulteerde aanzuren van rundvee mengmest met salpeterzuur (HNO_3) tot een pH 4,5, pH 5,0 en pH 6,0 en vervolgens breedwerpig uitspreiden op grasland in gemiddelde reducties van 85%, 72% en 55% respectievelijk ten opzichte van onbehandelde mest. Bij het aanzuren van mest dient de buffercapaciteit in rekening gebracht worden (Sommer & Hutchings, 2001; UNECE, 2014). Daarnaast stelt UNECE (2014) dat bij het gebruik van salpeterzuur een daling in pH naar een waarde van ongeveer 4,0 vereist is om nitrificatie en denitrificatie te vermijden. Deze processen kunnen namelijk leiden tot grote verliezen van nitraat (NO_3) en enorme producties van N_2O. Algemeen duidt UNECE (2014) er ook op dat de aanwezigheid en het gebruik van sterke zuren op het bedrijf erg riskant is. Voorts kan het gebruik van zwavelzuur of fosforzuur ook resulteren in overbemesting met zwavel of fosfor. Als nadeel voor organische zuren (zoals bijvoorbeeld melkzuur) haalt UNECE (2014) aan dat grote hoeveelheden vereist zijn om een gewenst pH niveau te bekomen.



Figuur 37: NH_3 emissies, uitgedrukt in % TAN, van verzuurde en onbehandelde varkensmengmest na applicatie op het land met sleepslangen (bron: Kai *et al.* (2008))

9.2.3 Categorie 3 technieken

Toevoegen andere additieven

Verscheidene additieven zijn beschikbaar om de NH_3 emissies uit de mest te reduceren (Hendriks et al, 2001). Ze kunnen toegevoegd worden tijdens de verschillende niveaus van de N-cyclus, dus zowel aan de voeding, huisvesting, mestput, mestopslag, als bij applicatie.

Additieven werken op een chemische, fysische of biologische basis (Amon *et al.*, 2006). De additieven kunnen op basis van hun werkingsmechanisme worden ingedeeld in 5 groepen (McCrory & Hobbs, 2001):

I. verzurende additieven verlagen de pH van de mest wat resulteert in een verschuiving in het NH_4^+/NH_3 evenwicht (deze groep werd besproken bij 6.1, 6.2, en 9.2)
II. digestieve additieven verhogen de biodegradatie van de mest en bestaan uit microbiële stammen en/of enzymen,
III. adsorberende additieven, zoals zeolieten of turf, zijn betrokken bij het binden van NH_3, NH_4^+, of beiden; andere adsorbenten binden toxische stoffen in de mest en verbeteren zo de omstandigheden voor micro-organismen om mest af te breken,
IV. urease inhibitoren voorkomen de afbraak van urea, welke een belangrijke bron van NH_4^+/NH_3 is in de mest (deze groep werd besproken bij 6.1),
V. saponines, i.e. glycocides afgeleid van de yucca plant, worden verondersteld om NH_4^+ te binden of om te zetten.

Ndegwa *et al.* (2008) geven een overzicht van verschillende studies waarin het gebruik van additieven werd onderzocht. Lefcourt & Meissinger (2001) onderzochten naast het toevoegen van aluin (aanzuren van de mest, zie 6.1) aan melkveemengmest in containers ook het effect van zeoliet op ammoniakemissies. Reducties van 22 ± 6% en 47 ± 10% werden waargenomen voor 2,5% en 6,25% zeoliet, respectievelijk. Rahman *et al.* (2011) vonden geen NH_3, H_2S, of geurreductie bij toevoeging van het commercieel microbieel additief Digest3+3© aan de mestput van een drachtstal bij varkens.

Ook voor mengmest zijn verschillende additieven beschikbaar welke kunnen toegevoegd worden aan de vaste mest om de ammoniakemissies te reduceren. Een overzicht van verschillende studies wordt gegeven door Ndegwa *et al.* (2008). Li *et al.* (2006) evalueerden met behulp van containertesten de efficiëntie van zeolieten in het reduceren van ammoniakemissies van leghennenmest. Toevoegen van een typische verhouding van 5% zeoliet op gewicht basis reduceerde de ammoniakemissies met 81%. Shi *et al.* (2001) onderzochten de efficiëntie van verschillende

additieven, waaronder $CaCl_2$, NBPT en huminezuren, bij vleesveemest in containertesten. In vergelijking met de controle werd gedurende 21 dagen monitoring een reductie in ammoniakemissie van 77,5% bij 9000 kg ha^{-1} $CaCl_2$, 71,2% bij 4500 kg ha^{-1} $CaCl_2$, 67,6% bij 9000 kg ha^{-1} bruine humus, 60,2% bij 9000 kg ha^{-1} zwarte humus, 65,6% bij 2 kg ha^{-1} NBPT en 64,1% bij 1 kg ha^{-1} NBPT waargenomen.

Hendriks *et al.* (2001) geven ook een uitgebreid overzicht van de additieven die kunnen worden toegevoegd aan de mest. Zij concluderen dat hoewel vele additieven in staat zijn reducties in NH_3 emissies te bewerkstelligen, het gebruik in de praktijk veelal economisch niet haalbaar is, er allerhande nadelige nevenaspecten ontstaan door het gebruik, of er te weinig informatie beschikbaar is om een oordeel te kunnen vellen over het gebruik. Voorts stellen Hendriks *et al.* (2001) dat de controleerbaarheid een zwak punt is bij het gebruik van mestadditieven. Volgens UNECE (2014) geldt voor additieven dat vaak grote, onpraktische hoeveelheden nodig zijn en dat commerciële producten vaak niet onafhankelijk getest zijn. Amon *et al.* (2006) stellen eveneens dat het werkingsmechanisme en de samenstelling van commerciële additieven in veel gevallen niet goed gekend is en verder onderzoek vergt. Vanwege deze aspecten wordt het toevoegen van andere additieven dan deze voorheen besproken, opgenomen als categorie 3 maatregel.

Andere

In een rapport van Groenestein *et al.* (2011) wordt een overzicht gegeven van enkele technieken die potentieel de NH_3 emissies kunnen reduceren maar nog in ontwikkeling zijn of waarvan de haalbaarheid en reductiepercentages nog onderzocht worden. Zo worden momenteel nieuwe technieken ontwikkeld om mest aan te brengen tussen gewassen zoals aardappelen en mais. Daarnaast wordt ook onderzocht of de combinatie van technieken de NH_3 emissies verder kan reduceren.

Kosten voor omschakeling naar emissiereducerende aanwendingstechnieken

UNECE (2014) stelt dat de kosten voor omschakelen van breedwerpig uitspreiden naar categorie 1 emissiereducerende aanwendingstechnieken voornamelijk geassocieerd zijn met de aankoop en het onderhoud van nieuwe machines of het inhuren van loonwerkers. Sommige technieken vereisen ook een hogere trekkracht wat verder bijdraagt aan de kost van die systemen. De bijkomende kosten kunnen echter deels of volledig opgeheven worden door de financiële voordelen van gereduceerde N-verliezen, preciezere bemesting van de gewassen, verbeterde opbrengsten en verhoogde agronomische flexibiliteit. In de overzichtstabel zijn de kosten opgenomen zoals voorgesteld door UNECE (2014). Webb *et al.* (2005) rapporteren dat onmiddellijk niet-inversief inwerken van varkensmengmest op akkerland de derde meest kosteneffectieve maatregel is om NH_3 emissies te reduceren, na afdekken van leghennen- en vleeskippenmest opslagplaatsen. Volgens dezelfde auteurs vonden andere studies ook een hoge rangschikking van de categorie 1 technieken voor mestaanwending. Hoewel de kosteneffectiviteit vermoedelijk zal variëren tussen landen door verschillen in bedrijfskarakteristieken en lokale kosten concluderen Webb *et al.* (2005) dat deze technieken hoogst waarschijnlijk hoog zullen scoren naar kosteneffectiviteit in de meeste Europese landen. Huijsmans *et al.* (2004) vonden dat de kosten voor aanwending van mest sterk afhangen van de hoeveelheid mest die jaarlijks geproduceerd wordt, gaande van 0,36 tot 3,86 €/m^3 voor de sleepvoettechniek en van 0,9 tot 5,15 €/m^3 voor de sleufkouter voor 3000 tot 500 m^3/jaar. Webb *et al.* (2006b) concludeerden ook dat de kosten van de emissiereducerende technieken voor mengmest zullen variëren tussen bedrijven en dat de technieken meest kosteneffectief zullen zijn op bedrijven die grote hoeveelheden mest produceren.

10 Referentielijst

Aarnink, A.J.A., Smits, M.C.J., Vermeij, I. (2010). Reductie van ammoniakemissie op vleesvarkensbedrijven via gecombineerde maatregelen. Wageningen UR Livestock Research, 366, 1-30.

Aarnink, A.J.A., Hol, J.M.G., Nijeboer, G.M. (2007). Ammonia emission factor for using benzoic acid (1% VevoVitall) in the diet of growing finishing pigs. Wageningen UR, Animal Sciences Group.

Abdollahi, M.R., Ravindran, V., Svihus, B. (2013a). Influence of grain type and feed form on performance, apparent metabolisable energy and ileal digestibility of nitrogen, starch, fat, calcium and phosphorus in broiler starters. *Animal Feed Science and Technology* 186, 193-203.

Abdollahi, M.R., Ravindran, V., Svihus, B. (2013b). Pelleting of broiler diets: An overview with emphasis on pellet quality and nutritional value. *Animal Feed Science and Technology* 179, 1-23.

Adrizal, A., Patterson, P.H., Hulet, R.M., Bates, R.M., Meyers, C.A.B., Martin, G.P., Shockey, R.L., Van der Grinten, M., Anderson, D.A., Thompson, J.R. (2008). Vegetative buffers for fan emissions from poultry farms: 2. ammonia, dust and foliar nitrogen. *Journal of Envrionmental Science and Health*, Part B 43, 96-103.

Agle, M., Hristov, A.N., Zaman, S., Schneider, C., Ndegwa, P.M., Vaddella, V.K. (2010). Effect of dietary concentrate on rumen fermentation, digestibility, and nitrogen losses in dairy cows. *Journal of Dairy Science* 93, 4211-4222.

Ajinomoto Eurolysine (2010). Update on the next limiting amino acids in broiler feeds. *Ajinomoto Eurolysine* Information n°36, 23-23.

Amaral, P.D., Valadares, S.D., Detmann, E., Santos, S.A., Prados, L.F., Mariz, L.D.S., Alves, L.C., Menezes, A.C.B., Villadiego, F.A.C., Novaes, M.A.S., Silva, F.A.D. (2014). Effect of phase-feeding crude protein on performance and carcass characteristics of crossbred beef bulls: an application to reduce nitrogen compounds in beef cattle diets. *Tropical Animal Health and Production* 46, 419-425.

Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S. (2006). Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture Ecosystems & Environment* 112, 153-162.

Angel, R., Powers, W., Appelgate, T. (2008). Diets impacts for mitigating air emissions from poultry. In: Proceedings of the International Conference of Agricultural Engineering, XXXVII Brazilian Congress of Agricultural Engineering, International Livestock Environment Symposium – ILES VIII, Iguassu Falls City, Brazil, 31 augustus - 4 september 2008. International Commission of Agricultural Engineering (CIGR), Institut fur Landtechnik.

Bannink, A., Valk, H., Van Vuuren, A.M. (1999). Intake and excretion of sodium, potassium, and nitrogen and the effects on urine production by lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science* 82, 1008-1018.

Bealy, W.J., Loubet, B., Braban, C.F., Famulari, D., Theobald, M.R., Reis, S., Reay, D.S., Sutton, M.A. (2014). Modelling agro-forestry scenarios for ammonia abatement in the landscape. *Environmental Research Letters* 9, 1-15.

Belgisch Staatsblad (2014). Decreet van 22 december 2006 houdende de bescherming van water tegen de verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen.

Berg, W., Türk, M., Hellebrand, H.J. (2006). Effects of acidifying liquid cattle manure with nitric acid or lactic acid on gaseous emissions. In: Worshop on Agricultural Air Quality. Washington D.C. USA, pp. 492-498.

Berres, J., Vieira, S.L., Dozier, W.A., Cortez, M.E.M., de Baroos Nogueira, E.T., Kutschenko, M. (2010). Broiler responses to reduced-protein diets supplemented with valine, isoleucine, glycine, and glutamic acid. *Journal of Applied Poultry Research* 19, 68-79.

Blair, E.C., Allen, H.M., Brooks, S.E., Firman, J.D., Robbins, D.H., Nishimura, K., Ischimaru, H. (2004). Effects of Calsporin on turkey performance, carcass yield an nitrogen reduction. *International Journal of Poultry Science* 3, 75-79.

Blanes-Vidal, V., Hansen, M.N., Pedersen, S., Rom, H.B. (2008). Emissions of ammonia, methane and nitrous oxide from pig houses and slurry: Effects of rooting material, animal activity and ventilation flow. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124, 237-244.

Bleijenberg, R., de Boer, W.J., Kroodsma, W. (1994). Beperking van de ammoniakemissie uit een ligboxenstal door het spoelen van roosters, het aanzuren van mest en het schuiven van een schijnvloer. IMAG-DLO.

Bless, H.G., Beinhauer, R., Sattelmacher, B. (1991). Ammonia emission from slurry applied to wheat stubble and rape in North Germany. *Journal of Agricultural Science* 117, 225-231.

Bossin, S. (2015). Ammoniakemissiearme vloeren: beschrijving van EA-vloeren. Innovatiesteunpunt.

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

Braam, C., Smits, M., Gunnink, H., Swierstra, D. (1997b). Ammonia emission from a double-sloped solid floor in a cubicle house for dairy cows. *Journal of Agricultural Engineering Research* 68, 375-386.

Bregendahl, K. & Roberts, S. (2006). Nutritional strategies to reduce ammonia emissions from laying hens. In: Proceedings of the Midwest Poultry Federation Convention, St. Paul, Minnesota, USA, 21 - 23 maart 2006.

Breuer, L., Eckhardt, K., Frede, H.G. (2003). Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling* 169, 237-293.

Broderick, G.A., Brito, A.F., Colmenero, J.J.O. (2007). Effects of feeding formate-treated alfalfa silage or red clover silage on the production of lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science* 90, 1378-1391.

Broderick, G.A., Stevenson, M.J., Patton, R.A., Lobos, N.E., Colmenero, J.J.O. (2005). Supplementing rumen-protected methionine to reduce dietary crude protein in dairy cows. *Journal of Dairy Science* 88, 89-89.

Budan, A., Tessier, N., Saunier, M., Gillmann, L., Hamelin, J., Chicoteau, P., Richomme, P., Guilet, D. (2013). Effect of several saponin containing plant extracts on rumen fermentation *in vitro*, *Tetrahymena pyriformis* and sheep erythrocytes. *Journal of Food Agriculture & Environment* 11, 576-582.

Burgos, M.S., Senn, M., Sutter, F., Kreuzer, M., Langhans, W. (2001). Effect of water restriction on feeding and metabolism in dairy cows. *American Journal of Physiology-Regulatory Integrative and Comparative Physiology* 280, R418-R427.

Bussink, D.W., Huijsmans, J.F.M., Ketelaars, J.J.M.H. (1994). Ammonia volatilization from nitric-acid-treated cattle slurry surface-applied to grassland. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 42, 293-309.

Bussink, D.W. & van Rotterdam-Los, A.M.D. (2011). Perspectieven om broeikasgas- en ammoniakemissies te reduceren door het aanzuren van mest. Nutriënten Management Instituut (NMI), 1426.N.11, 1-61.

Canh, T.T., Aarnink, A.J.A., Mroz, Z., Jongbloed, A.W., Schrama, J.W., Verstegen, M.W.A. (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* 56, 1-13.

Canh, T.T., Aarnink, A.J.A., Schutte, J.B., Sutton, A.L., Langhout, D.J., Verstegen, M.W.A. (1998b). Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Livestock Production Science* 56, 181-191.

Canh, T.T., Aarnink, A.J.A., Verstegen, M.W.A., Schrama, J.W. (1998c). Influence of dietary factors on the pH and ammonia emission of slurry from growing-finishing pigs. *Journal of Animal Science* 76, 1123-1130.

Canh, T.T., Schrama, J.W., Aarnink, A.J.A., Verstegen, M.W.A., van't Klooster, C.E., Heetkamp, M.J.W. (1998d). Effect of dietary fermentable fibre from pressed sugar-beet pulp silage on ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Animal Science* 67, 583-590.

Canh, T.T., Sutton, A.L., Aarnink, A.J.A., Verstegen, M.W.A., Schrama, J.W., Bakker, G.C.M. (1998e). Dietary carbohydrates alter the fecal composition and pH and the ammonia emission from slurry of growing pigs. *Journal of Animal Science* 76, 1887-1895.

Canh, T.T., Verstegen, M.W., Aarnink, A.J., Schrama, J.W. (1997). Influence of dietary factors on nitrogen partitioning and composition of urine and feces of fattening pigs. *Journal of Animal Science* 75, 700-706.

Cantalapiedra-Hijar, G., Lemosquet, S., Rodriguez-Lopez, J.M., Messed, F., Ortigues-Marty, I. (2014a). Diets rich in starch increase the posthepatic availability of amino acids in dairy cows fed diets at low and normal protein levels. *Journal of Dairy Science* 97, 5151-5166.

Cantalapiedra-Hijar, G., Peyraud, J.L., Lemosquet, S., Molina-Alcaide, E., Boudra, H., Noziere, P., Ortigues-Marty, I. (2014b). Dietary carbohydrate composition modifies the milk N efficiency in late lactation cows fed low crude protein diets. *Animal* 8, 275-285.

Cardozo, P.W., Calsamiglia, S., Ferret, A., Kamel, C. (2005). Screening for the effects of natural plant extracts at different pH on in vitro rumen microbial fermentation of a high-concentrate diet for beef cattle. *Journal of Animal Science* 83, 2572-2579.

Castillo, A.R., Kebreab, E., Beever, D.E., France, J. (2000). A review of efficiency of nitrogen utilisation in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. *Journal of Animal and Feed Sciences* 9, 1-32.

Chadwick, D., Sommer, S.G., Thorman, R., Fangueiro, D., Cardenas, L., Amon, B., Misselbrook, T. (2011). Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology* 166-67, 514-531.

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

Chung, Y.H., Mc Geough, E.J., Acharya, S., McAllister, T.A., McGinn, S.M., Harstad, O.M., Beauchemin, K.A. (2013). Enteric methane emission, diet digestibility, and nitrogen excretion from beef heifers fed sainfoin or alfalfa. *Journal of Animal Science* 91, 4861-4874.

Clowes, E.J., Kirkwood, R., Cegielski, A., Aherne, F.X. (2003). Phase-feeding protein to gestating sows over three parities reduced nitrogen excretion without affecting sow performance. *Livestock Production Science* 81, 235-246.

Cohen, D.C. (2001). Degradability of crude protein from clover herbages used in irrigated dairy production systems in northern Victoria. *Australian Journal of Agricultural Research* 52, 415-425.

Cohen, D.C. & Doyle, P.T. (2001). Effect of sample preparation on in situ estimates of protein degradability for white clover herbages. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 41, 619-624.

Cole, N.A., Clark, R.N., Todd, R.W., Richardson, C.R., Gueye, A., Greene, L.W., McBride, K. (2005). Influence of dietary crude protein concentration and source on potential ammonia emissions from beef cattle manure. *Journal of Animal Science* 83, 722-731.

Colina, J.J., Lewis, A.J., Miller, P.S., Fischer, R.L. (2001). Dietary manipulation to reduce aerial ammonia concentrations in nursery pig facilities. *Journal of Animal Science* 79, 3096-3103.

Collet, S.R. (2012). Nutritional and wet litter problems in poultry. *Animal Feed Science and Technology* 173, 65-75.

De Baere, K. (2013). Strooisel: alternatieve materialen en toevoegingen aan het strooisel. Proefbedrijf Pluimveehouderij Mededeling 64.

De Brabander, D.L. (2014). Cursus Melkveevoeding - Universiteit Gent - Faculteit Bio-Ingenieurswetenschappen. Editie 2014-2015.

De Campeneere, S., De Boever, J.L., Vanacker, J.M., De Brabander, D.L. (2009a). Eindverslag IWT-projectnr. 050681: Reductie van de stikstofuitstoot en de eiwitimport door voedertechnische maatregelen.

De Campeneere, S., De Boever, J.L., Vanacker, J.M., Messens, W., De Brabander, D.L. (2009b). Feeding measures to reduce nitrogen excretion in dairy cattle. *Archives of Animal Nutrition* 63, 87-103.

De Campeneere, S., De Brabander, D.L., Vanacker, J.M. (2006). Milk urea concentration as affected by the roughage type offered to dairy cattle. *Livestock Science* 103, 30-39.

de Feu, M.A., Evans, A.C.O., Lonegran, P., Butler, S.T. (2009). The effect of dry period duration and dietary energy density on milk production, bioenergetic status, and postpartum ovarian function in Holstein Friesian dairy cows. *Journal of Dairy Science* 92, 6011-6022.

De Schrijver, A., Geudens, G., Augusto, L., Staelens, J., Mertens, J., Wuyts, K., Gielis, L., Verheyen, K. (2007). The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review. *Oecologia* 153, 663-674.

De Schrijver, A., Staelens, J., Wuyts, K., Van Hoydonck, G., Janssen, N., Mertens, J., Gielis, L., Geudens, G., Augusto, L., Verheyen, K. (2008). Effect of vegetation type on throughfall deposition and seepage flux. *Environmental Pollution* 153, 295-303.

De Temmerman, L. (1980). Les dégâts aigus et subaigus occasionnés aux plantes par une décharge accidentelle d'ammoniac. *Revue de l'agriculture* 33, 763-776.

Delezie, E., Maertens, L., Huyghebaert, G., Lippens, M. (2009). Can choice feeding improve performances and N-retention of broilers compared to a standard 3-phase feeding schedule? *British Poultry Science* 50, 573-582.

DeRouchey, J.M., Hancock, J.D., Hines, R.H., Cummings, K.R., Lee, D.J., Maloney, C.A., Dean, D.W., Park, J.S., Cao, H. (2003). Effects of dietary electrolyte balance on the chemistry of blood and urine in lactating sows and sow litter performance. *Journal of Animal Science* 81, 3067-3074.

Dewhurst, R.J., Delaby, L., Moloney, A., Boland, T., Lewis, E. (2009). Nutritive value of forage legumes used for grazing and silage. *Irish Journal of Agricultural and Food Research* 48, 167-187.

Dewhurst, R.J., Scollan, N.D., Lee, M.R.F., Ougham, H.J., Humphreys, M.O. (2003). Forage breeding and management to increase the beneficial fatty acid content of ruminant products. *Proceedings of the Nutrition Society* 62, 329-336.

Dobeic, M. (1997). Influence of clinoptilolite and De-odorase on reducing of odour and ammonia emissions from poultry and pig production. *Zbornik Veterenarske Fakultete Univerza Ljubljana* 34, 205-215.

Dong, R.L., Zhao, G.Y., Chai, L.L., Beauchemin, K.A. (2014). Prediction of urinary and fecal nitrogen excretion by beef cattle. *Journal of Animal Science* 92, 4669-4681.

Donker, R.A. (1990). Emissiebeperking bij vloersystemen, Praktijkonderzoek 1990 (3), 18-19.

Dourmad, J.Y., Guingand, N., Latimier, P., Seve, B. (1999a). Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: France. *Livestock Production Science* 58, 199-211.

Dourmad, J.Y., Seve, B., Latimier, P., Boisen, S., Fernandez, J., van der Peet-Schwering, C., Jongbloed, A.W. (1999b). Nitrogen consumption, utilisation and losses in pig production in France, The Netherlands and Denmark. *Livestock Production Science* 58, 261-264.

Dragosits, U., Theobald, M.R., Place, C.J., ApSimon, H.M., Sutton, M.A. (2006). The potential for spatial planning at the landscape level to mitigate the effects of atmospheric ammonia deposition. *Environmental Science & Policy* 9, 626-638.

Erickson, G.E., Milton, C.T., Klopfenstein, T.J. (2000). Dietary protein effects on nitrogen excretion and volatilization in open-dirt feedlots. In: Proceedings of the Eighth International Symposium, Animal, agricultural and food processing wastes, Des Moines, Iowa, USA, 9 – 11 oktober 2000, American Society of Agricultural Engineers, pg 297-304.

Eriksen, J., Norgaard, J.V., Poulsen, H.D., Poulsen, H.V., Jensen, B.B., Petersen, S.O. (2014). Effects of acidifying pig diets on emissions of ammonia, methane, and sulfur from slurry during storage. *Journal of Environmental Quality* 43, 2086-2095.

Erisman, J.W. & Draaijers, G. (2003). Deposition to forests in Europe: most important factors influencing dry deposition and models used for generalisation. *Environmental Pollution* 124, 379-388.

European Commission (2013). Best available techniques (BAT) reference document for the intensive rearing of poultry and pigs (Draft 2 – August 2013), 824.

Fabian, J., Chiba, L.I., Frobish, L.T., McElhenney, W.H., Kuhlers, D.L., Nadarajah, K. (2004). Compensatory growth and nitrogen balance in grower-finisher pigs. *Journal of Animal Science* 82, 2579-2587.

Fangueiro, D., Hjorth, M., Gioelli, F. (2015). Acidification of animal slurry – a review. *Journal of Environmental Management* 149, 46-56.

Flores, A.J., Garciarena, A.D., Vieyra, J.M.H., Beauchemin, K.A., Colombatto, D. (2013). Effects of specific essential oil compounds on the ruminal environment, milk production and milk composition of lactating dairy cows at pasture. *Animal Feed Science and Technology* 186, 20-26.

Frost, J.P. (1994). Effect of spreading method, application rate and dilution on ammonia volatilization from cattle slurry. *Grass and Forage Science* 49, 391-400.

Frost, J.P., Stevens, R.J., Laughlin, R.J. (1990). Effect of separation and acidification of cattle slurry on ammonia volatilization and on the efficiency of slurry nitrogen for herbage production. *Journal of Agricultural Science* 115, 49-56.

Génermont, S. & Cellier, P. (1997). A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology* 88, 145-167.

Gilhespy, S.L., Webb, J., Chadwick, D.R., Misselbrook, T.H., Kay, R., Camp, V., Retter, A.L., Bason, A. (2009). Will additional straw bedding in buildings housing cattle and pigs reduce ammonia emissions? *Biosystems Engineering* 102, 180-189.

Groenestein, C.M., Huijsmans, J.F.M., Schils, R.L.M. (2010). Emissies van broeikasgassen, ammoniak, fijn stof en geur in de mestketen. Wageningen UR Livestock Research, 248.

Groenestein, C.M., Smits, M.C.J., Huijsmans, J.F.M., Oenema, O. (2011). Measures to reduce ammnoia emissions from livestock manures; now, soon and later. Wageningen UR Livestock Research, 488.

Gumen, A., Keskin, A., Yilmazbas-Mecitoglu, G., Karakaya, E., Wiltbank, M.C. (2011). Dry period management and optimization of post-partum reproductive management in dairy cattle. *Reproduction in Domestic Animals* 46, 11-17.

Gumen, A., Rastani, R.R., Grummer, R.R., Wiltbank, W.C. (2005). Reduced dry periods and varying prepartum diets after postpartum ovulation and reproductive measures. *Journal of Dairy Science* 88, 2401-2411.

Gutierrez, O., Surbakti, N., Haq, A., Carey, J.B., Bailey, C.A. (2008). Effect of continuous multiphase feeding schedules on nitrogen excretion and broiler performance. *Journal of Applied Poultry Research* 17, 463-470.

Guzmán-Pino, S. A., Solà-Oriol, D., Davin, R., Manzanilla, E. G., Pérez, J. F. (2015). Influence of dietary electrolyte balance on feed preference and growth performance of postweaned piglets. *Journal of Animal Science* 93, 2840-2848.

Hagenkamp-Korth, F., Haeussermann, A., Hartung, E., Reinhardt-Hanisch, A. (2015a). Reduction of ammonia emissions from dairy using novel urease inhibitor formulations under laboratory conditions. *Biosystems Engineering* 130, 43-51.

Hagenkamp-Korth, F., Haeussermann, A., Hartung, E. (2015b). Effect of urease inhibitor application on urease activity in three different cubicle housing systems under practical conditions. *Agriculture, Biosystems and Environment* 202, 168-177.

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

Hansen, M.N., Sommer, S.G., Madsen, N.P. (2003). Reduction of ammonia emission by shallow slurry injection: Injection efficiency and additional energy demand. *Journal of Environmental Quality* 32, 1099-1104.

Harinder, P., Makkar, S., Tran, G., Heuzé, V., Ankers, P. (2014). State-of-the-art on use of insects as animal feed. *Animal Feed Science and Technology* 197, 1-33.

Hendriks, J., Andries, A., Saevels, P., Leribaux, C., Vranken, E., Vinckier, C., Berckmans, D., De Bruyn, G., Baron, M., Van Langenhove, H. (2001). Ontwikkeling van een eenvoudige procedure voor de bepaling van geur- en ammoniakemissies van agrarische constructies ten behoeve van een aangepaste milieureglementering in Vlaanderen. Deel I. Ammoniak- en geuremissies door de veeteelt – bronnen en reductietechnieken. Eindverslag.

Hol, J.M.G., Mosquera, J., van Harn, J., Veldkamp, T. (2007). Ammoniak- en geuremissie uit een vleeskuikenstal voorzien van de Scanfeeder met beluchting. Wageningen UR, Animal Sciences Group, 33, 1-24.

Hoover, W.H. (1986). Chemical factors involved in ruminal fiber digestion. *Journal of Dairy Science* 69, 2755-2766.

Hörnig, G. & Brunsch, R. (2000). Effect of an algal additive on the reduction of ammonia emission from broiler house. EurAgEng

Hristov, A.N., Hanigan, M., Cole, A., Todd, R., McAllister, T.A., Ndegwa, P.M., Rotz, A. (2011). Review: Ammonia emissions from dairy farms and beef feedlots. *Canadian Journal of Animal Science* 91, 1-35.

Hristov, A.N. & Huhtanen, P. (2008). Nitrogen efficiency in Holstein cows and dietary means to mitigate nitrogen losses from dairy operations. In: Proceedings of the Annual Cornell Nutrition Conference for Feed Manufacturers, Syracuse, New York, USA, pg 125-136.

Huang, K.H., Kemp, C., Fisher, C. (2011). Effect of nutrition on water intake and litter moisture in broiler chickens. In: Proceedings of the Australian Poultry Science Symposium, Sydney, Australia, 14 – 16 February 2011, pg 26-31.

Huijsmans, J., Verwijs, B., Rodhe, L., Smith, K. (2004). Costs of emission-reducing manure application. *Bioresource Technology* 93, 11-19.

Huijsmans, J.F.M. & de Mol, R.M. (1999). A model for ammonia volatilization after surface application and subsequent incorporation of manure on arable land. *Journal of agricultural engineering research* 74, 73-82.

Huijsmans, J.F.M., Hol, J.M.G., Hendriks, M.M.W. (2001). Effect of application technique, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to grassland. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 49, 323-342.

Huijsmans, J.F.M., Hol, J.M.G., Vermeulen, G.D. (2003). Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. *Atmospheric Environment* 37, 3669-3680.

Huijsmans, J.F.M., Schröder, J.J., Vermeulen, G.D., de Goede, R.G.M., Kleijn, D., Teunissen, W.A. (2008). Emissiearme mesttoediening - Ammoniakemissie, mestbenutting en nevenaspecten. Plant Research International Wageningen UR, 195.

Jensen, A.O. (2002). Changing the environment in swine buildings using sulfuric acid. *Transactions of the ASAE* 45, 223-227.

Jeppsson, K.H. (1998). Ammonia emission from deep-litter materials for growing-finishing pigs. *Swedish Journal of Agricultural Research* 28, 197-206.

Jeppsson, K.H. (1999). Volatilization of ammonia in deep-litter systems with different bedding materials for young cattle. *Journal of Agricultural Engineering Research* 73, 49-57.

Jongbloed, A.W. & Kemme, P.A. (2004). Considerations on the environmental impact of minerals in manure from pigs: strategies to minimise environmental load by nutrition and management. In: Gaining the edge in pork and poultry production, Wageningen Academic Publishers, Wageningen, the Netherlands, pg 71-100.

Kai, P., Pedersen, P., Jensen, J.E., Hansen, M.N., Sommer, S.G. (2008). A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy* 28, 148-154.

Karamanlis, X., Fortomaris, P., Arsenos, G., Dosis, I., Papaioannou, D., Batzios, C. & Kamarianos, A. (2008). The effect of a natural zeolite (Clinoptilolite) on the performance of broiler chickens and the quality of their litter. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 21, 1642-1650.

Khiaosa-ard, R. & Zebeli, Q. (2013). Meta-analysis of the effects of essential oils and their bioactive compounds on rumen fermentation characteristics and feed efficiency in ruminants. *Journal of Animal Science* 91, 1819-1830.

Kim, I.B., Ferket, P.R., Powers, W.J., Stein, H.H., Van Kempen, T.A.T.G. (2004). Effects of different dietary acidifier sources of calcium and phosphorus on ammonia, methane and odorant emission from growing-finishing pigs. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 17, 1131-1138.

Klevenhusen, F., Muro-Reyes, A., Khiaosa-ard, R., Metzler-Zebeli, B.U., Zebeli, Q. (2012). A meta-analysis of effects of chemical composition of incubated diet and bioactive compounds on in vitro ruminal fermentation. *Animal Feed Science and Technology* 176, 61-69.

Kluge, H., Broz, J., Eder, K. (2010). Effects of dietary benzoic acid on urinary pH and nutrient digestibility in lactating sows. *Livestock Science* 134, 119-121.

Kraai, A., de Maarschalk, B., Vermeulen, A. (2009). Eindrapport: onderzoek naar de invloed van vegetatie op de luchtkwaliteit langs snelwegen. Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, IPL-2a.

Krober, T.F., Kulling, D.R., Menzi, H., Sutter, F., Kreuzer, M. (2000). Quantitative effects of feed protein reduction and methionine on nitrogen use by cows and nitrogen emission from slurry. *Journal of Dairy Science* 83, 2941-2951.

Lahav, O., Mor, T., Heber, A.J., Molchanov, S., Ramirez, J.C., Li, C., Broday, D.M. (2008). A new approach for minimizing ammonia emissions fro poultry houses. *Water Air and Soil Pollution* 191, 183-197.

Law, R.A., Young, F.J., Patterson, D.C., Kilpatrick, D.J., Wylie, A.R.G., Mayne, C.S. (2009). Effect of dietary protein content on animal production and blood metabolites of dairy cows during lactation. *Journal of Dairy Science* 92, 1001-1012.

Li, H., Xin, H., Burns, R.T. (2006). Reduction of ammonia emission from stored poultry manure using additives: zeolite, AL$^+$ clear, Ferix-3, and PLT. ASAE Paper No. 064188. ASABE Annual International Meeting, Portland, Oregon.

Lefcourt, A.M. & Meisinger, J.J. (2001). Effect of adding alum or zeolite to dairy slurry on ammonia volatilization and chemical composition. *Journal of Dairy Science* 84, 1814-1821.

Leirs, H. & Bossin, S. (2016). Eindbrochure Demoproject Goed GeRUND. Innovatiesteunpunt.

Leleu, S., Vandeweghe, A., Maertens, L. (2012). The effect of Ronozyme ProAct on the performances, feather dirtiness, and foot pad and hock dermatitis of broilers. In: Proceedings of the 37th Animal Nutrition Research Forum, Wageningen, The Netherlands, 18 april 2012, pg 45-46.

LNE, Afdeling Lucht, Hinder, Risicobeheer, Milieu & Gezondheid & Departement Landbouw en Visserij, Afdeling Monitoring en Studie (2006). Externe mestopslag: inventarisatie van opslagsystemen en bepaling van ammoniak-, lachgas- en methaanemissies uit deze systemen. *http://www2.vlaanderen.be/ned/sites/landbouw/downloads/volt/53.pdf*

Löffel, J., De Baere, K., Zoons, J., Barbé, F., Maertens, L. (2012). Effect of feed protein content and ventilation rate on litter quality in broiler houses. In: Proceedings of the 24th World's Poultry Congress, Bahia, Brazil, 5-9 augustus 2012.

Lora, A., Rostagno, H.S., Albino, L.F.T., Lora, G., Lelis, G.R., Borsatto, C.G. (2008). Nutritional strategies to reduce nutrient excretion in broilers. In: Proceedings of the International Conference of Agricultural Engineering, XXXVII Brazilian Congress of Agricultural Engineering, International Livestock Environment Symposium – ILES VIII, Iguassu Falls City, Brazil, 31 augustus - 4 september 2008. International Commission of Agricultural Engineering (CIGR), Institut fur Landtechnik, pg 319-324.

Mack, S., Bercovici, D., De Groote, G., Leclercq, B., Lippens, M., Pack, M., Schutte, J.B., Van Cauwenberghe, S. (1999). Ideal amino acid profile and dietary lysine specification for broiler chickens of 20 to 40 days of age. *British Poultry Science* 40, 257-265.

Maertens, L., Leleu, S., Delezie, E. (2015). Effect of feed form and change of feed form on the performances of fastgrowing broilers fed a wheat based diet. In preparation.

Maertens, L., Löffel, J., Zoons, J., Barbé, F., Leleu, S. (2012). Dietary protein content and ventilation rate affects litter quality, pododermatitis and water/feed ratio in broilers. In: Proceedings of the 24th World's Poultry Congress, Bahia, Brazil, 5-9 augustus 2012, pg 855-858.

McCrory, D.F. & Hobbs, P.J. (2001). Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes: A review. *Journal of Environmental Quality* 30, 345-355.

McGinn, S.M. & Sommer, S.G. (2007). Ammonia emissions from land-applied beef cattle manure. *Canadian Journal of Soil Science* 87, 345-352.

McIntosh, F.M., Williams, P., Losa, R., Wallace, R.J., Beever, D.A., Newbold, C.J. (2003). Effects of essential oils on ruminal microorganisms and their protein metabolism. *Applied and Environmental Microbiology* 69, 5011-5014.

McMurphy, C.P., Sexten, A.J., Mourer, G.L., Sharman, E.D., Trojan, S.J., Rincker, M.J., Coblentz, W.K., Lalman, D.L. (2014). Effects of including saponins (Micro-Aid®) on intake, rumen fermentation and digestibility in steers fed low-quality prairie hay. *Animal Feed Science and Technology* 190, 47-58.

Milic, D., Tofant, A., Vucemilo, M., Venglovsky, J., Ondrasovicova, O. (2005). The performance of natural zeolite as a feed additive in reducing aerial ammonia and slurry ammonium ion concentration in the pig farm nursery. *Folia Veterinaria* 49, S23-S25.

Millet, S. & Aluwé, M. (2014). Compensatory growth response and carcass quality after a period of lysine restriction in lean meat type barrows. *Archives of Animal Nutrition* 68, 16-28.

Millet, S., Aluwé, M., De Paepe, M., De Brabander, D.L., Van Oeckel, M.J. (2010). Effect of decreasing ideal protein levels on performance results and nitrogen efficiency of growing-finishing gilts. *Archives of Animal Nutrition* 64, 1-11.

Millet, S., Langendries, K., Aluwé, M., De Brabander, D.L. (2011). Effect of amino acid level in the pig diet during growing and early finishing on growth response during the late finishing phase of lean meat type gilts. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 91, 1254-1258.

Millet, S. & Maertens, L. (2011). The European ban on antibiotic growth promoters in animal feed: From challenges to opportunities. *The Veterinary Journal* 187, 143-144.

Misselbrook, T., del Prado, A., Chadwick, D. (2013). Opportunities for reducing environmental emissions from forage-based dairy farms. *Agricultural and Food Science* 22, 93-107.

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

Misselbrook, T.H., Powell, J.M., Broderick, G.A., Grabber, J.H. (2005b). Dietary manipulation in dairy cattle: Laboratory experiments to assess the influence on ammonia emissions. *Journal of Dairy Science* 88, 1765-1777.

Misselbrook, T.H., Smith, K.A., Johnson, R.A., Pain, B.F. (2002). Slurry application techniques to reduce ammonia emissions: Results of some UK field-scale experiments. *Biosystems Engineering* 81, 313-321.

Mkhabela, M.S., Gordon, R., Burton, D., Smith, E., Madani, A. (2009). The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. *Agriculture Ecosystems & Environment* 130, 41-49.

Molero, R., Ibars, A., Calsamiglia, S., Ferret, A., Losa, R. (2004). Effects of a specific blend of essential oil compounds on dry matter and crude protein degradability in heifers fed diets with different forage to concentrate ratios. *Animal Feed Science and Technology* 114, 91-104.

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

Monteny, G.J., Huis in 't Veld, J.W.H., van Duinkerken, G., André, G., van der Schans, F. (2001). Naar een jaarrond-emissie van ammoniak uit melkveestallen, IMAG-rapport, Wageningen UR, 1-27.

Moorby, J.M., Evans, R.T., Scollan, N.D., Macraet, J.C., Theodorou, M.K. (2006). Increased concentration of water-soluble carbohydrate in perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). Evaluation in dairy cows in early lactation. *Grass and Forage Science* 61, 52-59.

Morken, J. & Sakshaug, S. (1998). Direct ground injection of livestock waste slurry to avoid ammonia emission. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 59-63.

Morsing, S., Strom, J., Zhang, G., Kai, P. (2008). Scale model experiments to determine the effects of internal airflow and floor design on gaseaous emissions from animal houses. *Biosystems Engineering* 99, 99-104.

Mosquera, J., Hol, J.M.G., Bokma, S. (2009). Ammoniakemissie en emissiereductie van het balansballen systeem bij vleesvarkens, Wageningen UR Livestock Research, 193, 1-21.

Mosquera, J., Hol, J.M.G., Huis in 't Veld, J.W.H., Ploegaert, J.P.M., Ogink, N.W.M. (2012). Emissies uit een ligboxenstal voor melkvee met het "vrije keuze" systeem. Meetprogramma Duurzame Stallen. Wageningen UR Livestock Research, 617, 1-44.

Muck, R.E., Guest, R.W., Richards, B.K. (1984). Effects of manure storage design on nitrogen conservation. *Agricultural Wastes* 10, 205-220.

Nagaraj, M., Wilson, C.A.P., Hess, J.B., Bilgili, S.F. (2007). Effect of high-protein and all-vegetable diets on the incidence and severity of pododermatitis in broiler chickens. *Journal of Applied Poultry Research* 16, 304-312.

Ndegwa, P.M., Hristov, A.N., Arogo, J., Sheffield, R.E. (2008). A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosystems Engineering* 100, 453-469.

Nederlandse wetgeving (2015). Besluit gebruik meststoffen, geldend op 11-02-2015. Besluit van 1 december 1997, houdende regels betreffende het op of in de bodem brengen van dierlijke meststoffen (Besluit gebruik dierlijke meststoffen 1998) Bijlage 1. *www.overheid.nl*

Nicholson, R.J., Webb, J., Moore, A. (2002). A review of the environmental effects of different livestock manure storage systems, and a suggested procedure for assigning environmental ratings. *Biosystems Engineering* 81, 363-377.

Nimenya, H., Delaunois, A., Bloden, S., La Duong, D., Canart, B., Gustin, P., Nicks, B. Ansay, M. (2000). Ionic adsorption of ammonium and nitrate on some animal litters and their role in ammonia volatilization. Laboratory results. *Annales de Zootechnie* 49, 129-140.

Noirot, V., Moncoulon, R., Sauvant, D., Bayourthe, C. (2007). Effect of essential oils and essential oils compounds supplementations in ruminant species: statistical analysis. *Revue de Medecine Veterinaire* 158, 589-597.

Nyord, T., Sogaard, H.T., Hansen, M.N., Jensen, L.S. (2008). Injection methods to reduce ammonia emission from volatile liquid fertilisers applied to growing crops. *Biosystems Engineering* 100, 235-244.

O'Connell, J.M., Callan, J.J., O'Doherty, J.V. (2006). The effect of dietary crude protein level, cereal type and exogenous enzyme supplementation on nutrient digestibility, nitrogen excretion, faecal volatile fatty acid concentration and ammonia emissions from pigs. *Animal Feed Science and Technology* 127, 73-88.

Oenema, O., Witzke, H.P., Klimont, Z., Lesschen, J.P., Velthof, G.L. (2009). Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture Ecosystems & Environment* 133, 280-288.

Ogink, N.W.M., Groenestein, C.M., Mosquera, J. (2014). Actualisering ammoniakemissiefactoren rundvee: advies voor aanpassing in de Regeling Ammoniak en Veehouderij. Wageningen UR Livestock Research, 744, 1-29.

Ogink, N.W.M. & Kroodsma, W. (1996). Reduction of ammonia emission from a cow cubicle house by flushing with water or a formalin solution. *Journal of Agricultural Engineering Research* 63, 197-204.

Oosterbaan, A., Tonneijck, A.E.G., de Vries, E.A. (2006). Kleine landschapselementen als invangers van fijn stof en ammoniak. Alterra, 1419

Ottosen, L.D.M., Poulsen, H.V., Nielsen, D.A., Finster, K., Nielsen, L.P., Revsbech, N.P. (2009). Observations on microbial activity in acidified pig slurry. *Biosystems Engineering* 102, 291-297.

Pain, B.F., Misselbrook, T.H., Clarkson, C.R., Rees, Y.J. (1990a). Odor and ammonia emissions following the spreading of anaerobically-digested pig slurry on grassland. *Biological Wastes* 34, 259-267.

Pain, B.F., Phillips, V.R., Clarkson, C.R., Misselbrook, T.H., Rees, Y.J., Farrent, J.W. (1990b). Odor and ammonia emissions following the spreading of aerobically-treated pig slurry on grassland. *Biological Wastes* 34, 149-160.

Panetta, D.M., Powers, W.J., Xin, H., Kerr, B.J., Stalder, K.J. (2006). Nitrogen excretion and ammonia emissions from pigs fed modified diets. *Journal of Environmental Quality* 35, 1297-1308.

Park, J.H., Ryu, M.S., Kim, S.H., Na, C.S., Kim, J.S., Ryu, K.S. (2003). Influence of supplemental dietary yeast culture on the noxius gas emission in broiler houses and performance of broiler chicks. *Journal of Animal Science and Technology* 45, 41-48.

Patra, A.K. & Saxena, J. (2010). A new perspective on the use of plant secondary metabolites to inhibit methanogenesis in the rumen. *Phytochemistry* 71, 1198-1222.

Patras, P., Nitrayova, S., Brestenesky, M., Heger, J. (2014). The effects of benzoic acid and protein level on urine ph and ammonia emissions of pigs. *Slovak Journal of Animal Science* 47, 100-104.

Patterson, P.H., Adrizal, A., Hulet, R.M., Bates, R.M., Despot, D.A., Wheeler, E.F., Topper, P.A. (2008). The potential for plants to trap emissions from farms with laying hens: 1 Ammonia. *Journal of Applied Poultry Research* 17, 54-63.

Pereira, J., Fangueiro, D., Misselbrook, T.H., Chadwick, D.R., Coutinho, J., Trindade, H. (2011). Ammonia and greenhouse gas emissions form slatted and solid floors in dairy cattle houses: a scale model study. *Biosystems Engineering* 109, 148-157.

Pereira, J. & Trindade, H. (2014). Control of ammonia emissions in naturally ventilated dairy cattle facilities in Portugal. *Engenharia agricola* 34, 600-609.

Petersen, S.O., Andersen, A.J., Eriksen, J. (2012). Effects of cattle slurry acidification on ammonia and methane evolution during storage. *Journal of Environmental Quality* 41, 88-94.

Peyraud, J.L. & Astigarraga, L. (1998). Review of the effect of nitrogen fertilization on the chemical composition, intake, digestion and nutritive value of fresh herbage: consequences on animal nutrition and N balance. *Animal Feed Science and Technology* 72, 235-259.

Peyraud, J.L., Astigarraga, L., Faverdin, P. (1993). The digestion of fresh perennial ryegrass fertilized at 2 levels of nitrogen in lactating dairy cows. *Annales de Zootechnie* 42, 138-138.

Philippe, F.X., Cabaraux, J.F., Nicks, B. (2011). Ammonia emissions from pig houses: Influencing factors and mitigation techniques. *Agriculture Ecosystems & Environment* 141, 245-260.

Philippe, F.X., Laitat, M., Canart, B., Vandenheede, M., Nicks, B. (2007). Comparison of ammonia and greenhouse gas emissions during the fattening of pigs, kept either on fully slatted floor or on deep litter. *Livestock Science* 111, 144-152.

Pierré, E. (2013). Algemeen Salmonella Actieplan (SAP) – Bestrijding Salmonella bij pluimvee.

Portejoie, S., Dourmand, J.Y., Marinez, J., Lebreton, Y. (2004). Effect of lowering dietary crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livestock Production Science* 91, 45-55.

Portejoie, S., Martinez, J. Guiziou, F., Coste, C.M. (2003). Effect of covering pig slurry stores on the ammonia emission processes. *Bioresource Technology* 87, 199-207.

Powell, J.M., Aguerre, M.J., Wattiaux, M.A. (2011a). Dietary crude protein and tannin impact dairy manure chemistry and ammonia emissions from incubated soils. *Journal of Environmental Quality* 40, 1767-1774.

Powell, J.M., Aguerre, M.J., Wattiaux, M.A. (2011b). Feeding tannins to dairy cows abates ammonia emissions from barns and soils. In: Abstracts of Papers of the American Chemical Society, 242nd ACS National Meeting & Exposition, Denver, Colorado, USA, 28 augustus – 1 september 2011.

Powell, J.M., Aguerre, M.J., Wattiaux, M.A. (2011c). Tannin extracts abate ammonia emissions from simulated dairy barn floors. *Journal of Environmental Quality* 40, 907-914.

Proeftuin Natura 2000 (2015). *www.agriconnect.nl*

Pronk, A., Ogink, N., Holterman, H.J., Hofschreuder, P., Vermeij, I. (2013). Effecten van groenelementen op de luchtkwaliteit, Plant Research International Rapport 493.

Rahman, S., DeSutter, T., Zhang, Q. (2011). Effect of microbial additive in reducing odor, ammonia, and hydrogen sulfide emissions from farrowing-gestation swine operation. Agricultural Engineering International: CIGR Journal 13. Manuscript No. 1940.

Raupach, M.R., Woods, N., Door, G., Leys, J.F., leugh, H.A. (2001). The entrapment of particles by windbreaks. *Atmospheric Environment* 35, 3375-3383.

Ravindran, V., Cowieson, A.J., Selle, P.H. (2008). Influence of dietary electrolyte balance and microbial phytase on growth performance, nutrient utilization, and excreta quality of broiler chickens. *Poultry Science* 87, 677-688.

Reidy, B. & Menzi, H. (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* 97, 520-531.

Rijkswaterstaat, D.W.e.W. (2006). Vegetatie-luchtkwaliteit ten behoeve van het uitvoeren van een pilotproject langs rijkswegen, DWW 2006-094.

Roberts, S., Xin, H., Kerr, B.J., Russell, J.R., Bregendahl, K. (2007). Effects of dietary fibre and crude protein on ammonia emission from laying-hen manure. *Poultry Science* 86, 1625-1632.

Rodhe, L., Rydberg, T., Gebresenbet, G. (2004). The influence of shallow injector design on ammonia emissions and draught requirement under different soil conditions. *Biosystems Engineering* 89, 237-251.

Rong, L., Liu, D., Pedersen, E.F., Zhang, G. (2014). Effect of climate parameters on air exchange rate and ammonia and methane emissions from a hybrid ventilated dairy cow building. *Energy and buildings* 82, 632-643.

Rothrock, M.J., Szögi, A.A., Vanotti, M.B. (2013). Recovery of ammonia from poultry litter using flag gas permeable membranes. *Waste Management* 33, 1531-1538.

Rotz, C.A. (2004). Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal of Animal Science* 82, E119-E137.

Saha, C.K., Zhang, G., Kai, P., Bjerg, B. (2010). Effects of a partial pit ventilation system on indoor air quality and ammonia emission from a fattening pig room. *Biosystems Engineering* 105, 328-340.

Sanchez, W.K. & Beede, D.K. (2004). Recent advances in the use of dietary cation-anion difference (DCAD) for transition dairy cows. In: Recent Advances in Animal Nutrition: 2004, ed. Garnsworthy, P.C. & Wiseman, J., pg 201-222.

Sanchez, W.K., Beede, D.K., Cornell, J.A. (1997). Dietary mixtures of sodium bicarbonate, sodium chloride, and potassium chloride: Effects on lactational performance, acid-base status, and mineral metabolism of Holstein cows. *Journal of Dairy Science* 80, 1207-1216.

Santoso, U., Ohtani, S., Tanaka, K., Sakaida, M. (1999). Dried *Bacillus subtilis* culture reduced ammonia gas release in poultry house. *Asian Journal of Animal Sciences* 12, 806-809.

Schiefler, I. (2013). Greenhouse gas and ammonia emissions from dairy barns. Doctoraal proefschrift, 1-84.

Schutte, J.B. & Tamminga, S. (1992). Nutritional measurements to reduce nitrogen and phosphorus excretion by poultry, pigs and cattle, 92-3792b

Serrano, M.P., Frikha, M., Corchero, J., Mateos, G.G. (2013). Influence of feed form and source of soybean meal on growth performance, nutrient retention, and digestive organ size of broilers. 2. Battery study. *Poultry Science* 92, 693-708.

Shi, Y., Parker, D.B., Cole, N.A., Auvermann, B.W., Mehlhorn, J.E. (2001). Surface emendments to minimize ammonia emissions from beef cattle feedlots. *Transactions of the ASAE* 44, 677-682.

Shirali, M., Doeschl-Wilson, A., Knap, P.W., Duthie, C., Kanis, E., Van Arendonk, J.A.M., Roehe, R. (2012). Nitrogen excretion at different stages of growth and its association with production traits in growing pigs. *Journal of Animal Science* 90, 1756-1765.

Sistani, K.R., Warren, J.G., Lovanh, N., Higgins, S., Shearer, S. (2010). Greenhouse gas emissions from swine effluent applied to soil by different methods. *Soil Science Society of America Journal* 74, 429-435.

Smith, A., Rose, S.P., Wells, R.G., Pirgozliev, V. (2000a). Effects of excess dietary sodium, potassium, calcium and phosphorus on excreta moisture of laying hens. *British Poultry Science* 41, 598-607.

Smith, E., Gordon, R., Bourque, C., Campbell, A. (2008). Management strategies to simultaneously reduce ammonia, nitrous oxide and odour emissions from surface-applied swine manure. *Canadian Journal of Soil Science* 88, 571-584.

Smith, K.A., Jackson, D.R., Misselbrook, T.H., Pain, B.F., Johnson, R.A. (2000b). Reduction of ammonia emission by slurry application techniques. *Journal of Agricultural Engineering Research* 77, 277-287.

Smits, M.C.J., Aarnink, A.J.A., Ellen, H.H., Groenestein, C.M. (2013). Overzicht van de maatregelen om de ammoniakemissies uit de veehouderij te beperken. Wageningen UR Livestock Research, 645, 1-35.

Smits, M.C.J., Campen, J.B., Huis in 't Veld, J.W.H. (2008). Emissiereductie door kelderluchtbehandeling in een vleeskalverstal; proof of principle. Wageningen UR Livestock Research, 179, 1-48.

Smits, M.C.J. & Huis in 't Veld, J.W.H. (2006). Ammoniakemissie uit melkveestallen van Koeien&Kansen-bedrijven en De Marke; resulaten van diverse, korte meetsessies, 35, 1-28.

Smits, M.C.J., Valk, H., Elzing, A., Keen, A. (1995). Effect of protein nutrition on ammonia emission from a cubicle house for dairy cattle. *Livestock Production Science* 44, 147-156.

Sommer, S.G., Christensen, M.L., Schmidt, T., Jensen, L.S. (2013). Animal manure recycling: Treatment and management. pg. 364.

Sommer, S.G. & Ersboll, A.K. (1994). Soil tillage effects on ammonia volatilization from surface-applied or injected animal slurry. *Journal of Environmental Quality* 23, 493-498.

Sommer, S.G., Friis, E., Bach, A., Schjorring, J.K. (1997). Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broadspread to winter wheat: Effects of crop developmental stage, microclimate, and leaf ammonia absorption. *Journal of Environmental Quality* 26, 1153-1160.

Sommer, S.G. & Hutchings, N.J. (2001). Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. *European Journal of Agronomy* 15, 1-15.

Sommer, S.G. & Jacobsen, O.H. (1999). Infiltration of slurry liquid and volatilization of ammonia from surface applied pig slurry as affected by soil water content. *Journal of Agricultural Science* 132, 297-303.

Sommer, S.G., Jensen, L.S., Clausen, S.B., Sogaard, H.T. (2006a). Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration depth. *Journal of Agricultural Science* 144, 229-235.

Sommer, S.G. & Olesen, J.E. (2000). Modelling ammonia volatilization from animal slurry applied with trail hoses to cereals. *Atmospheric Environment* 34, 2361-2372.

Sommer, S.G., Olesen, J.E., Christensen, B.T. (1991). Effects of temperature, wind-speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *Journal of Agricultural Science* 117, 91-100.

Sommer, S.G., Zhang, G.Q., Bannink, A., Chadwick, D., Misselbrook, T., Harrison, R., Hutchings, N.J., Menzi, H., Monteny, G.J., Ni, J.Q., Oenema, O. (2006b). Algorithms determining ammonia emission from buildings housing cattle and pigs and from manure stores. *Advances in Agronomy* 89, 261-335.

Spek, J.W., Dijkstra, J., Van Duinkerken, G., Bannink, A. (2013). A review of factors influencing milk urea concentration and its relationship with urinary urea excretion in lactating dairy cattle. *Journal of Agricultural Science* 151, 407-423.

Steg, A., Vanstraalen, W.M., Hindle, V.A., Wensink, W.A., Dooper, F.M.H., Schils, R.L.M. (1994). Rumen degradation and intestinal digestion of grass and clover at 2 maturity levels during the season in dairy cows. *Grass and Forage Science* 49, 378-390.

Sutton, M.A., Dragosits, U., Theobald, M.R., McDonald, A.G., Nemitz, E., Blyth, J.F., Sneath, R., Williams, A., Hall, J., Bealey, W.J., Smith, R.I., Fowler, D. (2004). The role of trees in landscape planning to reduce the impacts of atmospheric ammonia deposition. In: Landscape Ecology of Trees and Forests, Proceedings of the twelfth annual International Association for Landscape Ecology (IALE) Conference, Cirencester, UK, 21 – 34 juni 2004, pg 143-150.

Sutton, M.A., Schorring, J.K., Wyers, G.P. (1995). Plant-atmosphere exchange of ammonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society of Londen A* 351, 261-278.

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

Swierstra, D., Smits, M.C.J., Kroodsma, W. (1995). Ammonia emission from cubicle houses for cattle with slatted and solid floors. *Journal of Agriculture Engineering Research* 62, 127-132.

Tamminga, S. (1979). Protein-degradation in the forestomachs of ruminants. *Journal of Animal Science* 49, 1615-1630.

Tamminga, S., Sebek, L., Bussink, W., Huijsmans, J., Van Pul, A., Velthof, G. (2009). Maatregelen om ammoniakemissie bij bovengronds toedienen van mest te beperken.

Tamminga, S., Vanstraalen, W.M., Subnel, A.P.J., Meijer, R.G.M., Steg, A., Wever, C.J.G., Blok, M.C. (1994). The Dutch protein evaluation system - the Dve/Oeb-System. *Livestock Production Science* 40, 139-155.

Temple, P.J., Harper, D.S., Pearson, R.G., Linzon, S.N. (1979). Toxic effects of ammonia on vegetation in Ontario. *Environmental Pollution* 4, 297-302.

Theobald, M.R., Dragosits, U., Place, C.J., Smith, J.U., Brown, L., Scholefield, D., Webb, J., Whitehead, P.G., Angus, A., Hodge, I.D., Fowler, D., Sutton, M.A. (2004a). Modelling nitrogen fluxes at the landscape scale. *Water, Air & Soil Pollution: Focus* 4, 135-142.

Theobald, M.R., Milford, C., Hargreaves, K.J., Sheppard, L.J., Nemitz, E., Tang, Y.S., Dragosits, U., McDonald, A.G., Harvey, F.J., Leith, I.D., Sneath, R., Williams, A.G., Hoxey, R.P., Quinn, A.D., McCartney, L., Sandars, D.L., Phillips, V.R., Blyth, J.F., Cape, J.N., Fowler, D., Sutton, M.A. (2004b). AMBER: Ammonia Mitigation By Enhanced Recapture. Impact of vegetation and/or other on-farm features on net ammonia emissions from livestock farms., Final report to Defra. CEH Edinburgh.

Theobald, M.R., Milford, C., Hargreaves, K.J., Sheppard, L.J., Nemitz, E., Tang, Y.S., Phillips, V.R., Sneath, R., McCartney, L., Harvey, F.J., Leith, I.D., Cape, J.N., Fowler, D., Sutton, M.A. (2001). Potential for ammonia recapture by farm woodlands: design and application of a new experimental facility. In: Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Envrionemental Protection: Proceedings of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy.The Scientific World, 791-801.

Thompson, R.B. & Meisinger, J.J. (2002). Management factors affecting ammonia volatilization from land-applied cattle slurry in the mid-Atlantic USA. *Journal of Environmental Quality* 31, 1329-1338.

Thompson, R.B., Pain, B.F., Rees, Y.J. (1990). Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland .2. Influence of application rate, wind-speed and applying slurry in narrow bands. *Plant and Soil* 125, 119-128.

Thorman, R.E., Hansen, M.N., Misselbrook, T.H., Sommer, S.G. (2008). Algorithm for estimating the crop height effect on ammonia emission from slurry applied to cereal fields and grassland. *Agronomy for Sustainable Development* 28, 373-378.

UNECE (2014). Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources. *EB.AIR* 120, 1-100.

Van Dijk, C.J., Dueck, Th.A., Wamelink, G.W.W., Mosquera, J. (2005). Invloed van een landschapselement (windsingel) op de verspreiding van ammoniak uit een varkenshouderij. Eindrapport., Plant Research International Nota 333.

Van Dijk, C.J., Mosquera, J., van Alfen, A.J., Hol, J.M.G., Nijeboer, G.M., Dueck, Th.A. (2004). Invloed van een landschapselement (windsingel) op de verspreiding van ammoniak uit een varkenshouderij. Meetcampagne 2003, Plant Research International Nota 287.

van Dooren, H.J.C., Bokma, S., Zonderland, J.L. (2015). Effect van het aeromix systeem op ammoniakemissie in een melkveestal. Wageningen UR Livestock Research, 850, 1-25.

van Dooren, H.J.C. & Smits, M.C.J. (2007). Reductieopties voor ammoniak en methaanemissie uit huisvesting voor melkvee, 80, 1-85.

Van Duinkerken, G., Andre, G., Smits, M.C.J., Monteny, G.J., Sebek, L.B.J. (2005). Effect of rumen-degradable protein balance and forage type on bulk milk urea concentration and emission of ammonia from dairy cow houses. *Journal of Dairy Science* 88, 1099-1112.

Van Duinkerken, G., Smits, M.C.J., Andre, G., Sebek, L.B.J., Dijkstra, J. (2011). Milk urea concentration as an indicator of ammonia emission from dairy cow barn under restricted grazing. *Journal of Dairy Science* 94, 321-335.

Van Gansbeke, S., Van den Bogaert, T., Hubrecht, L., Willems, W. (2012). Huisvesting van vleesvee. Vlaamse overheid, Departement Landbouw en Visserij, Afdeling Duurzame Landbouwontwikkeling, 51, 1-104.

van Ginneken, R. (2014). Luchtwasser op melkveestal blijkt goed te werken. *Melkveebedrijf* 6, 18-19.

van Harn, J. & de Jong, I. (2012a). Geen effect op laesies. *Pluimveehouderij* 42, 24-25.

van Harn, J. & de Jong, I. (2012b). Zuur is zoet voor zolen. *Pluimveehouderij* 42, 28-29.

van Harn, J., Ellen, H., Veldkamp, T., Aarnink, A. (2012). Effect van huisvestings- en managementmaatregelen op de ammoniakemissie bij leghennen, vleeskuikens, kalkoenen en eenden. Wageningen UR Livestock Research, 560, 1-32.

van Harn, J., Mosquera Losada, J., Aarnink, A.J.A. (2009). Maatregelen ter vermindering van fijnstofemissie uit de pluimveehouderij; Invloed strooiselmateriaal op fijstof- en ammoniakemissie uit vleeskuikenstallen, 218, 1-34.

van Harn, J. & Veldkamp, T. (2006). ASG onderzoek met 'voeren op maat' - soms beter, soms slechter. *Pluimveehouderij* 36, 16-18.

van Kempen, T.A. (2001). Dietary adipic acid reduces ammonia emission from swine excreta. *Journal of Animal Science* 79, 2412-2417.

Van Vuuren, A.M., van der Koelen, C.J., Valk, H., de Visser, H. (1993). Effects of partial replacemen of ryegrass by low protein feeds on rumen fermentation and nitrogen loss by dairy cows. *Journal of Dairy Science* 76, 2982-2993.

Veldkamp, T., Star, L., van der Klis, J.D., van Harn, J. (2012). Reductie van ammoniakemissie op pluimveebedrijven via voeding. Wageningen UR Livestock Research, 490, 1-51.

Velthof, G.L., Kuikman, P.J., Oenema, O. (2003). Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biology and Fertility of Soils* 37, 221-230.

Viaene, J., Nelissen, V., Reubens, B., Vandecasteele, B., Willekens, K. (2015). Rapport: Optimanure: Optimaliseren van de opslag en behandeling van vaste rundermest via compostering of inkuilen.

Vieira, S.L. & Lima, I.L. (2005). Live performance, water intake and excreta characteristics of broilers fed all vegetable diets base on corn and soybean meal. *Journal of Poultry Science* 4, 365-368.

Vlaamse Landmaatschappij (2010). Mestopslag. *http://www.vlm.be/landtuinbouwers/mestbank/mestopslag/Pages/default.aspx*

Vlaamse Regering (2014). VLAREM

VMM (2015). Lozingen in de lucht 2000-2014, 1-303.

Wang, K., Huang, D., Ying, H., Luo, H. (2014). Effects of acidification during storage on emissions of methane, ammonia, and hydrogen sulfide from digested pig slurry. *Biosystems Engineering* 122, 23-30.

Webb, J., Anthony, S.G., Humphries, S. (2007). Prioritisation of ammonia abatement measures, their costs and impacts on nitrate leaching and nitrous oxide emissions using the NARSES model. In: Ammonia Emissions in Agriculture, ed. Monteney, G.-J. & Hartung, E., 247-248.

Webb, J., Anthony, S.G., Yamulki, S. (2006a). Validating the MAVIS model for optimizing incorporation of litter-based manures to reduce ammonia emissions. *Transactions of the ASABE* 49, 1905-1913.

Webb, J., Chadwick, D., Ellis, S. (2004). Emissions of ammonia and nitrous oxide following incorporation into the soil of farmyard manures stored at different densities. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70, 67-76.

Webb, J., Eurich-Menden, B., Dämmgen, U., Agostini, F. (2009). Review of published studies estimating the abatement efficacy of reduced-emission slurry spreading techniques. In: Atmospheric Ammonia: detecting emission changes and environmental impacts; results of an expert workshop under the Convention of Long-Range Transboundary Air Pollution, ed. Sutton, M.A., Reis, S., Baker, S., Springer, 195-202.

Webb, J., Menzi, H., Pain, B.F., Misselbrook, T.H., Dammgen, U., Hendriks, H., Dohler, H. (2005). Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. *Environmental Pollution* 135, 399-406.

Webb, J., Pain, B., Bittman, S., Morgan, J. (2010). The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response - A review. *Agriculture Ecosystems & Environment* 137, 39-46.

Webb, J., Ryan, M., Anthony, S.G., Brewer, A., Laws, J., Aller, M.F., Misselbrook, T.H. (2006b). Cost-effective means of reducing ammonia emissions from UK agriculture using the NARSES model. *Atmospheric Environment* 40, 7222-7233.

Webb, J., Sommer, S.G., Kupper, T., Groenestein, C.M., Hutchings, N.J., Eurich-Menden, B., Rodhe, L., Misselbrook, T.H., Amon, B. (2012). Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane during the management of solid manures. In: Agroecology and Strategies for Climate Change, Sustainable Agriculture Reviews 8, ed. Lichtfouse, E., Springer Science+Business Media B.V., 67-107.

Wesseling, J.P., Beijk, R., van Kuijeren, N. (2008). Effect van groen op de luchtkwaliteit: status 2008. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM).

Wesseling, J.P., Duyzer, J., Tonneijck, A.E.G., Van Dijk, C.J. (2004). Effecten van groenelementen op NO_2 en PM_{10} concentraties in de buitenlucht. TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie, Rapport R2004/383.

Wever, A.C. & Hol, J.M.G. (1999). Onderzoek naar de ammoniakemissie van stallen XLIII; Twee traditionele huisvestingssystemen voor vleeseenden. Rapport 99-07, IMAG, Wageningen.

Wu, Y.B., Ravindran, V., Thomas, D.G., Birtles, M.J., Hendriks, W.H. (2004). Influence of method of whole wheat inclusion and xylanase supplementation on the performance, apparent metabolisable energy, digestive tract measurements and gut morphology of broilers. *British Poultry Science* 45, 385-394.

Wulf, S., Maeting, M., Clemens, J. (2002a). Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: I. Ammonia volatilization. *Journal of Environmental Quality* 31, 1789-1794.

Wulf, S., Maeting, M., Clemens, J. (2002b). Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: II. Greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Quality* 31, 1795-1801.

Wuyts, K., De Schrijver, A., Staelens, J., Gielis, M., Geudens, G., Verheyen, K. (2008a). Patterns of throughfall deposition along a transect in forest edges of silver birch and Corsican pine. *Canadian Journal of Forestry Research* 38, 449-461.

Wuyts, K., Verheyen, K., De Schrijver, A., Cornelis, W., Gabriels, D. (2008b). The impact of forest edge structure on longitudinal patterns of deposition, wind speed, and turbulence. *Atmospheric Environment* 42, 8651-8660.

Xin, H., Li, H., Liang, Y., Richardson, J. (2005). Update on ammonia emission mitigation for egg facilities, Animal Industry Report, 1-9.

Zhang, G., Strom, J., Li, B., Rom, H.B., Morsing, S., Dahl, P., Wang, C. (2005). Emissions of ammonia and other contaminant gases from naturally ventilated dairy cattle buildings. *Biosystems Engineering* 92, 355-364.

Bijlage 1: Achtergrondinformatie bij de wettelijk erkende emissiereducerende vloersystemen voor melkveestallen in Nederland

In Nederland staan er op dit ogenblik 25 emissiereducerende vloersystemen op de Rav-lijst. Deze systemen werden na aanvraag door een producent onderworpen aan een wetenschappelijke en technische beoordeling en na goedkeuring op deze lijst geplaatst. Van de 25 verschillende vloersystemen hebben 8 vloersystemen een definitieve emissiefactor, nl. A 1.2 tot en met A 1.8 en A 1.22. Van deze 8 systemen zijn er 4 systemen (A 1.2, A 1.3, A 1.4 en A 1.5) verouderd (Ogink *et al.*, 2014). De systemen A 1.6, A 1.7 en A 1.8 zijn vernieuwde versies van de systemen A 1.3, A 1.4 en A 1.5. De nieuwe systemen zouden qua beloopbaarheid beter zijn dan de initiële systemen. Problemen met de beloopbaarheid van emissiearme stalvloeren werden in de jaren 2000 vaak als reden aangevoerd voor de geringe implementatie van emissiearme vloeren in melkveestallen (Ogink *et al.*, 2014).

Het systeem A 1.22 werd in 2013 op de RAV-lijst opgenomen met de omschrijving *ligboxenstal met sleufvloer en mestschuif en in de doorsteken, wachtruimte en doorlopen een roostervloer met bolle rubber toplaag voorzien van afdichtflappen in de roosterspleten*. In de systeemomschrijving wordt verwezen naar het rapport van Mosquera *et al.* (2012) *Emissies uit een ligboxenstal voor melkvee met het "vrije keuze" systeem*. In dit rapport worden emissiemetingen omschreven op één melkveebedrijf te Cornwerd in het noorden van Nederland. Het beoogde emissiereducerende principe van dit systeem is gebaseerd op het afsluiten van de mestkelder door gebruik te maken van sleufvloer zonder gaatjes in de lange looppaden in de lengterichting van de stal en door op de verbindingspaden loodrecht op de sleufvloer en de wachtruimte vóór de melkrobots rubber matten op de roostervloer en afdichtflappen in de roosterspleten te plaatsen, en door het ventilatieniveau te beperken door gebruik te maken van Automatisch gecontroleerde natuurlijke ventilatie (ACNV). Er werden 6 24-uurs metingen uitgevoerd verspreid over een jaar. Er werd een ammoniakemissie van 7,8 ± 2,2 kg per dierplaats per jaar (incl. correctie voor staltemperatuur) bekomen (Mosquera *et al.*, 2012). In de RAV-lijst heeft het systeem A 1.22 een emissiefactor van 8,6 kg per dierplaats per jaar. Het gebruik van ACNV werd niet opgenomen in de systeembeschrijving.

De emissiefactoren van de systemen A 1.2 tot A 1.5 zijn gebaseerd op enkelvoudige gestandaardiseerde stalmetingen. Het nauwkeurigheidsniveau van deze emissiefactoren is hierdoor beperkt. Het onzekerheidsniveau zou een grootte orde van ± 30% bedragen. Van de systemen A 1.6 tot A 1.8 zijn geen aanvullende metingen bekend. De bijhorende emissiefactoren zijn gebaseerd op expert-beoordeling van de Technische Adviescommissie Rav (TacRav) en werden ongewijzigd overgenomen van het gelijkaardige verouderde systeem (Ogink *et al.*, 2014). De onzekerheid op de emissiefactoren van de systemen A 1.6 tot A 1.8 zijn dus minstens even groot als deze op A 1.2 tot A 1.5. De reducties van de systemen A 1.2 tot A 1.8 variëren tussen 19 en 28%. Dit is lager dan de onzekerheid op de emissiefactoren.

Ogink *et al.* (2014) geven in hun rapport *Actualisering ammoniakemissiefactoren rundvee: advies voor aanpassing in de Regeling ammoniak en veehouderij* het advies om de emissiefactoren voor rundvee aan te passen. Op basis van recente meetcampagnes en na standaardisatie voor melkureum, buitentemperatuur en bevuild oppervlak wordt een emissiefactor van 13 kg NH_3/dierplaats/jaar bekomen (zonder beweiden). Omdat deze emissiefactor gebaseerd is op metingen op verschillende stallen, wordt aangenomen dat het 95%-betrouwbaarheidsinterval bij benadering ligt tussen -15% en +15% van de gemiddelde waarde.

Bijlage 2: Huidige wetgeving inzake mestaanwending (anno september 2016)

In het huidige mestdecreet (Belgisch Staatsblad, 2014) staat het volgende (zie ook Bijlage 5 voor paragrafen uit het eigenlijke mestdecreet):

- bij bemesting mogen de toegediende meststoffen niet afspoelen
- dierlijke mest en andere meststoffen moeten emissiearm worden toegediend, zoals hieronder beschreven.

Teelt	Emissiearme aanwendingstechniek
Grasland	○ zode-injectie ○ sleepslangtechniek ○ sleufkouter
Beteelde landbouwgrond	○ mestinjectie ○ sleepslangtechniek
Niet-beteelde landbouwgrond	○ mestinjectie ○ inwerken binnen 2 uur na spreiden (*,**)

(*) uitzondering: zaterdag dierlijke mest onmiddellijk inwerken
(**) uitzondering: 'andere meststoffen', champost en stalmest arm aan ammoniakale N binnen 24 uur inwerken

- volgende meststoffen moeten niet emissiearm toegediend worden:
  - stalmest of champost die op grasland wordt opgebracht
  - stalmest of champost die gebruikt wordt voor bepaalde houtige teelten
  - stalmest of champost die in het voorjaar opgebracht wordt op landbouwgronden waarop wintergranen worden geteeld
  - gft- of groencompost
  - spuistroom
  - effluenten, afkomstig van be- of verwerking van dierlijke mest of andere meststoffen, met een gehalte aan ammoniakale N lager dan 1 kg NH_4-N per 1000 kg of per 1000 liter (mits attest van Mestbank).

- op steile hellingen (hellingsgraad meer dan 8%) moeten de meststoffen op volgende wijze op of in de bodem gebracht worden:
  - op beteelde hellingen moeten dierlijke mest of vloeibare andere meststoffen toegediend worden door middel van zode-injectie of mestinjectie
  - op niet-beteelde hellingen:
    - moet dierlijke mest toegediend worden door mestinjectie of directe onderwerking in één werkgang
    - moeten kunstmest en andere meststoffen na toediening direct ondergewerkt worden (in één werkgang); voor kunstmest in vaste vorm en andere meststoffen in vaste vorm volstaat onderwerking binnen het uur na aanwending
  - op percelen met een gemiddeld stijgingspercentage hoger of gelijk aan 15% is het opbrengen van meststoffen verboden uitgezonderd via beweiding

- het is toegelaten om dierlijke mest, andere meststoffen en kunstmest aan te wenden tijdens de periode van 16 februari t.e.m. 31 augustus. Soms gelden bijkomende voorwaarden (zie uitrijregeling in Bijlage 6).

- het is verboden om dierlijke mest, andere meststoffen en kunstmest aan te wenden:
  - op alle zondagen en feestdagen (en zaterdagen in de Noordzeekustzone) (behalve kunstmest)
  - vóór zonsopgang en na zonsondergang
  - op drassig, overstroomd, bevroren of besneeuwd land
  - binnen 5 meter van waterlopen (10 m in VEN-gebied en hellende percelen)
  - op steile hellingen (stijgingspercentage hoger of gelijk aan 15%) (behalve beweiding)

Opmerkingen bij huidige wetgeving

Op basis van voorgaand literatuuroverzicht worden volgende voorstellen tot aanpassing van het mestdecreet betreffende emissiearme mestaanwending geformuleerd:

- In de huidige wetgeving ontbreekt het aan een duidelijk overzicht van wat verstaan wordt onder de verschillende emissiearme aanwendingstechnieken. Om helderheid en eenduidigheid te bekomen is het aangewezen om omschrijvingen van de verschillende technieken op te nemen in het mestdecreet.
- Vermits het mestoppervlak het NH_3 emissiereducerend vermogen van de technieken meebepaalt wordt geopperd om specificaties betreffende de afmetingen van de stroken en de sleuven gemaakt met de verschillende mestaanwendingstechnieken op te nemen in het mestdecreet, vergelijkbaar met de Nederlandse wetgeving (2015), zie ook Bijlage 7.
- Hoewel opgenomen als categorie 1 techniek is het NH_3 emissiereducerend vermogen van de sleepslangtechniek beperkt (ongeveer 30% op akkerland en 35% op grasland). Bijgevolg wordt voorgesteld deze techniek niet langer op te nemen als emissiearme techniek voor aanwending van mest op grasland en beteeld akkerland. In Nederland is deze techniek sinds 1 januari 2012 niet meer toegelaten (Nederlandse wetgeving, 2015), zie ook Bijlage 7.
- Ondanks dat de sleepvoettechniek niet vernoemd staat als emissiearme aanwendingstechniek in het huidig mestdecreet duiden verschillende studies er op dat het gebruik op grasland vergelijkbare resultaten in NH_3 emissiereductie geeft als de sleufkouter. Daarom wordt gesuggereerd deze techniek op te nemen als emissiearme techniek voor gebruik op grasland ter vervanging van de sleepslangtechniek en als alternatief voor zode-injectie en sleufkouter op gronden waar het maken van sleuven niet geschikt is.
- Hoewel mestinjectie en inwerken van de mest iets grotere NH_3 emissiereducties geven op beteeld en niet-beteeld akkerland wordt voorgesteld om ook zode-injectie op te nemen als emissiearme aanwendingstechniek als alternatief voor omstandigheden die niet geschikt zijn voor eerder genoemde technieken.
- Gezien de hoge NH_3 emissies onmiddellijk na aanwending van de mest, wordt voorgesteld de tijd tussen aanwending en inwerken van mest op niet-beteeld akkerland in te korten.

Dit resulteert in volgend overzicht:

Teelt	Emissiearme aanwendingstechniek
Grasland	o zode-injectie o sleufkouter o sleepvoet
Beteelde landbouwgrond	o zode-injectie o mestinjectie
Niet-beteelde landbouwgrond	o zode-injectie o mestinjectie o onmiddellijk inwerken (*)

(*) uitzondering: 'andere meststoffen', champost en stalmest arm aan ammoniakale N binnen 24 uur inwerken

Bijlage 3: N_2O emissies na applicatie van mengmest

Bron: Chadwick *et al.* (2011)

	Application method	Site characteristics and season of application			Sampling period (d)	Slurry N application (kg/ha)		Slurry characteristics			N_2O-N emission		
		Soil texture	Season of application	Crop		Total N	Ammonium-N	DM (g/kg)	C:N	pH	Cumulative (kg/ha)	Total N EF (%)	Ammonium-N EF (%)
Cattle slurry													
Chadwick et al. (2000a)	Surface broadcast	Sandy loam	Spring	Grass	20	125	50	49	7	–	1.51	0.97	2.42
		Sandy loam	Summer	Grass	22	110	70	57	9	–	0.34	0.12	0.19
van Groenigen et al. (2004)	Row application then worked into soil	Sandy	Spring	Maize	180	104	47	99	–	–	0.47	0.31	1.00
		Sandy	Spring	Maize	180	156	70	99	–	–	1.28	0.73	1.82
		Sandy	Spring	Maize	180	209	94	99	–	–	1.70	0.75	1.81
		Sandy	Spring	Maize	180	261	117	99	–	–	1.92	0.68	1.63
		Clay	Spring	Maize	180	98	45	92	–	–	2.51	0.96	5.57
		Clay	Spring	Maize	180	147	38	92	–	–	3.01	0.95	4.45
		Clay	Spring	Maize	180	196	90	92	–	–	3.37	0.88	3.74
		Clay	Spring	Maize	180	245	113	92	–	–	6.81	2.03	6.04
Rodhe et al. (2006)	Injection	Silty clay	Summer	Grass	45	68	33	65	9	7.1	0.75	1.10	2.12
	Band spread	Silty clay	Summer	Grass	45	68	33	65	9	7.1	0.20	0.30	0.43
Rochette et al. (2008)	Incorporated	Clay	Spring	Maize	180	150	–	60	11	6.8	1.25	–	–
		Loam	Spring	Maize	180	150	–	60	11	6.8	2.12	–	–
		Clay	Spring	Maize	180	150	–	48	7	6.8	6.06	–	–
		Loam	Spring	Maize	180	150	–	48	7	6.8	1.09	–	–
Pig slurry													
Chadwick et al. (2000a)	Surface	Sandy loam	Spring	Grass	20	97	50	63	4	–	0.77	0.44	0.94
		Sandy loam	Summer	Grass	22	295	135	46	3	–	0.57	0.12	0.27
		Sandy loam	Autumn	Grass	21	300	280	25	2	–	0.74	0.24	0.26
Vallejo et al. (2005)	Surface	Loamy sand	Spring	Grass ley	215	199	186	97	4	7.1	0.78	1.60	1.72
	Injected	Loamy sand	Spring	Grass ley	215	199	186	97	4	7.1	1.05	2.95	3.18
Thomsen et al. (2010)	Trailing hose	Loamy sand	Spring 07	Cereal	30	162	140	38	5	7.9	0.49	0.30[a]	–
	Straight tine	Loamy sand	Spring 07	Cereal	30	162	140	38	5	7.9	2.51	1.50[a]	–
	Winged tine	Loamy sand	Spring 07	Cereal	30	162	140	38	5	7.9	1.86	1.20[a]	–
	Trailing hose	Loamy sand	Spring 08	Cereal	30	127	81	47	3	8.0	0.70	0.30[a]	–
	Straight tine	Loamy sand	Spring 08	Cereal	30	127	81	47	3	8.0	0.40	0.06[a]	–
Sistani et al. (2010)	Surface	Silt loam	Spring 07	No-till corn	141	200	112	–	3	–	0.73	1.56	2.78
	Injection	Silt loam	Spring 07	No-till corn	141	200	112	–	3	–	0.47	0.73	1.31
	Aeration	Silt loam	Spring 07	No-till corn	141	200	112	–	3	–	0.69	1.43	2.56
	Surface	Silt loam	Spring 08	No-till corn	158	204	50	–	4	–	0.29	0.69	2.80
	Injection	Silt loam	Spring 08	No-till corn	158	204	50	–	4	–	0.82	1.31	9.55
	Aeration	Silt loam	Spring 08	No-till corn	158	204	50	–	4	–	0.49	2.34	5.35

[a] N_2O emission factor cited as being adjusted for NH_3 losses. EF: emission factor.

Bijlage 4: N_2O emissies na applicatie van vaste mest

Bron: Chadwick *et al.* (2011)

	Application method	Site characteristics and season of application			Sampling period (d)	N applied in solid manure (kg/ha)		Solid manure characteristics			N_2O-N emission		
		Soil texture	Season of application	Crop		Total N	Ammoniacal-N	DM (g/kg)	C:N	pH	Cumulative (kg/ha)	Total N EF (%)	Ammoniacal-N EF (%)
Cattle FYM													
Chadwick et al. (2000a)	Broadcast	Sandy loam	Autumn	Grass	21	315	5	251	15	–	0.65	0.20	12.60
Webb et al. (2004)	Ploughed 4h	Sandy loam	Autumn 99	Tillage	60	145	11	171	–	–	0.06	<0.01	–
	Ploughed 24 h	Sandy loam	Autumn 99	Tillage	60	145	11	171	–	–	0.10	0.02	–
	Surface	Sandy loam	Autumn 99	Tillage	60	145	11	171	–	–	0.92	0.33	–
	Ploughed 4 h	Sandy loam	Autumn 00	Tillage	60	110	8	167	–	8.2	0.22	0.02	–
	Ploughed 24 h	Sandy loam	Autumn 00	Tillage	60	110	8	167	–	8.2	0.12	<0.01	–
	Surface	Sandy loam	Autumn 00	Tillage	60	110	8	167	–	8.2	0.60	0.22	–
Thorman et al. (2007a)	Broadcast	Sandy loam	Summer	Tillage	75	185	<1	152	–	7.7	0.53	0.16	43.18
	Ploughed	Sandy loam	Summer	Tillage	75	185	<1	152	–	7.7	0.46	0.12	15.20
	Disced	Sandy loam	Summer	Tillage	75	185	<1	152	–	7.7	0.41	0.09	28.95
Pig FYM													
Chadwick et al. (2000a)	Surface	Sandy loam	Autumn	Grass	21	310	85	193	11	–	0.19	0.05	0.20
Webb et al. (2004)	Ploughed immediately	Sandy loam	Autumn 99	Tillage	60	180	30	255	–	8.8	0.03	<0.01	–
	Ploughed 4 h	Sandy loam	Autumn 99	Tillage	60	180	30	255	–	8.8	0.03	<0.01	–
	Ploughed 24 h	Sandy loam	Autumn 99	Tillage	60	180	30	255	–	8.8	0.03	<0.01	–
	Surface	Sandy loam	Autumn 99	Tillage	60	180	30	255	–	8.8	0.04	<0.01	–
	Ploughed immediately	Sandy loam	Autumn 00	Tillage	60	–	–	–	–	–	0.30	–	–
	Ploughed 4 h	Sandy loam	Autumn 00	Tillage	60	–	–	–	–	–	0.30	–	–
	Surface	Sandy loam	Autumn 00	Tillage	60	–	–	–	–	–	1.30	–	–
Thorman et al. (2007a)	Surface (stored)	Sandy loam	Spring	Tillage	75	236	5	204	–	7.7	0.07	0.00	0.01
	Ploughed (stored)	Sandy loam	Spring	Tillage	75	236	5	204	–	7.7	0.29	0.09	4.49
	Surface (fresh	Sandy loam	Spring	Tillage	75	371	61	405	–	8.6	0.07	0.00	0.00
	Ploughed (fresh)	Sandy loam	Spring	Tillage	75	371	61	405	–	8.6	3.27	0.86	5.30
Poultry manure													
Chadwick et al. (2000a)	Surface	Sandy loam	Autumn	Grass	21	416	156	432	5	–	0.19	0.05	0.11

Bijlage 5: Mestdecreet – B.S. 25 maart 2014

HOOFDSTUK III. – *Maatregelen van bijlage II en bijlage III van de nitraatrichtlijn*

Afdeling I. – Periodes die niet geschikt zijn voor het op of in de bodem brengen van meststoffen

Art. 8. § 1. Het op of in de bodem brengen van dierlijke mest, andere meststoffen en kunstmest op niet permanent overkapte landbouwgronden is verboden vanaf 1 september tot en met 15 februari.

[Op akkers is het verboden om na de oogst van een hoofdteelt, vloeibare dierlijke mest, kunstmest of andere meststoffen, uitgezonderd andere meststoffen als vermeld in § 4, op of in de bodem te brengen, tenzij na de hoofdteelt:
1° hetzij een groente van groep I, groente van groep II of groente van groep III, als nateelt ingezaaid wordt;
2° hetzij uiterlijk op 31 juli een nateelt ingezaaid wordt;
3° hetzij na 31 juli en uiterlijk op 31 augustus een vanggewas ingezaaid wordt.

In het geval, als vermeld in het tweede lid, 3°, is de hoeveelheid vloeibare dierlijke mest, kunstmest of andere meststoffen, uitgezonderd andere meststoffen als vermeld in § 4, die na de oogst van de hoofdteelt nog opgebracht mag worden, beperkt tot maximaal 45kg N/ha. In afwijking hiervan mag maximaal 30 kg N/ha na de hoofdteelt opgebracht worden als de bemesting gebeurt met kunstmest of met effluenten uit de mestverwerking.

De Vlaamse Regering zal beslissen tot een verhoging van de norm van 45kg N/ha naar 60kg N/ha mits toestemming van de Europese Commissie.

In afwijking van het tweede lid, 3°, kan de Vlaamse Regering in geval van uitzonderlijke weersomstandigheden bepalen dat het vanggewas slechts moet worden ingezaaid vóór 10 september van hetzelfde jaar.]

§ 2. Het op of in de bodem brengen van dierlijke mest, andere meststoffen en kunstmest is tevens verboden:
1° op alle zon- en feestdagen en in de Noordzeekust zone op alle zaterdagen, zon- en feestdagen. Deze verbodsbepaling geldt niet voor kunstmest.
2° voor zonsopgang en na zonsondergang.

§ 3. In afwijking van § 1 is het toegelaten :
1° stalmest of champost op of in de bodem te brengen vanaf 16 januari tot en met 14 november;
2° [vanaf 16 februari tot en met 14 oktober in de zware kleigronden dierlijke mest op of in de bodem te brengen op landbouwgrond met uitzondering van blijvend grasland.]

[Voor akkers in de zware kleigronden is het na de oogst van een hoofdteelt verboden om vloeibare dierlijke mest, kunstmest of andere meststoffen, uitgezonderd andere meststoffen als vermeld in § 4, op of in de bodem te brengen, tenzij binnen de 15 dagen na de bemesting een vanggewas wordt ingezaaid of tenzij na de oogst een nateelt die geen vanggewas is, wordt ingezaaid of geplant.]

§ 4. In afwijking van § 1 is het op of in de bodem brengen van andere meststoffen en bewerkte dierlijke mest die stikstof in dusdanige vorm bevatten, dat slechts een beperkt gedeelte van de totale stikstof vrijkomt in het jaar van opbrenging of waarvan de stikstofinhoud laag is, steeds toegelaten. De Vlaamse Regering kan nadere regels vaststellen en kan inzonderheid de andere meststoffen en bewerkte dierlijke mest bepalen die voor deze afwijking in aanmerking komen.

§ 5. De Vlaamse Regering kan gemotiveerd afwijkingen van voorgaande paragrafen voorzien in volgende gevallen :
1° voor het op of in de bodem brengen van stikstof uit kunstmest bij overkapte landbouwgronden;

2° [voor graszodenteelt en voor specifieke teelten die nog een belangrijke stikstofopname hebben in de periode bepaald in § 1 en waar de bodem onvoldoende stikstof kan leveren via mineralisatie uit de bodemvoorraad, kan, als deze teelten een najaarsteelt zijn, een door de Vlaamse Regering toegestane afwijking er in geen geval toe leiden dat in een bepaald kalenderjaar, na 14 november, dierlijke mest, andere meststoffen of kunstmest mag worden opgebracht. Als de graszodenteelt of de specifieke teelt, een voorjaarsteelt is, kan de door de Vlaamse Regering toegestane afwijking er in geen geval toe leiden dat in een bepaald kalenderjaar, vóór 16 januari, dierlijke mest, andere meststoffen of kunstmest mag worden opgebracht;]
3° ingeval van [...] maatregelen genomen in toepassin g van de dierengezondheidswet van 24 maart 1987, educatieve demonstraties en wetenschappelijke proefnemingen. [...]

[...]

De Vlaamse Regering kan extra voorwaarden aan deze afwijkingen verbinden en kan deze afwijkingen onder meer beperken tot bepaalde gebieden.

[§ 6. De opslag van vaste dierlijke mest op landbouwgrond is toegestaan, indien voldaan is aan de volgende voorwaarden :
1° de mest is opgeslagen om te worden uitgespreid;
2° de opslag gebeurt maximaal gedurende één maand v óór het spreiden;
3° er is geen opslag in de periode van 15 november tot en met 15 januari;
4° de afstand van de opslag tot de perceelsgrens en oppervlaktewater bedraagt ten minste 10 meter;
5° de afstand van de opslag tot woningen van derden bedraagt ten minste 100 meter. Opslag van vaste dierlijke mest op landbouwgrond die niet voldoet aan de voorwaarden vermeld in het eerste lid is verboden.]

Afdeling III. — De beperking van het op of in de bodem brengen van meststoffen overeenkomstig de goede landbouwpraktijken en rekening houdend met de kenmerken van de betrokken kwetsbare zone water

Onderafdeling IV. — Het op of in de bodem brengen van meststoffen op steile hellingen

Art. 19. Op steile hellingen moeten meststoffen op de volgende wijze op of in de bodem gebracht worden :

1° op beteelde steile hellingen is voor het op of i n de bodem brengen van dierlijke mest of vloeibare andere meststoffen, zode-injectie of mestinjectie verplicht;
2° op niet-beteelde steile hellingen is :
a) voor het op of in de bodem brengen van dierlijke mest mestinjectie of directe onderwerking in één werkgang verplicht;
b) voor het op of in de bodem brengen van kunstmest en andere meststoffen de directe onderwerking in één werkgang verplicht. In afwijking hiervan moeten kunstmest in vaste vorm of andere meststoffen in vaste vorm binnen het uur na de aanwending ondergewerkt worden.

Het op of in de bodem brengen van meststoffen, met uitzondering van rechtstreekse uitscheiding door [begrazing], is verboden op percelen landbouwgrond met een gemiddeld stijgingspercentage hoger of gelijk aan 15 %.

Onderafdeling V. — Het op of in de bodem brengen van meststoffen op drassig, ondergelopen, bevroren of met sneeuw bedekt land

Art. 20. Het is verboden meststoffen op of in de bodem te brengen op drassig, ondergelopen, bevroren of met sneeuw bedekt land.

Onderafdeling VII. — Methoden voor het op of in de bodem brengen van meststoffen

Art. 22. § 1. [Bij bemesting mogen de opgebrachte meststoffen niet afspoelen.

Bij bemesting worden dierlijke mest en andere meststoffen emissiearm als volgt opgebracht:

1° op grasland met zode-injectie, sleepslangtechniek of sleufkouter;
2° op beteelde landbouwgronden die geen grasland zijn, met mestinjectie of sleepslangtechniek;
3° op niet-beteelde landbouwgrond met mestinjectie of met het in twee opeenvolgende werkgangen uitspreiden en inwerken van de mest, waarbij de mest binnen twee uur na het uitspreiden moet zijn ingewerkt op het perceel in kwestie. Op zaterdagen is het verplicht om de dierlijke mest onmiddellijk in te werken.

In afwijking van het tweede lid, worden de volgende meststoffen niet-emissiearm opgebracht:

1° spuistroom, gft-compost of groencompost;
2° effluenten, afkomstig van de bewerking of verwerking van dierlijke mest of andere meststoffen, die een lager gehalte hebben aan ammoniakale stikstof dan 1 kg NH4-N per 1000 L of 1 kg NH4-N per 1000 kg;
3° stalmest of champost die:
a) op grasland opgebracht wordt;
b) gebruikt wordt voor bepaalde houtige teelten;
c) in het voorjaar opgebracht wordt op landbouwgronden waarop wintergranen geteeld worden.

In afwijking van het tweede lid, 3°, worden de volgende meststoffen binnen 24 uur na de opbrenging ingewerkt:

1° andere meststoffen die arm zijn aan ammoniakale stikstof;
2° de champost die arm is aan ammoniakale stikstof;
3° de stalmest die arm is aan ammoniakale stikstof.

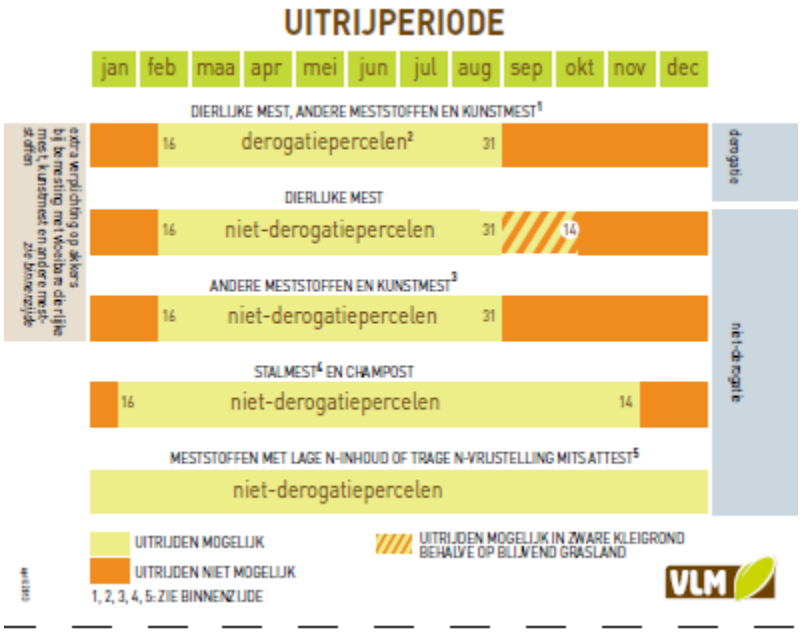
Om gebruik te maken van de afwijking, vermeld in het derde lid, 2°, moet de Mestbank voor het effluent een attest hebben afgegeven dat bij de toediening van het effluent aanwezig is. Het attest wordt alleen afgegeven voor effluent waarvan het gehalte aan ammoniakale stikstof, vermeld in het derde lid, 2°, bewezen is volgens ee n analyse, uitgevoerd door een erkend laboratorium. De kosten van de analyse zijn voor rekening van de aanvrager. De Vlaamse Regering kan nadere regels bepalen ter uitvoering van dit artikel.]

§ 2. [...]

§ 3. De Vlaamse Regering kan bepalen dat onder welbepaalde voorwaarden voor wetenschappelijke proefnemingen de toelating gegeven kan worden om af te wijken van voorgaande paragrafen.

Bijlage 6: Uitrijregeling mest

Bron: Vlaamse Landmaatschappij



AANWENDINGSWIJZE

MESTSOORT \ TEELT	GRASLAND	ANDERE LANDBOUWGROND	
		BETEELD	NIET-BETEELD
VLOEIBAAR			
dierlijke mest & andere meststoffen	• zode-injectie • sleepslangen • sleufkouter	• injectie • sleepslangen	• injectie • inwerken binnen 2 uur • op zaterdag onmiddellijk inwerken
effluenten (van bewerking of verwerking)	inwerkverplichting (cfr. dierlijke mest) tenzij laag gehalte aan ammoniakale N en attest verkregen		
spuistroom	geen inwerkverplichting		
VAST			
stalmest & champost	geen inwerk-verplichting	niet mogelijk (uitz. houtige teelten of bij opbrengen in het voorjaar op wintergranen: geen inwerkverplichting)	• inwerken binnen 24 uur indien arm aan ammoniakale N • anders: inwerken binnen 2 uur
dierlijke mest, behalve stalmest & champost	niet mogelijk		• inwerken binnen 2 uur • op zaterdag onmiddellijk inwerken
andere meststoffen	niet mogelijk		• inwerken binnen 24 uur indien arm aan ammoniakale N • anders: inwerken binnen 2 u
groen- en GFT-compost	geen inwerkverplichting		

Bij bemesting mogen de meststoffen niet afspoelen.
Op steile hellingen (> 8 %) gelden specifieke bepalingen m.b.t. de aanwendingswijze.
Neem in dat geval contact op met de Mestbank.

uitleg bij voetnoten

1. kunstmest op derogatiepercelen: mag geen P_2O_5 bevatten.
2. op derogatiepercelen moet 2/3de van de dierlijke mest toegediend worden voor 31 mei.
3. voor de bemestingsmogelijkheden van tuinbouwgewassen en fruit tijdens de winterperiode zie www.vlm.be → land- & tuinbouwers → Mestbank → tuinbouw
4. stalmest: een mengsel van stro en uitwerpselen van runderen, paarden, schapen of varkens, met een drogestofgehalte van minimum 20 %, waarbij het mengsel als vaste mest is ontstaan door het huisvesten van deze dieren in ingestrooide stallen of door het bewerken van dierlijke mest met stro. Mengsels met uitwerpselen van pluimvee worden niet beschouwd als stalmest.
5. attesten: andere meststoffen en bewerkte dierlijke mest met lage N-inhoud en/of trage N-vrijstelling met een specifiek attest van de Mestbank. Dat attest geldt alleen als aan de voorwaarden op het attest voldaan is. De afnemer moet op het ogenblik van toediening een kopie van het attest hebben en de voorwaarden ervan naleven.

bijkomend uitrijverbod

- op zon- en feestdagen (behalve kunstmest)
- in de Noordzeekustzone op alle zaterdagen, zondagen en feestdagen (behalve kunstmest)
- vóór zonsopgang en na zonsondergang
- op drassig, overstroomd, bevroren of besneeuwd land
- binnen 5 m van waterlopen (10 m in VEN-gebied en hellende percelen)
- op steile hellingen met een stijgingspercentage van 15 % of meer (uitgezonderd via begrazing)

---

extra verplichting bij bemesting na oogst van de hoofdteelt op akkers
zware kleigronden

- een nateelt inzaaien na de oogst van de hoofdteelt. Als de nateelt een vanggewas is, moet dat binnen de 15 dagen na de bemesting ingezaaid worden.

extra verplichting bij bemesting na oogst van de hoofdteelt op akkers
alle andere gronden

- een groente telen van groep I, II of III als nateelt na de oogst van de hoofdteelt

of • een nateelt inzaaien uiterlijk op 31 juli na de oogst van de hoofdteelt

of • een vanggewas inzaaien na 31 juli en uiterlijk op 31 augustus, waarbij de hoeveelheid beperkt is tot max. 60 kg N/ha voor vloeibare dierlijke mest en andere meststoffen of tot max. 30 kg N/ha voor kunstmest of effluenten van de mestverwerking.

extra voorwaarden voor de opslag van vaste dierlijke mest op landbouwgrond

• de mest is opgeslagen om te worden uitgespreid • de afstand van de opslag tot de perceelsgrens en het oppervlaktewater bedraagt ten minste 10 meter • de afstand van de opslag tot woningen van derden bedraagt ten minste 100 meter.

twee extra voorwaarden vanaf 15 november 2013

• de opslag gebeurt maximaal gedurende één maand vóór het uitspreiden • de opslag is niet toegelaten van 15 november t.e.m. 15 januari.

Meer gedetailleerde informatie vindt u op www.vlm.be (klik door naar Land- & tuinbouwers→ Mestbank→Aanwenden van mest→Uitrijregeling) of bij de provinciale diensten van de Mestbank.

Bijlage 7: Besluit gebruik meststoffen, Bijlage I. geldend op 11-02-2015

Besluit van 1 december 1997, houdende regels betreffende het op of in de bodem brengen van dierlijke meststoffen (Besluit gebruik dierlijke meststoffen 1998)

Bijlage I. , behorende bij het Besluit gebruik meststoffen
Beschrijving van emissiearm aanwenden als bedoeld in artikel 1, eerste lid, onderdeel n, van het Besluit gebruik meststoffen

1. Algemeen
Het emissiearm aanwenden van dierlijke meststoffen of zuiveringsslib vindt uitsluitend plaats door toepassing van de in de punten 2 en 3 beschreven methoden.

2. Emissiearm aanwenden van dierlijke meststoffen of zuiveringsslib op grasland
Bij het emissiearm aanwenden van dierlijke meststoffen of zuiveringsslib op grasland, gelegen op zand- of lössgrond, wordt tot 1 januari 2012 de mest of het slib onmiddellijk op of in de grond gebracht.
Bij het emissiearm aanwenden van dierlijke meststoffen of zuiveringsslib op grasland, gelegen op zand- of lössgrond, wordt na 31 december 2011 de mest of het slib onmiddellijk in de grond gebracht.
Bij het emissiearm aanwenden van dierlijke meststoffen of zuiveringsslib op grasland, gelegen op kleigrond of veengrond wordt de mest of het slib onmiddellijk op of in de grond gebracht.
Indien de mest of het slib op de grond wordt gebracht, geschiedt dit door middel van apparatuur waarmee de mest of het slib uitsluitend in strookjes tussen het gras wordt gebracht, waarbij het gras tevoren wordt opgelicht of zijdelings wordt weggedrukt. De strookjes hebben geen grotere breedte dan 5 centimeter en de afstand van het midden van een strookje tot het midden van het naastliggende strookje is minimaal 15 centimeter.
Indien de mest of het slib in de grond wordt gebracht, geschiedt dit door middel van apparatuur waarmee de mest of het slib uitsluitend in de grond wordt gebracht in sleufjes. De sleufjes hebben geen grotere breedte dan 5 centimeter.

3. Emissiearm aanwenden van dierlijke meststoffen of zuiveringsslib op bouwland

a. Bij het emissiearm aanwenden van drijfmest of vloeibaar zuiveringsslib wordt de drijfmest of het zuiveringsslib:
   1°. op beteeld bouwland, onmiddellijk in de grond gebracht door middel van apparatuur waarmee de mest of het slib uitsluitend in de grond wordt gebracht in sleufjes. De sleufjes hebben geen grotere breedte dan 5 centimeter, of
   2°. op niet-beteeld bouwland, onmiddellijk in de grond gebracht door middel van apparatuur waarmee de mest of het slib uitsluitend in de grond wordt gebracht in sleufjes. De sleufjes hebben geen grotere breedte dan 5 centimeter en zijn minimaal 5 centimeter diep, of
   3°. in één werkgang aangewend, waarbij de mest of het slib met één machine op het grondoppervlak wordt gebracht en ondergewerkt, op zodanige wijze dat de mest of het slib direct nadat deze op het grondoppervlak is gebracht ofwel in de grond wordt gebracht, ofwel intensief met de grond wordt vermengd, met als gevolg dat de mest of het slib als zodanig niet meer zichtbaar op het grondoppervlak ligt.
b. Bij het emissiearm aanwenden van vaste mest of steekvast zuiveringsslib wordt de mest of het slib in maximaal twee direct opeenvolgende werkgangen op het grondoppervlak gebracht en ondergewerkt, en wel op zodanige wijze dat de mest of het slib direct nadat deze op het grondoppervlak is gebracht ofwel in de grond wordt gebracht, ofwel intensief met de grond wordt vermengd, met als gevolg dat de mest of het slib als zodanig niet meer zichtbaar op het grondoppervlak ligt.