

Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning



Emission factors for calculation of ammonia volatilization by storage and application of animal manure

Martin Nørregaard Hansen, Sven G. Sommer, Nicholas J. Hutchings og Peter Sørensen



Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet

Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning

Emission factors for calculation of ammonia volatilization by storage and application of animal manure

Martin Nørregaard Hansen
AgroTech, Institut for Jordbrugs- og Fødevareinnovation
Udkærsvvej 15, Skejby, 8200 Århus N.

Sven G. Sommer
Syddansk Universitet, Institut for Kemi-, Bio- og Miljøteknologi
Niels Bohrs Allé 1, 5230 Odense M.

Nicholas J. Hutchings og Peter Sørensen
Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet,
Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø, 8830 Tjele.

Rapporterne indeholder hovedsagelig forskningsresultater og forsøgsopgørelser rettet mod danske forhold. Endvidere kan de beskrive større samlede forskningsprojekter eller fungere som bilag til temamøder. Rapporterne udkommer i serierne:
Markbrug, Husdyrbrug og Havebrug.

Abonnenter opnår 25% rabat, og abonnement kan tegnes ved henvendelse til:
Aarhus Universitet
Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
Postboks 50, 8830 Tjele
Tlf. 8999 1028

Alle publikationer kan bestilles på nettet: www.agrsci.au.dk

Tryk: www.digisource.dk

ISBN 978-87-91949-33-3

Forord

Denne rapport er udarbejdet af en arbejdsgruppe fra Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Århus Universitet, Syd-Dansk Universitet og AgroTech med det formål at samle den nyeste viden om ammoniakfordampningen fra husdyrgødning under lagring og udbringning. Formålet med rapporten har været at revurdere og fastlægge, hvor stor en andel af husdyrgødningens kvælstofindhold, der tabes som ammoniak (emissionsfaktoren) i forbindelse med lagring, håndtering og udbringning af husdyrgødningen. Emissionsfaktorerne er opgjort for de mest almindeligt forekommende husdyrgødningstyper og emissionsbegrænsende teknologier som landbruget i dag råder over.

Emissionsfaktorerne er bestemt ved en gennemgang af nyere danske og udenlandske undersøgelser af ammoniakfordampningen fra husdyrgødning, som er gennemført under praksisnære forhold og under klimatiske forhold som svarer til det danske. Hensigten med rapporten har været at sikre opgørelser af emissionsfaktorer, som kan benyttes til beregning af husdyrgødningens gødningsværdi, samt til beregning af ammoniakfordampningen ved indførelse af nye emissionsbegrænsende teknologier. De opgjorte emissionsfaktorer kan således danne grundlag for beregning af ammoniakfordampningen i forbindelse med miljøvurdering af husdyrproduktion, effekten af implementering af ny teknologi, samt til beregning af udviklingen i Danmarks samlede udledning af ammoniak.

Torkild Birkmose, Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret takkes for kritisk gennemlæsning og kommentering af rapporten.

Forfatterne
Oktober 2008

Indhold

1	Sammenfatning	7
2	Summary	8
3	Baggrund	9
4	Emissionsfaktorer i forbindelse med lagring af flydende husdyrgødning (gylle)	12
4.1	Ammoniaktab fra gyllelagre.....	12
4.2	Effekt af overdækning af gyllelagre	12
5	Emissionsfaktorer i forbindelse med lagring af fast husdyrgødning	15
5.1	Tab fra udækkede stakke	17
5.2	Effekt af overdækning og komprimering af lagre af fast husdyrgødning	18
5.3	Omsætning af organisk N under lagring af fast husdyrgødning	19
6	Emissionsfaktorer i forbindelse med udbringning af gylle	21
6.1	Fastlæggelse af ammonium (TAN) og tørstof indholdsparametrene ved ALFAM beregninger	22
6.2	Beregning af ammoniakfordampningen ved slæbeslangeudlægning af gylle til ubevokset jord og til kornafgrøder.	23
6.3	Effekt af afgrødehøjde	23
6.4	Beregning af NH ₃ emissionen ved bredspredning og nedfældning af gylle	24
6.5	Beregning af NH ₃ fordampningen ved nedmuldning af gylle	26
6.6	Ammoniakfordampning ved separering, bioforgasning og forsuring af gylle	29
6.6.1	Separering af gylle.....	29
6.6.2	Bioforgasning	30
6.6.3	Gylleforsuring	31
6.7	Oversigt over emissionsfaktorer i forbindelse med udbringning af gylle	33
7	Emissionsfaktorer i forbindelse med udbringning af fast husdyrgødning	34
7.1	Effekt af nedmuldning af fast husdyrgødning.....	35
8	Referencer	38

1 Sammenfatning

Ammoniakfordampning fra landbruget er en væsentlig kilde til luftforurening, specielt i områder med en høj husdyrtæthed, idet den største del af fordampningen stammer fra husdyrproduktionen. Danmark har forpligtet sig til at begrænse udledningen af ammoniak med 43% inden 2010 i forhold til udledningen i 1990.

Den samlede udledning af ammoniak bestemmes ud fra en beregning af udledningen fra de forskellige kilder. Beregningerne bygger på emissionsfaktorer, der angiver hvor stor en andel af gødningens kvælstofindhold (ammonium og total kvælstof) der fordamper som ammoniak. Tidligere opgørelser har vist, at lagring og udbringning af husdyrgødning bidrager væsentligt til den samlede udledning af ammoniak. Nye undersøgelser og nye teknologier fører til, at datagrundlaget for disse kilder løbende ændres. Denne rapport søger derfor at samle datamaterialet og bestemme emissionsfaktorerne til beregning af udledningen af ammoniak fra lagret og udbragt husdyrgødning. Opgørelsen bygger i videst mulige omfang på resultater af undersøgelser, der er gennemført under forhold der svarer til den praksis, der finder sted i dansk landbrug, og som er gennemført under klimatiske forhold, der svarer til det danske.

Ved beregningen af emissionsfaktorer fra udbragt gylle er der taget udgangspunkt i udbringning med slæbeslanger og et omfattende datamateriale (ALFAM model). Fordampningen ved andre udbringningsmetoder er derefter beregnet med reduktionsfaktorer i forhold til slangeudlagt gylle. ALFAM modellen anvender Michaelis-Menten kinetik til beskrivelse af fordampningsforløbet, og en tilsvarende model er også anvendt ved beregning af emissionsfaktorer fra udbragt fast husdyrgødning. Emissionsfaktorerne er angivet under varierende klima- og udbringningsforhold.

2 Summary

Ammonia emission is a significant source of air pollution, especially in areas with a high density of livestock, since the largest part of ammonia emission occurs as a consequence of animal production. Denmark has agreed that by 2010, it will have reduced its emission of ammonia by 43%, relative to 1990.

The total emission of ammonia is determined by the emission from a number of different sources. The calculations are based on emission factors for ammonia for different activities (e.g. housing livestock). For liquid manure the emission factors are the proportion of the ammoniacal N or total N associated with the activity that is emitted as ammonia. For storage of solid manure, the earlier method of expressing the emission factors as a proportion of the total N is used. The data available for the solid manure is insufficient to permit the calculation of reliable emission factors based on ammoniacal N. Earlier assessments have shown that storage and field application of manure contributes significantly to the total emission of ammonia. New investigations and the appearance of new manure management technologies mean that the data underpinning the emissions from these sources changes continually. This report collates the new and old data information concerning ammonia emission from these sources. The report relies as far as possible on data from investigations performed under conditions that approach those found in Danish agriculture and under a Danish climate.

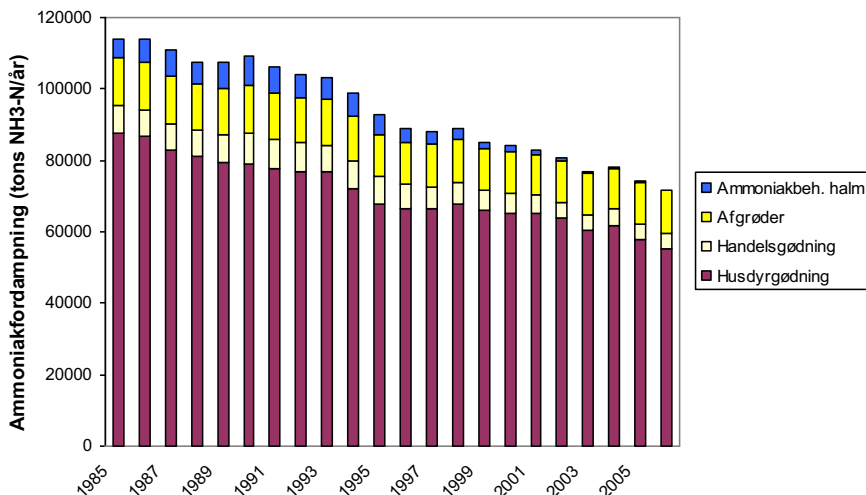
The application method used as the reference point for the calculation of emission factors for field-applied slurry is the trailing hose technique and the ALFAM model. Emission from slurry applied using other techniques are thereafter related to this technique. The ALFAM model uses the Michaelis-Menten function to describe the course of emission after slurry application and the same type of function is also used to describe the emission from solid manure. The emission factors are given for a range of weather and application conditions.

3 Baggrund

Nedfald af kvælstof fra atmosfæren har flere uønskede effekter på miljøet. Nedfaldet i Danmark stammer primært fra udledninger af NO_x og ammoniak til atmosfæren. Mens NO_x primært dannes ved afbrænding af fossile brændstoffer, stammer ammoniakfordampningen næsten udelukkende fra landbruget.

Ammoniakfordampningen fra landbruget påvirker følsomme naturområder som heder, overdrev og næringsfattige søer og vandløb. Der er derfor ønske om, at nedfaldet af ammoniak til disse områder ikke må overstige det, disse områder kan tåle. Endvidere deponeres en betydelig del af det fordampede ammoniak i havet, hvor den øgede kvælstoftilførsel har en negativ effekt på vandmiljøet (Ellermann et al., 2007). Ammoniak i luften forbinder sig med andre forureningsstoffer i luften og danner små partikler, som betragtes som sundhedsskadelige ved indånding. Ammoniakfordampningen fører til en grænseoverskridende forurening, hvilket har medført, at der i FN og EU regi er stillet krav om, at ammoniakfordampningen fra danske kilder reduceres med 43% fra 100.400 tons kvælstof i 1990 til 56.800 tons kvælstof før 2010 (United Nations, 2004). Et krav som er accepteret af den danske regering. Figur 1 viser udviklingen i ammoniakfordampningen fra landbruget.

Udover at der er et nationalt krav om reduktion af ammoniakfordampning, stilles der lokale krav til ammoniakfordampningen fra kilder nær bevaringsværdige og ammoniakfølsomme naturtyper. Disse naturområder er beskyttet af bufferzoner, hvor det kræves at fordampningen af ammoniak bliver begrænset mere end i områderne uden for zonerne. Der er derfor brug for en samlet opgørelse over ammoniakfordampningen fra forskellige kilder.



Figur 1. Udviklingen i ammoniakfordampningen fra dansk landbrug i perioden fra 1985 til 2006 beregnet med tidligere anvendte emissionsfaktorer. Kilde: DMU, 2008

Landbrugsproduktion er estimeret til at bidrage med ca. 97% af ammoniakfordampningen i Danmark (Gyldenkærne & Mikkelsen, 2007).

Husdyrgødningen er den vigtigste kilde til udledning af ammoniak, og tidligere undersøgelser har estimeret, at husdyrgødningen bidrager med mellem 70 og 80% af Danmarks udledning af ammoniak (Hansen et al., 1992; Andersen *et al.*, 1999; Mikkelsen *et al.*, 2005; Gyldenkærne & Mikkelsen, 2007).

Den årlige emission af ammoniak fra Danmark er estimeret til ca. 74.000 t N i 2005 (Nielsen et al., 2008), mens det er estimeret at ca. 22.000 t N af dette afsættes igen på dansk jord (Thomas Ellermann, DMU, personlig meddelelse). Det betyder, at ca. 30% af det fordampede ammoniak fra landbruget afsættes på dansk grund igen, og ca. 20% afsættes indenfor 2.500 m fra kilden (Ellermann et al., 2007).

Ammoniakfordampningen fra husdyrgødningen finder sted fra husdyrgødning, der lagres i henholdsvis stald og lager, samt i forbindelse med udbringning. En tidligere redegørelse har således opgjort, at fordampningen af ammoniak fra henholdsvis stald, lager og udbringning udgør 35, 23, og 38% af den samlede beregnede emission fra husdyrgødning, mens ca. 5% af fordampningen finder sted fra husdyrgødning afsat fra

dyr på græs (Hansen et al., 1992). Håndteringen af husdyrgødning er derfor i fokus, når ammoniakemissionen ønskes reduceret nationalt og lokalt.

I forbindelse med at de nationale og lokale krav skærpes, er det vigtigt at modellerne til beregning af ammoniakemissionen revideres løbende med den nyeste viden. Disse modeller bygger på ammoniakemissionsfaktorer, som afhænger af de teknologier, der benyttes til håndteringen af husdyrgødningen. Da de benyttede teknologier og håndteringen af husdyrgødningen løbende ændres på grund af lovgivningsmæssige krav og på grund af implementeringen af nye teknologier, er der behov for en løbende revision af emissionsfaktorerne. Emissionsfaktorer fra stalde er behandlet af Sommer et al. (2006).

Denne rapport søger, ved hjælp af den nyeste tilgængelige viden, at samle et overblik over emissionsfaktorer for ammoniakfordampningen fra husdyrgødning under lagring og i forbindelse med udbringning.

4 Emissionsfaktorer i forbindelse med lagring af flydende husdyrgødning (gylle)

4.1 Ammoniaktab fra gyllelagre

Under lagring af gylle fordampes der løbende ammoniak fra gyllens overflade. Fordampningsraten afhænger af en række faktorer, hvoraf gyllens temperatur, overfladeareal, ammonium (NH_4) indhold, og pH er de vigtigste. Desuden er det vigtigt om gyllen er overdækket eller ej. Overdækningslaget kan bestå af et naturligt flydelag, som ofte dannes naturligt, eller som kan dannes ved at der tilføres halm, leca nødder eller lignende på gyllens overflade. Alternativt kan gyllelageret overdækkes med plast eller plastelementer, som flyder på gyllens overflade, eller med et telt der rejses over gyllelageret.

Under lagring af gylle sker en omsætning af organisk bundet kvælstof til ammonium. Den største del af omsætning sker dog allerede i stalden. Omsætningen af kvælstof til ammonium i gyllelagre vurderes derfor at være uden praktisk betydning for ammoniakemissionen fra lagret.

Forsuring af gylle medfører reduceret ammoniakfordampning fra gyllelager. På basis af en enkelt undersøgelse (Kai et al. 2008) vurderes tabet fra stald-forsuret gylle at være under 20% af fordampningen fra ubehandlet, udækket lager.

4.2 Effekt af overdækning af gyllelagre

Overdækning har en væsentlig begrænsende effekt på fordampningen fra gyllelagre. En tysk undersøgelse fandt, at under praktiske forhold begrænsede et overdækningslag bestående af halm ammoniakfordampningen fra gyllelagre til ca. 20 procent af ammoniakfordampningen fra udækkede lagre (Hornig et al., 1999). Tilsvarende undersøgelser har fundet, at den gennemsnitlige ammoniakfordampning fra dækkede gyllelagre generelt reduceres til ca. 20% af tabet fra udækkede lagre, og at begrænsningen er relativt uafhængig af typen af overdækningslag, dvs. om overdækningen består af et naturligt flydelag, eller om det er dannet ved tilsætning af halm, lecasten, flydeelementer eller lignende, så længe lagets tykkelse udgør ca. 15 cm. (Sommer et al., 1993; Xue et al., 1999; Clanton et al., 2001; Miner et al., 2003; Guarino et al., 2006).

Tilsvarende ammoniakbegrænsende resultater er opnået ved overdækning af lagre med plastfolie (De-Bode, 1991). En tysk undersøgelse har vist, at overdækning med flydelag bestående af plastelementer, afhængig af afdækningsgraden, begrænser ammoniaktabet fra gyllelagre med mellem 0 og 50 % af tabet fra udækket lager (DLG, 2005), mens overdækningslag bestående af et tyndt lag vegetabilsk olie generelt ikke synes i stand til at sikre en effektiv begrænsning af ammoniakfordampningen fra gyllelagre (Hornig et al., 1999). Der er ikke gennemført undersøgelser af, hvor effektivt teltoverdækning begrænser ammoniakfordampningen fra gyllelagre, men det er vurderet at teltoverdækning, ligesom overdækning med betonlåg, effektivt begrænser ammoniakfordampningen fra gyllelagre (Udredningsrapport, 2006).

Nærværende undersøgelse har ikke fundet belæg for at ændre emissionsfaktorerne i forhold til total N indholdet fra lagre af flydende husdyrgødning i forhold til tidligere opgørelser (Poulsen et al., 2001). Denne opgørelse kan ses i tabel 1. Ændringer i fordringspraksis og emissionsbegrænsende foranstaltninger har imidlertid ændret forholdet mellem $\text{NH}_4\text{-N}$ indholdet og total N-indholdet i forhold til tidligere opgørelser. Fordampningsfaktorerne i forhold til $\text{NH}_4\text{-N}$ indholdet er derfor ændret i forhold til tidligere opgørelser. Opgørelsen er desuden udvidet med den ammoniakbegrænsende effekt af teltoverdækning (Udredningsrapport 2006). Der findes en del opgørelser af ammoniaktabet fra lagre af kvæg og svinegylle, hvorimod ammoniaktabet fra bioforgasset gylle og gylle produceret af pelsdyr er mangelfuldt dokumenteret. Desuden findes der ikke nyere undersøgelser af ammoniaktabet fra ajle, men denne gødningstype, som produceres i forbindelse med husdyr i ældre staldanlæg, produceres efterhånden kun i meget begrænset omfang.

Langt hovedparten af den husdyrgødning der produceres af fjerkræ håndteres i fast form som dybstrøelse eller staldgødning. Ca. 3% af fjerkrægødningen lagres og håndteres dog som flydende gødning (Det Danske Fjerkræråd, 2006). Der findes ikke pt. opgørelser af fordampningstabt fra denne gødningstype, men det vurderes at fordampningen af ammoniak fra fjerkrægylle svarer til fordampningstabt fra svinegylle mht. tab i forhold til total N indholdet. Da $\text{NH}_4\text{-N}$ indholdet i denne gødningstype ikke kendes, er det pt. ikke muligt at opgøre fordampningsfaktoren i forhold til $\text{NH}_4\text{-N}$ indholdet.

Tabel 1. Opgørelse af emissionsfaktorer fra gyllelagre med eller uden overdækning. Fordampningen er vist som tab af ammoniak (NH₃) i procent af henholdsvis ammoniumindholdet (NH₄-N) og total-N indholdet ab stald. Fordampningen af ammoniak i procent af total N ab stald er udledt fra Poulsen et al. 2001 og Udredningsrapport, 2006, mens fordampningen af ammoniak i procent af NH₄-N ab stald er beregnet ved forholdet mellem NH₄-N og total N indholdet i de forskellige gødningstyper.

Husdyrtype	Gødningstype +/- overdækning	Emissionsfaktorer, procent NH ₃ tab	
		% af NH ₄ -N ab stald ^b	% af total N ab stald
Kvæg	Gylle uden overdækning	10,3	6,0
	Gylle overdækket ^a	3,4	2,0
	Teltkonstruktion eller betonlåg	1,7	1,0
Svin	Gylle uden overdækning	11,4	9,0
	Gylle overdækket ^a	2,5	2,0
	Teltkonstruktion eller betonlåg	1,3	1,0
Afgasset gylle	Gylle uden overdækning	27,3	21
	Gylle overdækket ^a	5,2	4,0
	Teltkonstruktion eller betonlåg	2,6	2,0
Ajle	Ajle uden overdækning	33	30
	Ajle overdækket ^a	6,7	6,0
	Ajle i lukket beholder	2,2	2,0
Pelsdyr	Gylle uden overdækning	12,9	9,0
	Gylle overdækket ^a	2,9	2,0
	Teltkonstruktion eller betonlåg	1,4	1,0

^a Overdækket betyder, at gyllens overflade skal være dækket af et flydelag bestående af snittet halm, staldgødning, lecasten, flydelæg af plast, naturligt flydelæg eller andre godkendte overdækningstyper.

^b Ammoniaktabet i procent af gyllens NH₄-N indhold er beregnet ved at benytte følgende forhold mellem indholdet af NH₄-N og total N i de forskellige gylletyper:

Kvæg: 58%

Svin: 79%

Afgasset gylle: 77%

Ajle: 90% (Poulsen et al, 2001)

Pelsdyr: 70% (Poulsen et al., 2001)

5 Emissionsfaktorer i forbindelse med lagring af fast husdyrgødning

Selvom hovedparten af den danske husdyrgødning i dag håndteres som gylle, håndteres ca. 20% stadig som fast husdyrgødning enten i form af staldgødning eller i form af dybstrøelse. Fast husdyrgødning har, ligesom gylle, et betydeligt indhold af plantenæringsstoffer og udbringes normalt som gødning forud for afgrødeetablering. Fast husdyrgødning lagres derfor normalt i en periode, før den udnyttes i planteproduktionen. Under denne lagring kan en betydelig andel af husdyrgødningens næringsstofindhold tabes. Tabet begrænser husdyrgødningens næringsstovværdi og kan føre til betydelige miljøeffekter bl.a. i form af ammoniakfordampning.

Ammoniakfordampningen fra lagre af fast husdyrgødning afhænger bl.a. af husdyrgødningens indhold af ammonium (NH_4). Ifølge normtallene er indholdet af NH_4 -N i faste husdyrgødningstyper fastlagt til at udgøre 25% af gødningens totale N indhold (Poulsen et al., 2001). Dette stemmer overens med, hvad der generelt er fundet i forbindelse med undersøgelser af kvælstoftab ved lagring af faste husdyrgødningstyper, omend forholdet mellem NH_4 -N og total N varierer betydeligt (tabel 2). Landscentret fandt tilsvarende i en større undersøgelse, at det gennemsnitlige NH_4 -N/Total-N forhold udgjorde 22% i kvægdybstrøelse og 24% i svinedybstrøelse ab lager (Landscentret, 2006).

På baggrund af disse opgørelser vurderes det, at der ikke belæg for at ændre på normtallenes opgørelser af NH_4 -N/total-N forholdet i faste gødninger der lagres. I beregningerne benyttes derfor at NH_4 -N indholdet i faste husdyrgødningstyper udgør 25% af det samlede N indhold (total N). Tabene angivet i % total-N i Tabel 3 er beregnet med denne antagelse.

Under lagringen af fast husdyrgødning sker der normalt en kraftig mikrobiel aerob (iltkrævende) omsætning som kan medføre, at temperaturen i husdyrgødningen stiger til mellem 60 og 70 grader. Omsætningshastigheden og dermed temperaturudviklingen afhænger dog i høj grad af gødningstype og af gødningens håndtering. Omsætningen nedbryder organisk materiale, hvilket omdanner organisk bundne næringsstoffer til plantetilgængelige næringsstoffer. De høje temperaturer der skabes i forbindelse med den aerobe omsætning øger imidlertid samtidig koncentrationen af ammoniak i lageret. Da varmeudviklingen samtidig skaber en konvektiv luftstrøm gennem lageret, kan de producerede gasser trækkes ud af lageret, hvilket betyder at emissionen af specielt ammoniak kan være betydelig. Typen af husdyr har betydning for, hvor hurtigt

omsætningprocesserne i husdyrgødningen foregår og derfor også for tabet af ammoniak under lagringen.

Tabel 2. Relativt indhold af NH₄-N i procent af total N indholdet i forskellige typer af fast husdyrgødning forud for lagringsundersøgelser

Kilde	Gødningstype	NH ₄ -N/total- N, %
Amon et al., 2001	Staldgødning kvæg	16,7
Amon et al., 2001	Staldgødning kvæg	9,4
Amon et al., 2001	Staldgødning kvæg	18,3
Amon et al., 2001	Staldgødning kvæg	6,8
Petersen et al., 1998	Staldgødning kvæg	26,4
Petersen et al., 1998	Staldgødning kvæg	25,4
Chadwick, 2005	Staldgødning kvæg	20,8
Chadwick, 2005	Staldgødning kvæg	12,8
Chadwick, 2005	Staldgødning kvæg	24,9
Chadwick, 2005	Staldgødning kvæg	12,3
Chadwick, 2005	Staldgødning kvæg	7,5
Chadwick, 2005	Staldgødning kvæg	7,7
Rogstrand, 2004	Staldgødning kvæg	3,5
Balsari, 2004	Staldgødning	9,4
Sommer, 2001	Dybstrøelse kvæg	28,7
Sommer, 2001	Dybstrøelse kvæg	36,4
Sommer, 2001	Dybstrøelse kvæg	23,2
Sommer, 2001	Dybstrøelse kvæg	29,5
Sommer & Dahl, 1999	Dybstrøelse kvæg	6,4
Sommer & Dahl, 1999	Dybstrøelse kvæg	8,4
Sommer & Dahl, 1999	Dybstrøelse kvæg	7,2
Petersen et al., 1998	Staldgødning svin	11,3
Petersen et al., 1998	Staldgødning svin	42,9
Møller et al., 2000	Dybstrøelse svin	16,4
Møller et al., 2000	Dybstrøelse svin	41,7
Møller et al., 2000	Dybstrøelse svin	23,8
Møller et al., 2000	Dybstrøelse svin	13,4
Sommer & Møller, 2000	Dybstrøelse svin	41,7
Sommer & Møller, 2000	Dybstrøelse svin	13,4
Hansen et al., 2006	Sep. gylle fibre, svin	39,0
Hansen et al., 2006	Sep. gyllefibre, svin	38,2

Den aerobe omsætning kan begrænses ved lufttæt overdækning af lageret. Overdækningen forhindrer eller begrænser temperaturstigningen i lageret, hvilket begrænser dannelsen af den konvektionsbetingede luftstrøm, der ventilerer iltet luft ind i stakken og gas produceret i stakken ud af stakken. Den aerobe omsætning kan ligeledes begrænses ved komprimering af stakken, hvorved modstanden for lufttransport øges.

Dette har, ligesom overdækning, vist sig at kunne begrænse fordamningen af ammoniak fra lagre af fast husdyrgødning.

Lovgivningsmæssige tiltag og ny viden på området har øget behovet for at ændre på tidligere estimater for emissionskoefficienterne i forbindelse med ammoniakfordampningen fra lagre af fast husdyrgødning. Opgørelsen af de reviderede emissionsfaktorer kan ses i tabel 3. Datagrundlaget for at ændre på tidligere estimater kan ses i de følgende tabeller. Der mangler videnskabelige undersøgelser af, hvor stor en andel af gødningens kvælstofindhold der tabes ved denitrifikationsprocesser. Tabet af kvælstof i forbindelse med denitrifikationsprocesser i tabel 3 er derfor ikke ændret i forhold til tidligere skønnede værdier (Poulsen et al., 2001). Tilsvarende findes der ikke videnskabeligt belæg for at vurdere, hvordan overdækning af lageret påvirker denitrifikationstab.

Tabel 3. Opgørelse af emissionsfaktorer fra lagre af fast staldgødning og dybstrøelse ved lagring i mere end 100 dage med eller uden overdækning. Tabene er vurderet ud fra Tabel 4-6.

Husdyrtype	Gødningstype	Overdækning	Emissionsfaktorer, N tab i procent af total-N ab stald		
			NH ₃ -N tab	Denitrifikationstab	Total N tab
Kvæg	Fast staldgødning	-	5	10	15
	Dybstrøelse	-	5	5	10
	Fast staldgødning	+	3	10	13
	Dybstrøelse	+	3	5	8
Svin	Fast staldgødning	-	25	15	40
	Dybstrøelse	-	25	15	40
	Fast staldgødning	+	13	15	28
	Dybstrøelse	+	13	15	28
Høns	Fast staldgødning	-	10	10	20
	Dybstrøelse	-	10	10	20
	Fast staldgødning	+	5	10	15
	Dybstrøelse	+	5	10	15
Slagtekyllinger, ænder og kalkuner	Dybstrøelse	-	15	10	25
	Dybstrøelse	+	8	10	18
Heste, får og geder	Dybstrøelse	-	5	10	15
	Dybstrøelse	+	3	10	13
Pelsdyr	Fast staldgødning	-	15	10	25
	Fast staldgødning	+	8	10	18

5.1 Tab fra udækkede stakke

De tidligere emissionsfaktorer fra lagre af fast husdyrgødning blev sidst opgjort i forbindelse med ammoniakfordampningsredegørelserne i 1999. Opgørelsen var, på daværende tidspunkt, baseret på et forholdsvis begrænset datamateriale. Siden er der

gennemført nye markskalaundersøgelser (Tabel 4) som viste, at der er behov for at revidere emissionsfaktorerne fra lagre af fast kvæggødning.

Lavere fordøjelighed af det foder, som tildeles kvæg og andre flermavede husdyr betyder lavere omsætnings hastighed i den producerede husdyrgødning fra kvæg sammenlignet med eksempelvis svin. Dette, sammenholdt med at kvæg normalt producerer en mere kompakt gødningstype end svin, fører til et lavere ammoniaktab fra lagre af fast kvæggødning sammenlignet med tabet fra lagre af fast svinegødning (Tabel 4). Der findes dog forholdsvis få undersøgelser af ammoniaktabet fra lagre af fast husdyrgødning produceret af svin og fjerkræ. Fordampningen af ammoniak fra lagre af henholdsvis fast svine- og fjerkrægødning er derfor estimeret på baggrund af de forholdsvis få undersøgelser.

Tabel 4. Ammoniaktab målt ved lagring af fast husdyrgødning, hvor der ikke er gennemført emissionsbegrænsende foranstaltninger. Alle emissionstab er bestemt ved storskalaforsøg under forskellige klimatiske forhold i Nordeuropa.

Kilder	Årstid	Gødningstype	Lagerstørrelse, tons	NH ₃ tab, % af	
				Total-N ab stald	NH ₄ -N ab stald
Petersen et al., 1998	Forår	Staldgødning kvæg	12,5	4,0	14,3
Petersen et al., 1998	Efterår	Staldgødning kvæg	3,5	4,5	17,6
Webb et al., 2001	Sommer	Staldgødning kvæg	?	4,9	
Amon et al., 2001	Sommer	Staldgødning kvæg	7	3,2	17,6
Amon et al., 2001	Vinter	Staldgødning kvæg	7	3,2	46,7
Chadwick, 2005	Sommer	Dybstrøelse kvæg	4,8	4,5	
Chadwick, 2005	Vinter	Dybstrøelse kvæg	8,2	0,3	
Chadwick, 2005	Sommer	Dybstrøelse kvæg	6,5	0,8	
Sommer & Dahl, 1999	Vinter	Dybstrøelse kvæg	0,7	1,2	
Misselbrook et al., 2001	Sommer	Dybstrøelse kvæg	3,0	3	
Balsdon et al., 2001	Sommer	Dybstrøelse kvæg	> 1 ton		49
Chadwick et al., 2005	?	Staldgødning svin	3,4-5,2	16,4	
Petersen et al., 1998	Forår	Staldgødning svin	3,8	23	200
Petersen et al., 1998	Efterår	Staldgødning svin	3,8	24	55
Webb et al., 2001	Sommer	Staldgødning svin	?	35	
Lammers et al., 1997	?	Dybstrøelse svin	?		26,4
Sagoo et al., 2004	Sommer	Dybstrøelse fjerkræ	Stor	13,2	

5.2 Effekt af overdækning og komprimering af lagre af fast husdyrgødning

Undersøgelser har vist at overdækning, i kombination med komprimering af lagre af fast husdyrgødning, begrænser ammoniakfordampningen til under 50% af tabet fra udækkede lagre (Tabel 5), mens effekten af komprimering alene er variabel. Omstikning (vending) af lageret øger derimod ammoniakfordampningen med en faktor 2 til 3. På baggrund af ovenstående vurderes det, at plastoverdækning reducerer NH₃ tabet fra

lagre af fast husdyrgødning med 50%. Tilsvarende vurderes det, at komprimering samtidig med lagerets oprettelse kan begrænse ammoniaktabet fra lageret.

Tabel 5. Ammoniakbegrænsende effekt af overdækning, komprimering og omstikning af faste husdyrgødningslagre. Resultaterne er vist som ammoniaktab i procent af ammoniaktabet fra lagre uden ammoniakbegrænsende foranstaltninger. Alle resultater er opnået ved storskalaforsøg under varierende klimatiske forhold i Nordeuropa.

Kilder	Årstid	Husdyrgødnings- type	Lager- størrelse, tons	Behandlings- strategi	NH ₃ tab, % af ubehandlet
Sommer & Dahl, 1999	Vinter	Dybstrøelse kvæg	1	Komp.	250
Lammers et al., 1997	?	Dybstrøelse svin	?	Komp.	9
Webb et al., 2001	Sommer	Staldgødning kvæg	?	Komp. ^a +Overd. ^b	9
Chadwick, 2005	Sommer	Dybstrøelse kvæg	5,4	Komp. + Overd.	7
Chadwick, 2005	Vinter	Dybstrøelse kvæg	8,2	Komp.+Overd.	33
Chadwick, 2005	Sommer	Dybstrøelse kvæg	6,5	Komp.+Overd.	50
Webb et al., 2001	Sommer	Staldgødning svin	?	Komp.+overd.	6
Chadwick, 2002	?	Staldgødning svin	3,4-5,2	Overd.	12
Rogstrand et al., 2004	Efterår	Staldgødning kvæg	3,9	Overd.	70
Hansen et al., 2006	Vinter	Sep gyllefibre svin	6,9	Overd.	88
Amon et al., 2001	Sommer	Staldgødning kvæg	7	Omstukket ^c	259
Amon et al., 2001	Vinter	Staldgødning kvæg	7	Omstukket	116
Sommer & Dahl, 1999	Vinter	Dybstrøelse kvæg	0,7	Omstukket	217
Misselbrook et al., 2001	Sommer	Dybstrøelse kvæg	3,0	Omstukket	167
Misselbrook et al., 2001	Sommer	Dybstrøelse kvæg	3,0	Omstukket	367
Misselbrook et al., 2001	Sommer	Dybstrøelse kvæg	3,0	Omstukket	167
Sagoo et al., 2004	Sommer	Dybstrøelse fjerkræ	Stor	Omstukket	129

a: Komp. = Komprimering af lageret før forsøgets start

b: Overd. = Overdækning af lageret med plast eller kompostdug

c: Omstukket = Gentagne vendinger af lageret for at fremme gødningens kompostering og omsætning.

5.3 Omsætning af organisk N under lagring af fast husdyrgødning

I forbindelse med at en kommende ammoniakemissionsmodel bliver baseret på gødningens ammoniumindhold, bliver der behov for at kende andelen af husdyrgødningens organiske kvælstof der omsættes til ammoniumkvælstof. Denne faktor kendes ikke, men man kan antage, at omsætningen af organisk N vil svare til omsætningen af tørstof. Ifølge normtallene er omsætningen af tørstof sat til 10% af indlagt tørstof. Ifølge opgørelser præsenteret i tabel 6, vurderes det dog, at en højere andel af tørstof og dermed også organisk N i svinegødning, omsættes i løbet af lagringsperioden.

Tabel 6. Tab af tørstof (TS) under lagring af fast husdyrgødning. Tabet er vist som procent af tørstofindholdet ved lagringens start.

Kilde	Evt. behandling	Gødningstype	Størrelse af lager Tons	Lagringsperiode dage	Tørstof-tab %
Chadwick, 2002	Ingen	Staldgødning svin	3,4-5,2	180	60
Chadwick, 2002	Strå 50%	Staldgødning svin	3,4-5,2	180	54,4
Chadwick, 2002	Overdækket	Staldgødning svin	3,4-5,2	180	15,8
Chadwick, 2002	Omstukket	Staldgødning svin	3,4-5,2	180	64,1
Chadwick, 2002	Ingen	Staldgødning svin	3,4-5,2	180	37,1
Chadwick, 2002	Strå 50%	Staldgødning svin	3,4-5,2	180	37,6
Chadwick, 2002	Overdækket	Staldgødning svin	3,4-5,2	180	36,8
Hansen et al., 2006	Ingen	Sep. gyllefibre svin	6,9	120	12,1
Hansen et al., 2006	Overdækket	Sep. gyllefibre svin	6,9	120	4,8

På baggrund af den gennemsnitlige omsætning af tørstof i lagre af fast husdyrgødning produceret af svin er omsætningsfaktorer af indlagt indhold af organisk bundet kvælstof i lagre af faste gødningstyper vurderet i Tabel 7. Da omsætningen antages at være lavere i gødninger produceret af husdyrgrupper, som normalt tildeles foder med lav fordøjelighed (kvæg, heste, geder og får) er der angivet en lavere omsætningsfaktor for gødning produceret af disse dyregrupper.

Datamaterialet vurderes dog fortsat for svagt til, at ovenstående omsætningsfaktorer kan benyttes i forbindelse med beregningen af ammoniaktab fra lagre af fast husdyrgødning. En international arbejdsgruppe (EAGER) er dog i gang med et udredningsarbejde, som kan føre til bedre estimater for omsætningen af organisk N i forbindelse med lagring af faste husdyrgødningstyper.

Tabel 7. Omsætningsfaktorer for organisk bundet kvælstof under lagring af fast gødning.

Gødningstype	Mineralisering af organisk N under lagring (% af organisk N)	
	Overdækket stak	Udækket stak
Svin og fjerkræ	20	40
Kvæg, hest, får og geder	15	30

6 Emissionsfaktorer i forbindelse med udbringning af gylle

Den totale ammoniakemission fra udbragt gylle afhænger af fordampningshastigheden og af, hvor hurtigt gylle siver ned i jorden. Fordampningshastigheden er en funktion af gyllens ammoniumkoncentration, pH og bufferkapacitet, af klimaet under og efter udbringningen samt af gyllens overfladeareal efter udbringningen. Overfladearealet udgør 100% af markarealet når gylle udbringes med bredspreder, men væsentligt mindre end 100% hvis gyllen udbringes med slæbeslanger eller ved nedfældning. Gyllens nedsivningshastighed afhænger af gyllens tørstofindhold og type, samt af jordens vandmætning og porøsitet. Disse sammenhænge betyder, at man ved at kende ovenstående faktorer kan beregne ammoniaktabet ved udbringning af gylle under specifikke forhold.

I modsætning til tidligere er beregningerne for ammoniaktab fra udbragt gylle i denne sammenfatning baseret på et datamateriale, der er generet i forbindelse med en international undersøgelse af ammoniaktabet fra udbragt gylle. Dette datamateriale er samlet i den såkaldte ALFAM database, hvor der er indarbejdet beregninger af emissionsfaktorer for forskellige typer af gylle udbragt med forskellige teknikker og under varierende klimaforhold (Sogaard et al., 2002).

ALFAM databasen dannede grundlag for en empirisk model (ALFAM-modellen, Sogaard et al 2002) udformet på baggrund af en statistisk beregning af, hvordan ammoniakemissionen relaterer sig til blandt andet gyllens sammensætning, klimavariabler og udbringningsmetode. Forløbet af ammoniakfordampningen fra udbragt husdyrgødning beskrives ved to parametre K_m og N_{max} i en Michaelis-Menten relation, hvor K_m er tiden, hvor halvdelen af den totale ammoniakfordampning har fundet sted, og N_{max} er den samlede ammoniakfordampning i procent af udbragt NH_4-N .

Det har imidlertid vist sig, at der er flere uforklarlige relationer i modellen. Blandt disse er at

- Nedfældning i lukkede riller fører til større ammoniakfordampning end nedfældning i åbne riller
- K_m værdien for svinegylle er væsentligt højere end K_m værdien for kvæggylle
- Ammoniakfordampningen relaterer sig negativt til gyllens ammoniumindhold

Disse uforklarlige relationer kræver en nærmere undersøgelse og betyder, at modellen ikke pt. kan benyttes til at beskrive fordampningen af ammoniak i forbindelse med de forskellige udbringningsscenarier.

Da datamaterialet for slæbeslangeudbragt gylle imidlertid vurderes at være velfunderet i ALFAM, er emissionsfaktorer for slæbeslangeudbragt gylle benyttet som reference i det følgende. Ammoniakfordampningen fra øvrige udbringningsmetoder (nedfældning, bredspredning, nedmuldning, etc.) beregnes derimod ved at benytte reduktionsfaktorer i forhold til slæbeslangeudlagt gylle. Reduktionsfaktorerne er fastlagt ved hjælp af danske og udenlandske undersøgelser. Slæbeslangeudlægning er således i det følgende benyttet som udgangspunkt for beregning af emissionsfaktorerne for bredspredt gylle og for gylle nedfældet i afgrøder og til jord uden afgrøder.

Idet ALFAM beregninger afhænger af gyllens indhold af total ammoniak/ammonium N (TAN) og tørstof (DM) har det været nødvendigt, at fastlægge disse for en gennemsnitlig dansk gylletype. Derudover har det, som nævnt, været nødvendigt at fastlægge, hvilke reduktionsfaktorer, der skal benyttes ved bredspredning og nedfældning af gylle, samt ved nedmuldning af gylle.

6.1 Fastlæggelse af ammonium (TAN) og tørstof indholdsparemetrene ved ALFAM beregninger

I forbindelse med beregninger i ALFAM er første trin at fastlægge størrelsen af de parametre, der skal benyttes. Med hensyn til vindhastighed og temperatur benyttes DMI månedsgennemsnit, mens gyllens gennemsnitlige tørstof og TAN indhold er fastlagt ud fra undersøgelser af et stort antal gylleprøver ved Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret (tabel 8).

Tabel 8. Gennemsnitligt indhold af tørstof, kvælstofindhold (Total-N), ammonium-N (NH₄-N) og pH i forskellige typer husdyrgødning. Antallet af prøver er vist i parentes. Kilde: Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret.

Husdyrgødningstype	Tørstof %	Total-N Kg/ton	NH ₄ -N Kg/ton	pH
Gylle	5,48 (512)	3,44 (507)	2,36 (505)	7,16 (485)
Gylle afgasset	4,59 (145)	4,67 (145)	3,61(145)	7,66 (144)
Gylle beluftet forsuret	5,01 (15)	4,26 (15)	3,03 (15)	5,50 (14)
Gylle kvæg	7,41 (208)	3,65 (208)	2,12 (208)	6,97 (205)
Gylle slagtesvin	4,10 (34)	4,14 (34)	3,25 (34)	7,30 (32)
Gylle svin	4,31 (274)	4,24 (274)	3,34 (273)	7,23 (265)

6.2 Beregning af ammoniakfordampningen ved slæbeslangeudlægning af gylle til ubevokset jord og til kornafgrøder.

Fordampningen af ammoniak fra udbragt husdyrgødning afhænger af en række faktorer, hvor bl.a. temperatur og vindhastigheden har stor indvirkning på fordampningsraten. Fordampningen af ammoniak fra udbragt husdyrgødning afhænger derfor af, hvornår på året udbringningen finder sted, og den højeste fordampningsrate ses i forbindelse med udbringning i perioder med høje temperaturer (Tabel 10). Bemærk at tallene er præsenteret med en decimals nøjagtighed af hensyn til evt. ønsker om en efterfølgende sæsonberegning.

Under selve udbringningen af husdyrgødningen sker der et tab af ammoniak. Dette tab bestemmes ikke i forbindelse med undersøgelser af ammoniaktabet fra udbragt husdyrgødning, og dette tab er derfor ikke medregnet i de følgende tabeller. Tabet under udbringningen afhænger af valg af udbringningsteknik og kendes ikke præcist, men er skønnet i tabel 9.

Tabel 9. Tab af ammoniak under selve udbringningen af husdyrgødning. Tabet ved brug af forskellige udbringningsteknikker er skønnet i forhold til den totale mængde af udbragt ammoniumkvælstof (TAN).

Udbringningsteknik	Udbringningstab % af TAN udbragt
Bredspredning	1
Slangeudlægning	0,5
Nedfældning	0

6.3 Effekt af afgrødehøjde

Udbringning af gylle med slæbeslanger til afgrøder begrænser ammoniaktabet sammenlignet med udbringning på bar jord, hvilket bl.a. skyldes at afgrøden begrænser solopvarmningen og vindhastigheden over den udbragte gylle, og at en vis andel af den fordampede ammoniak kan optages af afgrøden. Effekten af afgrøde og afgrødehøjde er derfor indarbejdet i beregningerne af ammoniakfordampningen fra udbragt svine og kvæggylle (se Tabel 10). Effekten af afgrøde og afgrødehøjde på ammoniakfordampningen fra udbragt svine og kvæggylle er beskrevet af Hansen et al (2007) og tager udgangspunkt i reduktionsfaktorer, der er beregnet i et internationalt samarbejde (Thorman et al., 2008).

Afgrødens højde har primært betydning ved slæbeslangeudlægning i kornafgrøder, hvor afgrødehøjden kan være betydelig ved udbringningen. I modsætning til udbringning til

korn finder gylleudbringningen til græsafgrøder sted tidligt i foråret eller lige efter slæt. På disse tidspunkter er græssets afgrødehøjde så kort, at afgrøden ikke influerer på fordampningen af ammoniak fra den udbragte gylle (Thorman et al. 2008). Ammoniakfordampningen fra gylle udbragt med slæbeslanger til græsafgrøder svarer derfor til ammoniakfordampningen fra gylle udbragt med slæbeslanger til ubevokset jord.

Den mikrometeorologiske massebalance-måleteknik er benyttet som fast referencemålemetode i forbindelse med de følgende ALFAM beregninger af ammoniakemissionen, og fugtig jord er benyttet som referencejord.

Tabel 10. Beregnet ammoniakfordampning fra svine og kvæggylle udbragt med slæbeslanger til ubevokset jord og kornafgrøder ved forskellige udbringningstidspunkter. Fordampningen er vist som procent af udbragt mængde ammonium kvælstof (NH₄-N). ALFAM databasen er benyttet som udgangspunkt for beregningerne. Klimadata er månedsgennemsnit for Danmark målt over 30 år af DMI.

Måned	Temp. °C	Vind hastighed m sek ⁻¹	Udbragt til bar jord		Afgørde- højde cm	Udbragt i afgrøder	
			NH ₃ -N tab % af NH ₄ -N			NH ₃ -N tab % af NH ₄ -N	
			Svin	Kvæg		Svin	Kvæg
Jan*	0	5,6	17,1	32,5	8	13,9	26,3
Feb	0	4,6	16,4	31,2	8	13,3	25,3
Mar	2,1	4,8	17,1	32,6	8	13,9	26,4
Apr	5,7	4,9	18,7	35,6	10	14,8	28,1
Maj	10,8	4,7	20,9	39,8	25	13,4	25,5
Jun	14,3	4,6	22,3	42,5	50	8,7	16,6
Jul	15,6	3,8	22,4	42,7	75	3,1	6,0
Aug	15,7	4,1	22,4	42,7	0	19,9	38,0
Sep	12,7	4,6	21,8	41,6	5	18,7	35,8
Okt	9,1	4,6	20,0	38,1	8	16,8	32,0
Nov*	4,7	5,2	18,3	34,9	8	14,8	28,3
Dec*	1,6	5,7	17,8	34,0	8	14,4	27,5

*) Det er ikke tilladt i Danmark at udbringe flydende gødning mellem 15. oktober og 1. februar.

6.4 Beregning af NH₃ emissionen ved bredspredning og nedfældning af gylle

Tidligere blev gylle normalt udbragt med såkaldte klapspredere, der førte til at gyllen blev kastet op i luften og derefter fordelt over hele jordoverfladen og eventuelle afgrøder. Dette medførte et stort overfladeareal af den udbragte gylle, og dermed et betydeligt potentiale for efterfølgende ammoniaktab. Af samme grund er bredspredning af gylle ikke længere tilladt. Undersøgelser har vist, at bredspredning af gylle i gennemsnit førte

til ammoniakfordampningstab, som var ca. 1,7 gange højere end fra gylle udbragt med slæbeslanger (Sommer et al., 1997; Smith et al., 2000).

I forbindelse med gyllenedfældning skelner man normalt mellem sortjordsnedfældning og græsmarksnedfældning. Ved sortjordsnedfældning udlægges og nedharves gyllen i samme arbejdsgang, hvilket har en stærkt begrænsende effekt på ammoniaktabet. Græsmarksnedfældere som kan benyttes i afgrøder, skærer riller i jordoverfladen, hvori gyllen udlægges. Nedfældningen i rillerne begrænser gyllens kontakt med luften, hvilket begrænser risikoen for ammoniaktab. Rillerne lukkes normalt ikke efter udbringningen, og der vil derfor være et vist ammoniaktab, som primært afhænger af nedfældningsdybden. Reduktionsfaktoren i forbindelse med nedfældning i åbne render er derfor stærkt afhængig af nedfældningseffektiviteten.

Reduktionen af ammoniakfordampningen ved nedfældning afhænger som nævnt af nedfældningseffektiviteten, dvs. dybden af nedfældningen og dermed potentialet for tab af ammoniak fra gyllen (Hansen et al., 2003). På baggrund af en antagelse om en gennemsnitlig nedfældningsdybde på ca. 4 cm vurderes det, at nedfældning i græs reducerer NH_3 tabet til 75% af tabet fra slæbeslange udbragt gylle. Da jorden i vinterafgrøder er mindre porøs end i græs vurderes det, at nedfældning i vinterafgrøder kan reducere NH_3 til 55% af tabet fra slæbeslange-udbragt gylle, mens sortjordsnedfældning reducerer NH_3 tabet til 5% af tabet fra slæbeslange-udbragt gylle (Huijsmans et al., 2003). Disse faktorer er benyttet til beregning af ammoniaktabet ved nedfældning af svine- og kvæggylle i henholdsvis græsafgrøder og ubevokset jord. (Tabel 11).

Tabel 11. Beregnet ammoniakfordampning fra svine- og kvæggylle udbragt med henholdsvis slæbeslanger til ubevokset jord, øverlig nedfældning i afgrøder og sortjordsnedfældning på ubevokset jord ved forskellige udbringningstidspunkter. Fordampningen er vist som procent af udbragt mængde ammonium-kvælstof (NH₄-N).

Måned	NH ₃ -N tab i procent af NH ₄ -N indholdet i gyllen ved udbringning					
	Udbragt med slæbeslanger til ubevokset jord		Nedfældet til græsafgrøder		Nedfældet i ubevokset jord	
	Svin	Kvæg	Svin	Kvæg	Svin	Kvæg
Jan*	17,1	32,5	12,8	24,4	0,86	1,63
Feb	16,4	31,2	12,3	23,4	0,82	1,56
Mar	17,1	32,6	12,8	24,5	0,86	1,63
Apr	18,7	35,6	14,0	26,7	0,94	1,78
Maj	20,9	39,8	15,7	29,9	1,05	1,99
Jun	22,3	42,5	16,7	31,9	1,12	2,13
Jul	22,4	42,7	16,8	32,0	1,12	2,14
Aug	22,4	42,7	16,8	32,0	1,12	2,14
Sep	21,8	41,6	16,4	31,2	1,09	2,08
Okt	20,0	38,1	15,0	28,6	1,00	1,91
Nov*	18,3	34,9	13,7	26,2	0,92	1,75
Dec*	17,8	34,0	13,4	25,5	0,89	1,70

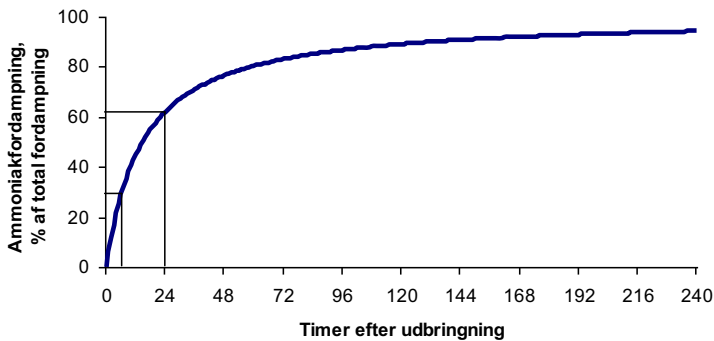
*) Det er ikke tilladt i Danmark at udbringe flydende gødning mellem 15. oktober og 1. februar.

6.5 Beregning af NH₃ fordampningen ved nedmuldning af gylle

I forbindelse med gylleudbringning til arealer uden afgrøde, skal gyllen nedmuldes hurtigst muligt efter udbringningen for at begrænse ammoniaktabet. Ved nedmuldning, som typisk udføres ved harvning eller nedpløjning, indarbejdes gyllen i jorden, hvilket begrænser yderligere fordampning af ammoniak. Tiden mellem udbringning og nedmuldning (henligningstiden) afhænger af en række praktiske forhold, men må i Danmark ikke overstige 6 timer. Da hovedparten af ammoniakfordampningen finder sted indenfor det første døgn efter udbringningen, har henligningstiden stor indflydelse på den aktuelle ammoniakfordampning. Effekten af nedmuldning afhænger derfor af, hvor hurtigt nedmuldningen finder sted efter gyllens udbringning, samt af forløbet af ammoniakfordampningen efter udbringningen. Desuden afhænger effekten af nedmuldning af, om nedmuldningen foregår med plov eller ved harvning.

Forløbet af ammoniakfordampningen fra udbragt husdyrgødning kan beskrives ved to parametre K_m og N_{max} , som beskrevet tidligere. Kurveforløbet for ammoniaktabet efter udbringning afviger imidlertid markant fra undersøgelse til undersøgelse, bl.a. som følge af varierende sammensætning af gødningen og varierende klima og jordtyper. Plöchl (2001) fandt således i en undersøgelse af 227 ammoniakmålinger fra udbragt gylle, at K_m værdien varierede fra under 5 timer til 120 timer, og at N_{max} værdien varierede fra under

10% af udbragt $\text{NH}_4\text{-N}$ til over 100%. I samme undersøgelse fandt han, at den gennemsnitlige mediane K_m værdi svarede til 14,7 timer, og at den gennemsnitlige N_{\max} svarede til 44% af udbragt $\text{NH}_4\text{-N}$. Ved at benytte disse to faktorer kan det gennemsnitlige forløb af ammoniakfordampningen fra udbragt husdyrgødning beskrives (Fig. 2).



Figur 2. Typisk forløb af ammoniakfordampning fra udbragt husdyrgødning. I følge dette forløb finder halvdelen af det totale ammoniaktab sted indenfor de første 15 timer efter udbringning. Beregnet ved brug af data fra Plöchl (2001).

Ved at benytte forløbet af fordampningskurven vist i figur 2, kan den ammoniakbegrænsende effekt af nedmuldning beregnes ved varierende henligningstider. Nedpløjes gylle eksempelvis 6 timer efter udbringningstidspunktet, reduceres ammoniaktabet til 29 procent i forhold til det ammoniaktab, der ville have fundet sted, hvis gyllen ikke var blevet nedmuldet. Nedpløjes gyllen derimod indenfor den første time efter udbringning reduceres ammoniaktabet til 6 procent af det ammoniaktab der ville have fundet sted, hvis gyllen ikke var blevet nedmuldet. (Fig. 2). Ved at benytte disse faktorer kan andelen af udbragt ammonium kvælstof, der fordamper som ammoniak beregnes afhængig af om nedpløjningen finder sted indenfor 6, 4 eller 1 timer efter gyllens udbringning (Tabel 12).

Tabel 12. Beregnet ammoniakfordampning fra svine- og kvæggylle udbragt med slæbeslanger til ubevokset jord henholdsvis uden efterfølgende nedmuldning og ved nedmuldning med plov, henholdsvis 6, 4 og 1 time efter udbringning.

Ammoniakfordampning som procent af udbragt mængde ammonium-kvælstof ($\text{NH}_4\text{-N}$).								
Måned	Ingen nedmuldning		Nedpløjning efter 6 timer		Nedpløjning efter 4 timer		Nedpløjning efter 1 time	
	Svin	Kvæg	Svin	Kvæg	Svin	Kvæg	Svin	Kvæg
Jan*	17,1	32,5	5,0	9,4	3,7	7,0	1,1	2,1
Feb	16,4	31,2	4,8	9,0	3,5	6,7	1,0	2,0
Mar	17,1	32,6	5,0	9,4	3,7	7,0	1,1	2,1
Apr	18,7	35,6	5,4	10,3	4,0	7,6	1,2	2,3
Maj	20,9	39,8	6,1	11,5	4,5	8,5	1,3	2,5
Jun	22,3	42,5	6,5	12,3	4,8	9,1	1,4	2,7
Jul	22,4	42,7	6,5	12,4	4,8	9,1	1,4	2,7
Aug	22,4	42,7	6,5	12,4	4,8	9,1	1,4	2,7
Sep	21,8	41,6	6,3	12,1	4,7	8,9	1,4	2,6
Okt	20,0	38,1	5,8	11,0	4,3	8,1	1,3	2,4
Nov*	18,3	34,9	5,3	10,1	3,9	7,5	1,2	2,2
Dec*	17,8	34,0	5,2	9,9	3,8	7,3	1,1	2,2

*) Det er ikke tilladt i Danmark at udbringe flydende gødning mellem 15. oktober og 1. februar.

Nedmuldning af gylle foregår som nævnt enten ved nedpløjning eller ved nedharvning. Ved nedpløjning placeres alt gyllen under jordens overflade og denne nedmuldningsmetode forhindrer derfor i praksis efterfølgende tab af ammoniak (Hansen og Birkmose, 2005; Huijsmans et al., 2003). Nedharvning fører til en mindre effektiv nedmuldning end nedpløjning, idet nedharvningen ikke sikrer en fuldstændig overdækning af den udbragte gylle. I Holland har man undersøgt effekten af forskellige nedharvningstyper og fundet at nedharvning begrænsede den efterfølgende ammoniakfordampning med mellem 40 og mere end 90% (Huijsmans and Mol., 1999; Huijsmans et al., 2003). På den baggrund vurderes det, at den gennemsnitlige reduktion af den efterfølgende ammoniakfordampning i gennemsnit begrænses med 75%. Ved at benytte denne reduktionsfaktor er effekten af nedharvning beregnet ved nedharvning af gylle henholdsvis 6, 4 eller 1 timer efter udbringning (tabel 13).

Tabel 13. Beregnet ammoniakfordampning fra svine- og kvæggylle udbragt med slæbeslanger til ubevokset jord henholdsvis uden efterfølgende nedmuldning og ved nedharvning henholdsvis 6, 4 og 1 time efter udbringning.

Ammoniakfordampning som procent af udbragt mængde ammonium-kvælstof (NH ₄ -N).								
Måned	Ingen nedmuldning		Nedharvning efter 6 timer		Nedharvning efter 4 timer		Nedharvning efter 1 time	
	Svin	Kvæg	Svin	Kvæg	Svin	Kvæg	Svin	Kvæg
Jan*	17,1	32,5	8,0	15,2	7,0	13,3	5,1	9,7
Feb	16,4	31,2	7,7	14,6	6,7	12,8	4,9	9,3
Mar	17,1	32,6	8,0	15,2	7,0	13,4	5,1	9,7
Apr	18,7	35,6	8,7	16,6	7,7	14,6	5,6	10,6
Maj	20,9	39,8	9,8	18,6	8,6	16,3	6,2	11,9
Jun	22,3	42,5	10,4	19,9	9,2	17,4	6,6	12,7
Jul	22,4	42,7	10,5	20,0	9,2	17,5	6,7	12,7
Aug	22,4	42,7	10,5	20,0	9,2	17,5	6,7	12,7
Sep	21,8	41,6	10,2	19,4	8,9	17,1	6,5	12,4
Okt	20,0	38,1	9,3	17,8	8,2	15,6	6,0	11,3
Nov*	18,3	34,9	8,6	16,3	7,5	14,3	5,4	10,4
Dec*	17,8	34,0	8,3	15,9	7,3	14,0	5,3	10,1

*) Det er ikke tilladt i Danmark at udbringe flydende gødning mellem 15. oktober og 1. februar.

6.6 Ammoniakfordampning ved separering, bioforgasning og forsuring af gylle

6.6.1 Separering af gylle

Separering af gylle producerer normalt to eller flere fraktioner, hvor den vandige fraktion (væskefraktionen) normalt håndteres, udnyttes og udbringes som ubehandlet gylle. Tørstofindholdet i væskefraktionen er normalt meget lavt (< 3%) hvilket betyder, at væskefraktionen infiltrerer meget hurtigt i jorden. Ammoniakfordampningen fra udbragt væskefraktion ophører derfor hurtigere end fra ubehandlet gylle.

Effekten af separering på tabet af ammoniak efter udbringning af væskefraktionen er blevet undersøgt i en dansk undersøgelse (Hansen et al., 2004; Hansen et al., 2006). Ubearbejdet og bioforgasset gylle blev mekanisk separeret, hvorefter ammoniakfordampningen og lugtgenen efter slæbeslangeudbringning blev bestemt. Undersøgelsen viste, at en forudgående separering reducerede ammoniaktabet fra den udbragte væskefraktion med ca. 50% og næsten halverede lugtkoncentrationen i luften over den udbragte gylle. Tilsvarende resultater er fundet af Pain et al. (1990a) som fandt, at forudgående separering reducerede både udledningen af lugt og ammoniak fra udbragt væskefraktion sammenlignet med gylle, mens andre undersøgelser har fundet, at separering reducerede ammoniakfordampningen fra udbragt gylle med lidt mere end 50% (Amon et al., 2006; Sørensen & Thomsen, 2005; Vandret et al., 1996). Separering er

derfor vurderet til at begrænse ammoniaktabet fra væskefraktionen med 50% i forhold til ubehandlet gylle.

Til gengæld vil der være større procentvis tab fra fiberfraktionen end fra ubehandlet gylle, hvis denne ikke straks indarbejdes (Sørensen & Thomsen, 2005). Sørensen & Thomsen (2005) fandt omtrent samme samlede N tab med og uden separering efter tilførsel på vinterhvede om foråret. Her blev der ikke taget højde for ammoniaktab under lagring af fiberfraktionen, der kan være ganske betydeligt (Petersen & Sørensen, 2008). En samlet vurdering af effekten af separering på tabet af ammoniak under lagring og udbringning kræver derfor en vurdering af ammoniaktabet fra både væskefraktionen og fiberfraktionen. Ved en samlet beregning fandt Hansen et al. (2004) uændret ammoniaktab efter separering i ét år og reduceret ammoniaktab i et andet år. Denne undersøgelse blev lavet under forhold med begrænsede ammoniaktab fra den lagrede fiberfraktion. Amon et al. (2006) fandt derimod et betydeligt højere samlet ammoniaktab efter separering af kvæggylle, som følge af store ammoniaktab under lagring af fiberfraktionen.

Det vurderes, at ammoniaktabet fra fiberfraktionen under lagring og udbringning svarer til tabet fra svinedybstrøelse (se tabel 3 og tabel 18). En eventuel afbrænding af fiberfraktionen vil eliminere udbringningstabt af ammoniak. Afbrænding af fiberfraktionen vil dog under normale forhold ikke indvirke væsentligt på lagertabet af ammoniak fra fiberen, da langt hovedparten af ammoniaktabet fra lageret finder sted umiddelbart efter lagerets etablering (Hansen et al., 2006). Kun hvis fiberen afbrændes umiddelbart efter separeringen (dvs. uden forudgående lagring) vil tabet af ammoniak fra fiberen kunne reduceres væsentligt.

Det konkluderes, at separering både kan øge eller reducere ammoniakfordampningen, og den samlede effekt af separering er meget afhængig af, hvorledes fiberfraktionen håndteres og lagres.

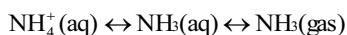
6.6.2 Bioforgasning

Bioforgasning påvirker ligesom separering sammensætningen af gylle. Bioforgasset gylle har således normalt et lavere tørstofindhold og et højere pH end ubehandlet gylle. Da det lavere tørstofindhold kan begrænse fordampningen af ammoniak, mens det højere pH modsat øger potentialet for ammoniaktab, er den ammoniakbegrænsende effekt af bioforgasning ikke entydig. Flere undersøgelser har fundet, at bioforgasning begrænser gyllens lugtgener ved udbringning (Powers et al., 1999; Pain et al., 1990b; Hansen et al.,

2006), mens bioforgasning ikke generelt begrænser ammoniakfordampningen af den udbragte gylle. Hansen et al. (2004 og 2006) fandt i en undersøgelse gennemført i 2003, at bioforgasning medførte en mindre reduktion af ammoniakfordampning og lugtgene i forbindelse med udbringning, mens bioforgasning ikke effektivt begrænsede ammoniakfordampningen i en undersøgelse gennemført i 2002. Andre undersøgelser har tilsvarende fundet, at forudgående bioforgasning ikke begrænsede ammoniakfordampningen ved gyllens udbringning (Amon et al., 2006, Pain et al., 1990b). På baggrund af ovenstående er det vurderet, at bioforgasning ikke har nogen klar effekt på ammoniaktabet fra udbragt gylle.

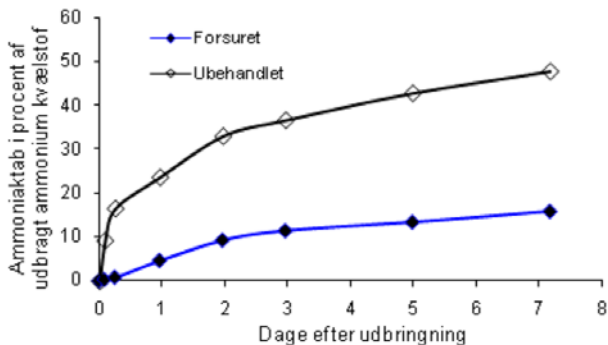
6.6.3 Gylleforsuring

Normalt forefindes mellem 50 og 85 % af kvælstofindholdet i gylle på ammoniumform (NH_4^+). Ammonium vil normalt forefindes på vandig opløsning ($\text{NH}_4^+(\text{aq})$), som vil stå i kemisk ligevægt med ammoniakindholdet i opløsning ($\text{NH}_3(\text{aq})$) og ammoniakindholdet på gasform ($\text{NH}_3(\text{gas})$).



Højere pH forskyder ligevægten mod højre, hvilket kan føre til et betydeligt ammoniaktab i situationer, hvor ammoniakgassen kan diffundere væk, som eksempelvis i forbindelse med gyllens udbringning, hvor gyllens overfladeareal væsentligt forøges. Et lavt pH i gyllen vil derimod forskyde ligevægten mod venstre, hvilket sikrer, at hovedparten af gyllens kvælstofindhold forbliver på ammoniumform, der ikke tabes i forbindelse med gyllens udbringning.

Gyllens pH kan manipuleres på forskellig måde. Tilsætning af eksempelvis svovlsyre til gyllen i stalden til pH omkring 5,5 begrænser ammoniakfordampningen fra både stald, lager og udbringning (Kai et al., 2008). Fordampningen af ammoniak fra udbragt gylle med et pH på 6,3 udgjorde således kun 33% af ammoniakfordampningen fra gylle med et pH på 7,5 (Fig 3).



Figur 3. Kumuleret ammoniakfordampning fra ubehandlet og forsuret gylle udbragt med slæbeslanger. Fordampningen er vist i procent af udbragt ammonium kvælstof (TAN). Kilde: Kai et al., 2008.

Gylle indeholder en række buffersystemer, som er bestemmende for gyllens pH. Forsuret gylle kan derfor i løbet af en lagringsperiode blive mere basisk, hvilket øger risikoen for ammoniakfordampning i forbindelse med lagring og udbringning. For at sikre at gylle forsuret i forbindelse med staldlagringen har et lavere potentiale for ammoniaktab ved udbringning, er der behov for en dokumentation af, at gyllen i forbindelse med udbringningen stadig er forsuret. En undersøgelse af pH i lagret forsuret gylle viste, at der var et lavt pH ($\text{pH} < 6$) i lagre af forsuret gylle, forudsat at forsuringen var i stabil drift (Frandsen T., 2007). I tre ud af ni undersøgte anlæg var pH forholdene i den lagrede gylle dog væsentligt højere end 6, hvilket blev forklaret af ustabile driftsforhold. På baggrund af ovenstående vurderes det, at ammoniakfordampningen af udbragt forsuret gylle udgør 33% af ammoniaktabet fra ubehandlet gylle, forudsat at gyllen stadig har pH omkring 6 på udbringningstidspunktet.

Forsuringen kan som nævnt ske i forbindelse med gyllens lagring, men forsuringen kan også ske i forbindelse med gyllens udbringning. Forsuring af gyllen i forbindelse med udbringning har været forsøgt, men metoden har endnu ikke slået igennem, givetvis fordi håndteringen af eksempelvis svovlsyre kan føre til skumdannelser og problemer med sikkerhed og arbejdsmiljø.

6.7 Oversigt over emissionsfaktorer i forbindelse med udbringning af gylle

I tabel 14 er givet en oversigt over ammoniakfordampningen fra svine- og kvæggylle efter udbringning til typiske afgrøder på typiske tidspunkter. Data stammer fra de foregående afsnit.

Tabel 14. Oversigt over ammoniakfordampning fra svine- og kvæggylle udbragt med forskellig teknik i typiske afgrøder og ved typiske udbringningstidspunkter. Fordampningen er vist som procent af udbragt mængde ammonium-kvælstof (NH₄-N) og total N.

Årstid	Afgrode	Teknik	Nedmuldning	NH ₃ -tab, % af udbragt NH ₄ -N		NH ₃ -tab, % af udbragt total N*)	
				Svin	Kvæg	Svin	Kvæg
Forår	Sort jord	Slæbeslange	Ingen **)	17,1	32,6	13,5	18,9
		Slæbeslange	Nedpløj. 6 t	5,0	9,4	4,0	5,5
		Sortjordsnedf.	Ingen	0,86	1,63	0,68	0,95
	Korn	Slæbeslange	Ingen	14,8	28,1	11,7	16,3
		Øverlig nedf.	Ingen	8,1	15,5	6,4	9,0
	Græs	Slæbeslange	Ingen	17,1	32,6	13,5	18,9
Øverlig nedf.		Ingen	12,8	24,5	10,1	14,2	
Sommer	Sort jord	Slæbeslange	Ingen **)	22,4	42,7	17,7	24,8
		Slæbeslange	Nedpløj. 6 t	6,5	12,4	5,1	7,2
		Sortjordsnedf.	Ingen	2,2	4,3	1,7	2,5
	Græs	Slæbeslange	Ingen	22,3	42,5	17,6	24,7
		Øverlig nedf.	Ingen	16,7	31,9	13,2	18,5
	Efterår	Græs	Slæbeslange	Ingen	21,8	41,6	17,2
Øverlig nedf.			Ingen	16,4	31,2	13,0	18,1

*) NH₄-N indhold i procent af total-N indhold: Svin: 79%. Kvæg: 58%.

***) Ikke lovligt.

7 Emissionsfaktorer i forbindelse med udbringning af fast husdyrgødning

I forbindelse med udbringning af fast husdyrgødning fordampes en del af gødningens kvælstofindhold i form af ammoniak. Fordampningsraten afhænger af gødningstype, udbringningssystem, nedmuldningssystem, samt af de klimatiske forhold og afhænger derfor af udbringningstidspunkt. Menzi et al (1997) har i en større undersøgelse vist, at ca. 60% af udbragt TAN (NH_4) indholdet i staldgødninger fordampes efter udbringning, hvis gødningen ikke nedmuldes, og at det er mængden af udbragt TAN der primært er betydende for ammoniaktabet. Andre undersøgelser har vist, at der er en betydelig variation i NH_3 tabet fra udbragt fast husdyrgødning, men at der generelt tabes mellem 40 og 75% af udbragt $\text{NH}_4\text{-N}$ i faste husdyrgødningstyper (Tabel 15).

Ud fra det relativt begrænsede datamateriale vurderes det, at der ikke er belæg for at graduere ammoniakemissionsfaktorerne for de enkelte dyregrupper og mellem staldgødning og dybstrøelse.

Tabel 15. Tab af ammoniak (NH_3) ved udbringning af fast husdyrgødning uden efterfølgende nedmuldning. Tabet er vist henholdsvis som procent af udbragt mængde total N og udbragt mængde ammonium N ($\text{NH}_4\text{-N}$). Alle resultater er opnået ved storskalaforsøg under forskellige klimatiske forhold i Nordeuropa.

Kilde	Dyre-gruppe	Gødningstype	Årstid	NH_3 tab,	NH_3 tab,
				% af udbragt total N	% af udbragt $\text{NH}_4\text{-N}$
Rodhe & Karlsson, 2002	Kyllinger	Dybstrøelse	Forår	13,5	39,1
Hansen & Birkmose, 2005	Kvæg	Dybstrøelse	Forår		48
Webb et al., 2001	Svin	Staldgødning	Efterår		72
Webb et al., 2001	Svin	Staldgødning	Efterår		75
Balsdon et al., 2001	Kødkvæg	Dybstrøelse	Efterår		100
Balsdon et al., 2001	Svin	Staldgødning	Efterår		72
Chambers et al., 1997	Kvæg	Staldgødning	Efterår/vinter	4	30
Chambers et al., 1997	Svin	Staldgødning	Efterår/vinter	13	73
Chambers et al., 1997	Svin	Staldgødning	Efterår/vinter	23	89
Chambers et al., 1997	Kyllinger	Dybstrøelse	Efterår/vinter	14	46
Chambers et al., 1997	Kyllinger	Dybstrøelse	Efterår/vinter	7	15
Chambers et al., 1997	Kalkuner	Dybstrøelse	Efterår/vinter	18	41
Chambers et al., 1997	Høns	Dybstrøelse	Efterår/vinter	20	40
Hansen, 2004	Svin	Dybstrøelse	Vinter	6,4	19,5
Hansen, 2004	Svin	Dybstrøelse	Vinter	3,6	35

Som for gylle er der anvendt en Michaelis-Menten relation til beskrivelse af ammoniaktab fra udbragt fast husdyrgødning. Der findes ikke nogen omfattende database med ammoniaktab fra fast gødning, som kan anvendes i en statistisk model, og det har været nødvendigt at foretage et skøn ud fra foreliggende data. I Tabel 16 er der angivet skøn over N_{max} og k_m efter udbringning af fast husdyrgødning, som ikke nedmuldes. Bag disse skøn ligger følgende overvejelser: Ammonium N i fast gødning infiltrerer ikke jorden, medmindre der kommer tilstrækkeligt regn efter tilførslen. For gylle derimod medfører væskeinfiltrationen, at ammonium bindes som følge af jordens kation-ombytnings-kapacitet (CEC), hvorved transporten af ammoniak til luften reduceres. På den anden side indeholder den faste gødning mere tørstof i forhold til gylle og dermed en større CEC i sig selv og kan derved binde en vis mængde ammonium. Teoretisk kan nitrifikation af ammonium også reducere ammoniaktabet. Det er dog usandsynligt, at det har betydning her. Dels vil der normalt være få nitrificerende bakterier i gødningen, og desuden skal der være tæt kontakt mellem jord og ammonium før nitrifikationen kan foregå. Desuden kræves der relativt høje temperaturer og ilt før nitrifikationen kan foregå hurtigt. Disse faktorer fremmer også ammoniaktabet. Det vurderes derfor, at nitrifikationen er uden betydning i denne sammenhæng. Det betyder at fordampningen fortsætter indtil hovedparten af NH_4-N er fordampet medmindre kontakten til atmosfæren forhindres. Ved estimering af parametrene i Michaelis-Menten modellen for fast gødning er det antaget, at N_{max} er negativt relateret til mængden af nedbør, og k_m er negativt relateret til temperaturen. N_{max} er således lavest efterår og vinter og k_m er lavest forår og sommer.

Tabel 16. Skønnede værdier for N_{max} og k_m i en Michaelis-Menten modelbeskrivelse af ammoniaktab efter tilførsel af fast husdyrgødning. N_{max} angiver andelen af NH_4-N der fordampes som ammoniak når gødningen ikke nedmuldes og k_m angiver tiden (timer) hvor halvdelen af fordampningen har fundet sted.

Årstid	Periode	N_{max} andel af udbragt TAN	k_m timer
Forår	Mar – Maj	0,65	8
Sommer	Jun – Aug	0,8	6
Efterår	Sep – Nov	0,55	14
Vinter	Dec – Feb	0,45	20

7.1 Effekt af nedmuldning af fast husdyrgødning

Fast husdyrgødning infiltrerer ikke i jorden efter udbringningen, hvilket øger risikoen for fordampning af ammoniak. Fordampningen af ammoniak fra husdyrgødningen finder derfor sted indtil gødningen nedmuldes ved enten nedharvning eller nedpløjning,

hvilket effektivt begrænser tabet af ammoniak. Henligningstiden har derfor stor betydning for størrelsen af ammoniaktabet fra udbragt fast husdyrgødning.

Tabel 17. Målt reduktion i tab af ammoniak (NH₃) fra udbragt fast husdyrgødning der er nedmuldet sammenlignet med ammoniaktabet fra fast husdyrgødning der ikke er nedmuldet. Henligningstiden er tiden der går fra gødningen er udbragt til den er nedmuldet. Alle resultater er opnået ved storskalaforsøg under forskellige klimatiske forhold i Nordeuropa.

Kilde	Dyre-gruppe	Gødningstype	Årstid	Henlig-ningstid, timer	Nedbring-ningsmetode	NH ₃ tab i procent af tab ved ingen nedmuldning
Webb et al., 2001	Svin	Staldgødning	Efterår	0	-	8,3
Webb et al., 2001	Svin	Staldgødning	Efterår	0	-	13,3
Hansen & Birkmose, 2005	Svin	Dybstrøelse	Vinter	0	Pløjning	27
Balsdon et al., 2001	Kødkvæg	Dybstrøelse	Efterår	1	Harvning	87,5
Webb et al., 2001	Svin	Staldgødning	Efterår	4	-	55,6
Webb et al., 2001	Svin	Staldgødning	Efterår	4	-	33,3
Rodhe & Karlsson 2002	Kyllinger	Dybstrøelse	Forår	4	Harvning	56
Hansen & Birkmose, 2005	Svin	Dybstrøelse	Vinter	6	Pløjning	69
Webb et al., 2001	Svin	Staldgødning	Efterår	24	-	73,6
Webb et al., 2001	Svin	Staldgødning	Efterår	24	-	65,3

Der er udført relativt få undersøgelser vedrørende effekten af nedmuldning og nedmuldningstidspunkt på ammoniakemissionen fra udbragt fast husdyrgødning (tabel 17). Resultaterne viser dog, at nedmuldning har en betydelig begrænsende effekt på ammoniaktabet fra fast husdyrgødning, og at effekten af nedmuldningen falder, jo længere tid der går mellem udbringning og nedmuldning. Der er en større effekt af nedpløjning end af harvning. Reduktionen i fordampning antages at være 66% efter nedharvning og 100% efter nedpløjning baseret på undersøgelser af Hansen og Birkmose (2005). Disse reduktionsparametre er indarbejdet i beregningen af ammoniakfordampningspotentialer fra udbragt fast husdyrgødning i Tabel 18.

Tabel 18. Tab af ammoniak fra udbragt fast husdyrgødning, der henholdsvis ikke nedmuldes eller nedmuldes efter 1, 4 og 6 timer ved pløjning eller harvning. Alle værdier er vist som tab af ammoniak i procent af henholdsvis udbragt total N og udbragt ammonium-N (NH₄-N). I beregningerne er det forudsat, at ammoniumindholdet af lager udgør 25% af det totale kvælstofindhold.

Tidspunkt	NH ₃ tab, % af udbragt NH ₄ -N				NH ₃ tab, % af udbragt total N			
	Ingen	6 timer	4 timer	1 time	Ingen	6 timer	4 timer	1 time
	Pløjning							
Forår	65	39	22	13	16	10	5	3
Sommer	80	48	32	16	20	12	8	4
Efterår	55	33	12	11	14	8	3	3
Vinter	45	27	7	9	11	7	2	2
	Harvning							
Forår	65	41	36	27	16	10	9	7
Sommer	80	54	48	35	20	13	12	9
Efterår	55	30	27	21	14	7	7	5
Vinter	45	22	20	17	11	5	5	4

8 Referencer

- Amon B., Amon T., Boxberger J., and Alt C. 2001. Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 60, 103–113.
- 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 and Environment* 112, 153-162.
- Andersen, J.M., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Kristensen, V.F. og Poulsen, H.D. 1999. Ammoniakfordampning – redegørelse nr. 1. Emission af ammoniak fra landbruget – Status og kilder. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Danmarks JordbrugsForskning. 71pp.
- Balsari, P., Airolidi, G., & Gioelli, F. 2004. Ammonia emission from FYM heaps and cattle and swine slurry stores. *Proceedings, 11th Ramiran workshop, Spain 2004*, (1) pp 245-249.
- Balsdon S.L., Williams J.R., Southwood N.J., Chadwick D.R., Pain B.F., Chambers B.J. 2001. Ammonia fluxes from solid and liquid manure management systems for beef cattle and pigs. In: *Technology Transfer: Proceedings of the 9th International RAMIRAN 2000 Workshop, Gargnano, Italy, 6–9 September 2000*, (Sangiorgi F. ed). Cemagref, France, pp 26-31.
- Chadwick, D.R., Matthews, R., Nicholson, R.J., Chambers, B.J., Boyles, L.O. 2002. Management practises to reduce ammonia emissions from pig and cattle manure stores. *Proceedings, 10th Ramiran workshop, Slovenia*, pp 219-223.
- 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.
- Chambers B.J., Smith K.A., van der Weerden T.J. 1997. Ammonia emissions following the land spreading of solid manures. In: *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands* (Jarvis S.C., Pain B.F. eds). CAB International, Wallingford, UK. pp 275–280.
- Clanton C.J., Schmidt D.R., Nicolai R.E., Jacobson L.D., Goodrich P.R., Janni K.A. 2001. Geotextile fabric-straw manure storage covers for odor, hydrogen sulfide, and ammonia control. *Applied Engineering in Agriculture*. 17, 849-858.

- De-Bode, M.J.C. 1991. Odour and ammonia emissions from manure storage. In: Odour and ammonia emissions from livestock farming. Proceedings of a seminar, Silsoe, UK, 26-28 March 1990, pp 50-58.
- Det Danske Fjerkræråd. 2006. Vedr. forslag til Lov om ændring af affalds- og råstofafgiftsloven.
<http://www.skm.dk/lovforslag/hoeringssvar/4810/detdanskefjerkraeraad>
- DLG. 2005. Hexa Cover abdechsystem für güllebehälter – Emissionsminderung von geruch und ammoniak. DLG Prüfbericht 5451 F.
- DMU. 2008. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Ellermann, T., Fenger, J., Hertel, O., Markager, S., Tybirk, K. & Bak, J.L. 2007. Luftbåren kvælstofforurening. Danmarks Miljøundersøgelser. 88 pp.
- Frandsen T. 2007. Farmtest, Gylleforsuring, Infarm A/S. Landscentret, Bygninger nr. 41, 2007.
- Guarino A., Fabbri C., Brambilla M., Valli L. & Navarotto P. 2006. Evaluation of simplified covering systems to reduce gaseous emissions from livestock manure storage. Transactions of the Asae. 49, 737-747.
- Gyldenkerne S. & Mikkelsen, M. H. 2007. Projection of the Ammonia Emission from Denmark from 2005 until 2025. NERI Technical Report No. 239, 2007.
- Hansen E., Christensen B.T., Christiansen P., Huld T., Kristensen V.F., Jensen J.D. 1992. Ammoniakfordampning fra stald og lager. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen., København.
- Hansen M.N. 2004. Influence of storage of deep litter manure on ammonia loss and uniformity of mass and nutrient distribution following land spreading. Biosystems Engineering 87, 99–107.
- Hansen M.N. & Birkmose T.S. 2005. Hurtig nedmuldning af fast husdyrgødning – betydning for ammoniakfordampning og økonomi. Grøn Viden, Markbrug nr. 311, 8 pp.
- Hansen, M.N., Birkmose, T., Mortensen, B. & Skaaning K. 2004. Miljøeffekter af bioforgasning og separering af gylle. Grøn Viden, Markbrug nr 296, 6 pp.
- 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.
- Hansen M.N.; Thorman R.E.; Misselbrook T.; Sommer S.G. 2007. An algorithm for estimation of the influence of crop and crop heights on ammonia emission from

- band spread livestock slurry. Proceeding of the 1st international conference in ammonia emissions in agriculture. (Monteny, G.J and Hartung, E. P. eds.) pp 193-195.
- Hornig G., Turk M. & Wanka U. 1999. Slurry covers to reduce ammonia emission and odour nuisance. *Journal of Agricultural Engineering Research* 73, 151-157.
- Huijsmans J.F.M., 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, 73-84.
- 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.
- 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.
- Lammers, P.S., Römer, G & Boeker, P. 1997. Amount and limitation of ammonia emission from stored solid manure. In: Voermans J.A.M. og G.J. Monteny (Eds.), *Ammonia and odour emission from animal production facilities. Proceeding papers from Vinkeloord, The Netherlands. EurAgEng, NVTL, Rosmalen, The Netherlands*, pp. 43-48.
- Menzi H., Katz P., Frick R., Fahrni M., Keller M. 1997. Ammonia emission following the application of solid manure to grassland. In: *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands* (Jarvis S.C., Pain B.F., eds). CAB International, Wallingford, UK. pp 265-274.
- Mikkelsen, M.H., Gyldenkerne, S., Poulsen, H.D., Olesen, J.E. & Sommer, S.G. 2005. Opgørelse og beregningsmetode for landbrugets emissioner af ammoniak og drivhusgasser. Arbejdsrapport fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 204, pp 84.
- Miner J.R., Humenik F.J., Rice J.M., Rashash D.M.C., Williams C., Robarge W. 2003. Evaluation of a permeable, 5 cm thick, polyethylene foam lagoon cover. *Transactions of the Asae*, 46, 1421-1426.
- Misselbrook T.H., Balsdon S., Pain B.F., Gibbs P.A., Parkinson R.J. 2001. Gaseous emissions from on-farm composting of cattle farm yard manure. In: *Technology Transfer: Proceedings of the 9th International RAMIRAN 2000 Workshop, Gargnano, Italy, 6-9 September 2000*, (Sangiorgi F. ed). Cemagref, France. pp 373-375.
- Møller H.B., Sommer S.G., Andersen B.H. 2000. Nitrogen mass balance in deep litter during the pig fattening cycle and during composting. *Journal of Agricultural Science* 135, 287-296.

- Nielsen, O-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Jensen, M.T., Plejdrup, M.S. & Illerup, J.B. 2008. Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2006. National Environmental Research Institute, University of Aarhus . NERI Technical Report No. 675. 504 pp.
- Pain, B. F., V. R. Phillips, C. R. Clarkson, T. H. Misselbrook, Y. J., Rees, & J. W. Farrent. 1990a. Odour and ammonia emissions following the spreading of aerobically-treated pig slurry on grassland. *Biological Wastes* 34, 149-160.
- Pain, B.F., Misselbrook, T.H., Clarkson, C.R., Rees, Y.J. 1990b. Odour and ammonia emissions following the spreading of anaerobically-digested pig slurry on grassland. *Biological Wastes* 34, 259-267.
- Petersen, J. & Sørensen, P. 2008. Loss of nitrogen and carbon during storage of the fibrous fraction of separated pig slurry and influence on nitrogen availability. *Journal Agricultural Science, Camb.* 146, 403-413.
- Petersen S.O., Lind A.M., Sommer S.G. 1998. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *Journal of Agricultural Science* 130, 69-79.
- Plochl M. 2001. Neural network approach for modelling ammonia emission after manure application on the field. *Atmospheric Environment* 35, 5833-5841.
- Poulsen H.D., Børsting C.F., Rom H.B & Sommer S.G. 2001. Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. DJF rapport 36, Husdyrbrug.
- Powers W.J., Van Horn H.H., Wilkie A.C., Wilcox C.J., Nordsted R.A. 1999. Effects of Anaerobic Digestion and Additives to Effluent or Cattle Feed on Odor and Odorant Concentrations. *Journal Animal Science* 77, 1412-1421.
- Rodhe L., Karlsson S. 2002. Ammonia emissions from Broiler manure – Influence of storage and spreading method. *Biosystems Engineering* 82, 455-462.
- Rogstrand, G.M. Rodhe, L. 2004. Evaluation of three approaches to decrease ammonia emission from solid manure storage facilities. *Proceedings, 11th Ramiran workshop, Spain 2004 (1)*, pp 257-260.
- Sagoo, E., Williams, J.R., Chambers, B.J., Boyles, L., Matthews, R. and Chadwick, D.R. 2004. Integrated management practices to minimise losses and maximise crop nitrogen value of broiler litter. *Proceedings, 11th Ramiran workshop, Spain 2004 (1)*, pp 249-252.
- Smith K.A., Jackson D.R., Misselbrook T.H., Pain B.F. & Johnson R.A. 2000. Reduction of ammonia emission by slurry application techniques. *Journal of Agricultural Engineering Research* 77, 277-287.

- Sogaard H.T., Sommer S.G., Hutchings N.J., Huijsmans J.F.M., Bussink D.W. & Nicholson F. 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry - the ALFAM model. *Atmospheric Environment* 36, 3309-3319.
- Sommer, S.G. 2001. effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy* 14, 123-133.
- Sommer S.G., Christensen B.T., Nielsen N.E. & Schjorring J.K. 1993. Ammonia Volatilization During Storage of Cattle and Pig Slurry - Effect of Surface Cover. *Journal of Agricultural Science* 121, 63-71.
- Sommer S.G., Dahl P. 1999. Nutrient and carbon balance during the composting of deep litter. *Journal of Agricultural Science* 74, 145-153
- 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., Jensen, B-E., Hutchings, N., Lundgård, N.H., Grønkjær, A., Birkmose, T.S., Petersen, P. & Jensen, H.B. 2006. Emissionskoefficienter til brug ved beregning af ammoniakfordampning fra stalde. DJF-rapport, Husdyrbrug nr 70. 45 pp.
- Sommer S.G., Møller H.B. 2000. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. *Journal of Agricultural Science* 134, 327-335.
- Sørensen, P. & Thomsen, I.K. 2005. Separation of pig slurry and plant utilization and loss of nitrogen-15-labeled slurry nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 69, 1644-1651.
- 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. *Journal of Sustainable Development* 28, 373-378.
- Udredningsrapport 2006. Udredningsrapport for teknologier – med særligt henblik på miljøeffektive teknologier til husdyrproduktionen. Miljø- og Planlægningsudvalget MPU alm. del - Bilag 427. Offentligt.
<http://www.folketinget.dk/samling/20051/almdel/MPU/Bilag/427/286553.PDF>
- United Nations, 2004. Handbook for the 1979 convention of long range transboundary air pollution and its protocols. UNECE publication unit Palais des Nations, CH-1211 Geneva 10, Switzerland. ISBN 92-1-116895-3.
<http://www.unece.org/env/lrtap/BIBLE.E.pdf>
- Vandre R.; Clemens J.; Goldbach H.; Kaupenjohann M. 1996. NH₃ and N₂O emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter

reduction. I. NH₃ emissions. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 160, 303-307.

Webb J., Chadwick D., Ellis S. 2001. Will storing farmyard manure in compact anaerobic heaps be a simple and effective means of reducing ammonia emissions? In: *Technology Transfer*, (Sangiorgi, F. Ed). Proceedings of the 9th International RAMIRAN 2000 Workshop, Gargnano, Italy, 6–9 September 2000. Cemagref, France, pp. 65-70.

Xue S.K., Chen S. & Hermanson R.E. 1999. Wheat straw cover for reducing ammonia and hydrogen sulfide emissions from dairy manure storage. *Transactions of the Asae* 42, 1095-1101.

Den samlede ammoniakfordampning i Danmark beregnes årligt, og den største del af ammoniakfordampningen i Danmark stammer fra husdyrproduktionen.

Tidligere opgørelser har vist, at lagring og udbringning af husdyrgødning bidrager væsentligt til den samlede udledning af ammoniak. Der sker løbende en udvikling i den anvendte teknologi i landbruget, og der er behov for at beregne ammoniakfordampningen ved anvendelse af forskellige teknologier. I denne rapport er beregnet andelen af kvælstof der udledes som ammoniak fra lagret og udbragt husdyrgødning under varierende lager-, klima- og udbringningsforhold. Datamaterialet, der ligger bag beregning af ammoniak emissionsfaktorerne, er samlet i rapporten. Opgørelsen bygger i videst mulige omfang på resultater af undersøgelser, der er gennemført under forhold der svarer til de danske.

MARKBRUG



HAVEBRUG



HUSDYRBRUG



Publikationen Grøn Viden udgives af Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (DJF) ved Aarhus Universitet og udkommer i en have- mark- og en husdyrbrugserie.

Læs mere om publikationerne på vores hjemmeside www.agrsci.au.dk