

9. Tab fra lagre

9.1. Arbejdsgruppe

Tavs Nyord, Institut for Ingeniørvidenskab, Aarhus Universitet.

Peter Kai, Institut for Ingeniørvidenskab, Aarhus Universitet.

Martin Nørregaard Hansen, SEGES.

9.2. Sammendrag og ændringer i forhold til normer i udgivelsen fra 2001

Under lagring af organisk gødning finder der en omsætning af gødningens organiske forbindelser sted. Der sker tab ved emissioner af gasformige kvælstof- og kulstof forbindelser til atmosfæren samt ved udsivning af næringsstoffer fra lagret fast staldgødning og dybstrøelse. Dette afsnit indeholder tabeller med skøn over størrelsen af tabet af kvælstof ved ammoniak-emission og denitrifikation, tabet af tørstof ved udsendelse af kulstof samt omsætning af kulstof og kvælstof i lageret. Endvidere er der gjort rede for udsivning af næringsstoffer fra lagret fast staldgødning og dybstrøelse.

Tabelværdier kan anvendes til beregning af indholdet af plantenæringsstoffer og tørstof i husdyrgødning efter lagring. Tabellerne er endvidere udformet, så det er muligt at beregne ammoniakemissionen fra lagre af husdyrgødning. Derfor kan tabellerne også benyttes til opgørelser af ammoniakemissionen fra landbruget i Danmark. Forsøgene og undersøgelserne, der danner grundlag for nærværende normer, viser at kvælstoftabet fra lagret husdyrgødning er forbundet med stor variation. Den enkelte bedrift kan således afvige betydeligt fra de normer, der anvendes til at beregne kvælstofindholdet i husdyrgødning ab lager.

Hansen *et al.* (2008) gennemførte en revision af grundlaget for beregning af tab ved lagring af husdyrgødning. På den baggrund er grundlaget for beregning af ammoniakemission ved lagring af flydende husdyrgødning ændret fra emissionsfaktorer baseret på gødningens totale indhold af kvælstof (total-N) til emissionsfaktorer baseret på gødningens indhold af TAN (total ammonium nitrogen = $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$). Der mangler endnu tilstrækkelig viden om kvælstofomsætningen i faste husdyrgødninger til at ændre beregningspraksis, hvorfor ammoniakemissionsfaktorerne for faste husdyrgødninger fortsat er baseret på total-N. Samme forhold gør sig gældende for lagring af flydende fjerkrægødning.

Ved gennemførelse af revisionen fandt Hansen *et al.* (2008), at der var behov for at ændre ammoniakemissionsfaktorerne for lagring af fast kvæggødning samt dybstrøelse fra kvægstalde. Derudover blev der som følge af ændret lovgivning etableret emissionsfaktorer for overdækkede lagre af fast husdyrgødning og dybstrøelse.

9.3. Baggrund

Husdyrgødning opsamles og lagres som gylle, dybstrøelse, fast staldgødning og ajle. Gødningstyperne afhænger af dyretype og staldenes udformning, da gødningens sammensætning påvirkes af opsamling og håndtering af gødningen i stalden. De typiske gødningstyper er kort beskrevet i kapitel 8.

Som hovedregel skal fast husdyrgødning, inkl. dybstrøelse opbevares i en mødding med fast bund og afløb eller i en lukket container. Kompost må dog opbevares i marken såfremt tørstofprocenten er mindst 30 % for ethvert delparti. Dybstrøelse, der har ligget i en stald i 3-4 måneder i gennemsnit, er oftest så kompostlignende, at den kan opbevares i marken. Dybstrøelse fra fjerkræstalder kan være kompostlignende allerede efter 1-2 måneder.

Lagre med fast husdyrgødning skal overdækkes med et vandtæt materiale straks efter udlægning. Undtaget herfor er lagre med daglig tilførsel af fast husdyrgødning fx oplag af staldgødning etableret i forbindelse med traditionelle staldsystemer baseret på staldgødning og ajle og evt. med udlægning i en gødningskegle.

Afhængig af stalddypen køres en vis andel af dybstrøelse/fast gødning direkte ud og spredes i marken og lagres således ikke. Beregningerne af gødningsværdier af lager vægtes i forhold til andelen af dybstrøelse, der udbringes direkte fra stalden.

Udsivning af gylle, møddingssaft eller ajle til grundvand eller dræn må ikke finde sted fra hverken lagre eller stalde. Derfor forventes det, at der kun kan ske gasformige tab fra lagre af husdyrgødning. Kvælstof kan gå tabt ved ammoniakemission samt ved denitrifikation, dvs. dannelse af frit kvælstof og lattergas, og kulstof kan primært gå tabt i form af emissioner af kuldioxid og metan.

Ikke flygtige næringsstoffer, kvælstof og kulstof kan udvaskes med møddingssaft fra lagre af fast staldgødningen og dybstrøelse. Møddingssaft skal opsamles og opbevares i gylle- eller ajlebeholder eller anden form for tæt beholder. Dannelse af møddingssaft medfører således, at næringsstoffer flyttes fra den faste gødning til den flydende.

9.4. Direkte udkørsel af dybstrøelse til marken

Som nævnt i indledningen bliver en del dybstrøelse kørt direkte i marken og bliver således ikke oplagret før udbringning med dertil hørende omsætning og tab. Tabel 9.1 giver et overslag over fordelingen mellem direkte udkørsel og oplagring og er baseret på indsamlede erfaringer fra praksis om antal årlige tømninger, fleksibilitet med hensyn til tømningstidspunkt og perioder med praktisk mulighed for direkte udbringning.

Tabel 9.1. Overslag over hvor meget dybstrøelse, der udbringes direkte fra stalden, samt hvor meget, der lagres inden udbringning.

Dybstrøelse fra:	Direkte udbragt fra stalden		Oplagret inden udbringning	
		%		%
Kvæg		65		35
Slagtesvin		25		75
Søer		50		50
Slagtekyllinger		15		85
Høns		5		95
Mink		15		85

Forudsætninger for opgørelsen:

Antagelse m.h.t. udbringningstidspunkt: Det er tilladt at udbringe dybstrøelse i perioden fra 1. februar til 14. november.

Kvæg: Det skønnes, at mængden af dybstrøelse, der udbringes direkte fra kvæg, er 65 %.

Slagtesvin: Da det tager ca. 3 måneder at producere et slagtesvin fra indsættelse ved ca. 32 kg til slagting, kan der normalt produceres ca. 4 hold slagtesvin om året. Dybstrøelsen fjernes mellem hvert hold. Det antages derfor, at tømning med direkte udbringning kan praktiseres én gang om året svarende til 25 %.

Søer: Dybstrøelsen i sotalde fjernes højst to gange om året. Tømningstidspunktet er ikke knyttet til et fast tidspunkt, da søerne flyttes ud af stalden, medens tømningen foregår. Det antages, at 50 % af tømningerne kan times med direkte udbringning.

Slagtekyllinger: Stalde med slagtekyllinger tømmes og rengøres efter hvert hold, hvilket vil sige 7-8 gange om året. Tømningen er knyttet til tidspunktet, hvor kyllingerne leveres. Det antages, at gødningen fra ét hold slagtekyllinger om året kan udbringes direkte fra stalden svarende til 15 %.

Høns: Hønsstalder med dybstrøelse og fast staldgødning tømmes efter hvert hold, hvilket vil sige hver 11.-12. måned fordelt over hele året. I få tilfælde kan tømningen times med direkte udbringning. Det antages derfor, at kun ca. 5 % af tømningerne sker med direkte udbringning.

Mink: I stalder til mink skal der på arealet under burene af hensyn til fluebekæmpelse foretages oprensning mindst 1 gang ugentlig. Man kan dog i perioden 1. maj til 1. november nøjes med at fjerne halmen under burene 1 gang om måneden og i den øvrige del af året hver anden måned, såfremt det ikke medfører uacceptable fluegener for omgivelserne. På baggrund af en forventet halmtildelelse og foderspild over året under hensyntagen til klima og dyrebestand og at dybstrøelsen udbringes hhv. en gang efter høst og en gang før forårssåning, forventes det, at 15 % af dybstrøelsen køres direkte ud på marken.

9.5. Ammoniakemission

Gødningens potentiale for emission af ammoniak (NH_3) afhænger først og fremmest af indholdet af ammonium (NH_4^+). I gødning fra pattedyr, såsom grise, kvæg, heste mv. stammer ammonium primært fra omsat urinstof, mens det i fjerkrægødning dannes ved omsætning af urinsyre. Ved lagring af gylle og ajle sker der ikke nogen nævneværdig omdannelse af gødningens ammonium. I lagre med dybstrøelse og fast staldgødning kan mikroorganismer omdanne (immobilisere) ammonium til organisk ikke flygtigt kvælstof, hvis der er et overskud af kulstof (f.eks. i halm). Er kulstofindholdet lavt kan processen gå den anden vej og organisk kvælstof omdannes til ammonium (mineralisering). Udsendelsen af ammoniak vil også afhænge af gødningens temperatur og surhedsgrad (pH). Ved høj temperatur og i en basisk gødning omdannes ammonium til ammoniak i gødningen, og potentialet for ammoniakfordampning bliver højt. Imidlertid afhænger ammoniakemissionen både af fordampningspotentialet og af, at der sker en transport af gasformig ammoniak væk fra gødningen. Er luften stillestående over gødningen, vil emissionen være relativt lav, selv fra gødning med et højt indhold af ammonium.

9.5.1. Ammoniakemission fra gylle og ajle

Ammoniak fordamper fra væskeoverfladen af gylle og ajle. Et højt potentiale for ammoniakemission vil som nævnt kun resultere i tab, hvis ammoniakken i luften ved

gyllens eller ajlens overflade fjernes, hvilket sker, når vinden bringer luften ved overfladen i bevægelse. I Danmark er der normalt tilstrækkeligt med vind til, at ammoniakken fjernes fra gyllens overflade. Der kan derfor tabes en betydelig andel af gødningens kvælstofindhold, hvis gyllen eller ajlen ikke er overdækket af et naturligt flydelag, et lag af halm, leca eller lignende, eller er overdækket med et låg. Det er i forsøgsgyllebeholdere målt, at ammoniakemissionen fra ubehandlet kvæg- og svinegylle over året varierede fra 1 til 12 g $\text{NH}_3\text{-N}/\text{m}^2$ pr. dag (Sommer *et al.*, 1993), svarende til henholdsvis 6 og 9 % af total-N i kvæg- og svinegylle (tabel 9.2). Petersen *et al* (2013), fandt 2,0-3,1 $\text{NH}_3\text{-N}/\text{m}^2$ pr. dag, Clemens *et al* (2006) 1.6 og VanderZaag *et al* (2009) 2 g $\text{NH}_3\text{-N}/\text{m}^2$ pr. dag, i senere undersøgelser, hvilket alle understøtter estimatet fra 1993. Det er et lovkrav, at gylletanke skal være overdækket, idet loven dog i visse tilfælde giver mulighed for dispensation, såfremt gyllen har et flydelag.

Afgasset gylle

Ved afgang i biogasanlæg stiger indholdet af ammonium ofte, og gyllen bliver mere basisk. Potentialt for ammoniakemission er derfor højere i afgasset gylle end i ubehandlet gylle. Som følge af nedbrydning af det organiske materiale dannes normalt ikke flydelag på afgasset gylle, så her er en fast overdækning nødvendig for at reducere ammoniakfordampningen. Målinger i praksis har derfor vist, at ammoniakemissionen fra afgasset gylle over året kan variere fra 0,2 til 30 g $\text{NH}_3\text{-N}/\text{m}^2$ pr. dag, svarende til en årlig emission på ca. 21 % af total-N indholdet i lagret afgasset gylle (Sommer, 1997).

Ajle

Ajle har et højt pH og et højt ammoniumindhold, og potentialt for ammoniaktab er derfor stort. Karlsson (1996) målte et tab i perioden april til juni på 20-30 g $\text{NH}_3\text{-N}/\text{m}^2$ pr. dag fra ajle uden overdækning. Tab i samme størrelsesorden er fundet ved lagring af afgasset gylle i løbet af forsommeren (Sommer, 1997) og skyldes, at både ajle og gylle har et højt pH og ammoniumindhold. Det antages derfor, at den procentuelle ammoniakemission fra ajle uden overdækning svarer til tabet fra afgasset gylle.

Fjerkrægødning

Langt hovedparten af den husdyrgødning der produceres af fjerkræ håndteres i fast form som dybstrøelse eller staldgødning. Kun ca. 3 % af fjerkrægødningen lagres og håndteres som flydende gødning (Det Danske Fjerkræråd, 2006). Der findes pt. ingen data der kan belyse fordampningstabt fra denne gødningstype, hvorfor det vurderes, at fordampningen af ammoniak fra fjerkrægylle svarer til fordampningstabt fra svinegylle beregnet på basis af indholdet af den tilførte mængde total-N.

Pelsdyrgødning

Ammoniakemissionen fra gylle fra pelsdyr skønnes at svare til emissionen fra lagret svinegylle, da gylle fra pelsdyr har en sammensætning svarende til gylle fra svin.

Tiltag til at begrænse ammoniakemissionen fra flydende husdyrgødning

Afdækning af gylleoverfladen kan væsentligt begrænse ammoniakfordampningen fra gyllelagre, fordi luftstrømningerne umiddelbart over gyllen begrænses. Undersøgelser har vist, at et flydelag bestående af halm kan begrænse ammoniakemissionen fra gyllebeholdere. Effekten varierer dog betydeligt fra undersøgelse til undersøgelse, men i gennemsnit begrænser et halmflydelag ammoniakemissionen til ca. 20 % af emissionen fra udækkede lagre (de Bode, 1991; Sommer *et al.*, 1993; Hornig *et al.*, 1999; VanderZaag *et al.*, 2008; VanderZaag *et al.*, 2009). Reduktionspotentialiet afhænger af halmlagets tykkelse (VanderZaag *et al.*, 2008; VanderZaag *et al.*, 2009), og halmlagets tykkelsen bør således være mindst 15 cm. Stabiliteten af et halmflydelag afhænger af tykkelse, nedbørsmængder og metanproduktion i gyllen, og løbende tilsyn med flydelaget er derfor nødvendig.

Tilsvarende reduktionspotentialer svarende til halm er fundet i forsøg med andre typer af porøse flydende afdækningsmaterialer, såsom LECA, flis, tørv og naturligt flydelag (Xue *et al.*, 1999; Clanton *et al.*, 2001; Miner *et al.*, 2003; Guarino *et al.*, 2006; VanderZaag *et al.*, 2008), ved overdækning af lagre med flydende plastelementer (DLG, 2005; LugtTek, 2005) og ved overdækning med plastfolie (de-Bode, 1991; VanderZaag *et al.*, 2008).

Der er ikke fundet dokumentation for effekten af teltoverdækning for ammoniakemissionen fra gyllelagre, men det skønnes, at teltoverdækning kan tilskrives en effekt svarende til overdækning med betonlåg og flydedug (Udredningsrapport, 2006). Teltoverdækning reducerer emissions-potentialet, men vil ikke sikre en fuldstændig hindring af ammoniakfordampningen, bl.a. fordi overdækningen ikke må være fuldstændig tæt, da det kan føre til så høj metankoncentration, at det kan medføre risiko for selvantænding (Rom, 1996).

Ammoniakemissionsfaktorer for flydende husdyrgødning

Der er ikke fundet belæg for at ændre emissionsfaktorerne i forhold til indholdet af total-N fra lagre af flydende husdyrgødning i forhold til (Poulsen *et al.*, 2001). Denne opgørelse kan ses i tabel 9.2. Ændringer i fodringspraksis og emissionsbegrænsende foranstaltninger har imidlertid ændret forholdet mellem indholdene af hhv. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ og total-N 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.

Tabel 9.2. Faktorer for ammoniakemission for gylle og ajle under lagring ab stald. Fordampningen er vist som ammoniakemission i % af

henholdsvis TAN og total-N indholdet i gyllen eller ajlen ab stald (Hansen et al., 2008).

Husdyrtype	Gødning	Ammoniakemission	
		% af TAN ab stald	% af total-N ab stald
Kvæg	Gylle uden flydelag	10,3	6
	Gylle med flydelag el. lign.	3,4	2
	Teltkonstruktion eller betonlåg	1,7	1
Svin	Gylle uden flydelag	11,4	9
	Gylle med flydelag el. lign.	2,5	2
	Teltkonstruktion eller betonlåg	1,3	1
Afgasset gylle	Gylle uden flydelag	27,3	21
	Gylle med flydelag el. lign.	5,2	4
	Teltkonstruktion eller betonlåg	2,6	2
Ajle	Ajle uden overdækning	33	30
	Ajle overdækket med halm el. lign.	6,7	6
	Ajle i lukket beholder	2,2	2
Pelsdyr	Gylle uden flydelag	12,9	9
	Gylle med flydelag el. lign.	2,9	2

Forudsætninger: Ammoniakemissionen i % af total-N ab stald er udledt fra Poulsen *et al.* (2001) og Udredningsrapport (2006). Ammoniakemissionen i % af TAN ab stald er beregnet ved forholdet mellem indholdet af TAN og total-N indholdet i de forskellige gødningstyper (Hansen *et al.*, 2008). Ammoniaktabet i procent af gyllens TAN-indhold er beregnet ved at benytte følgende TAN/total-N-forhold i de forskellige gylletyper: *Kvæg*: 0,58 (Hansen et al., 2008); *Svin*: 0,79 (Hansen et al., 2008); *Afgasset gylle*: 0,77 (Hansen et al., 2008); *Ajle*: 0,90 (Poulsen et al., 2001); *Pelsdyr*: 0,70 (Poulsen et al., 2001). Det antages, at gylletanken er 4 m dyb.

9.5.2. Ammoniakemission fra fast staldgødning og dybstrøelse

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 °C. 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. Når gasserne i stakken opvarmes, udvides de, stiger opad og ud af gødningsstakken. Som kompensation for luften, der siver ud, strømmer luft ind ved bunden af stakken (Fernandez *et al.*, 1994). Dette medfører, at emissionen af specielt ammoniak fra dybstrøelsesstakke kan være betydelig.

Ammoniakfordampningen fra lagre af fast husdyrgødning afhænger bl.a. af husdyrgødningens indhold af TAN ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$). Ifølge Poulsen *et al.* (2001) er indholdet af TAN 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 TAN og total-N varierer betydeligt (Hansen *et al.*, 2008). Ved en større undersøgelse fandt Videncentret for

Landbrug, at TAN i gennemsnit udgjorde 22 % af total-N i kvægdybstrøelse og 24 % i svinedybstrøelse ab lager (Videncentret for Landbrug, 2006). På baggrund af disse opgørelser vurderes det, at der ikke belæg for at ændre på normtallenes opgørelser af TAN/total-N-forholdet i faste gødninger der lagres.

Typen af husdyr, der har produceret husdyrgødningen, har betydning for, hvor hurtigt omsætningsprocesserne i husdyrgødningen foregår og derfor også for tabet af ammoniak under lagringen. De tidligere emissionsfaktorer fra lagre af fast husdyrgødning blev sidst opgjort i forbindelse med ammoniakfordampningsrederegørelserne i 1999. Opgørelsen var, på daværende tidspunkt, baseret på et forholdsvis begrænset datamateriale. Siden er der gennemført nye undersøgelser 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 omsætningshastighed i husdyrgødning fra kvæg sammenlignet med fx 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. 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 fastlagt på baggrund af forholdsvis få undersøgelser.

Tabel 9.3. Emissionsfaktorer for fast staldgødning og dybstrøelse under lagring eller kompostering i mere end 100 dage ab stald (Hansen et al., 2008).

Husdyrtype	Gødningstype	Overdækning	N-tab i % af total-N ab stald		
			NH ₃ -N	Denitrifikation	N-tab i alt
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	15
Pelsdyr	Fast staldgødning	-	15	10	25
	Fast staldgødning	+	8	10	18

Bemærk: ved beregning af tab skal der tages hensyn til at en del dybstrøelse køres direkte fra stalden til spredning i marken (jf. tabel 9.1.)

Kvæg

Ammoniaktabet fra fast kvæggødning er lavere end fra fast svinegødning, fordi staldgødning fra kvæg normalt ikke komposterer. Fast kvæggødning er typisk et klægt materiale, der næsten flyder ud under lagring, og som følge heraf er muligheden for luftcirkulation i lagret kvæggødning ringe. Derfor har man ikke kunnet påvise temperaturstigninger (kompostering) i hovedparten af de stakke med kvæggødning, der er indgået i svenske og danske undersøgelser (Forshell, 1993; Petersen *et al.*, 1998a). En svensk undersøgelse har vist, at der som minimum skal tildeles 2,5 kg halm/ko pr. dag, for at fast kvæggødning komposterer (Forshell, 1993). I en stak fast kvæggødning kan kompostering dog langsomt starte, efterhånden som stakken tørrer, omend temperaturerne ikke når op på samme niveau som for dybstrøelse og fast svinegødning

Svin

Ammoniakemissionen fra lagre af fast svinegødning og dybstrøelse er som følge af komposteringsprocessen høj. Fra lagre af fast svinegødning er der målt tab på ca. 25 % af kvælstofindholdet i gødningen, og fra dybstrøelse er der målt tilsvarende tab af ammoniak (Petersen *et al.*, 1998a; Karlsson & Jeppson 1995, Sommer 2000). Tabet af ammoniak fra staldgødning med højt halmindhold varierer afhængigt af mængden af halm, der er blevet strøet i stalden, fordi halm øger kulstof/kvælstof-forholdet i strøelsen. Er forholdet højt vil mikroorganismer i dybstrøelsen i højere grad omsætte ammonium til organisk kvælstof, hvilket kan reducere ammoniaktabet (Maeda & Matsuda, 1997; Kirchman & Witter, 1989; Møller *et al.*, 2000). Effekten af C/N forholdet kan f.eks. illustreres ved, at ammoniakemissionen fra kvægdybstrøelse var 19 % af indholdet af total-N ved et C/N-forhold på 21 og 30 % ved et C/N-forhold på 17 (Karlsson, 1996; Karlsson & Jeppson, 1995).

Fjerkræ, heste, får og pelsdyr

I et engelsk forsøg blev stakke med slagtekyllingegødning lagret i 6 måneder (Sagoo *et al.* 2004). Ved forsøget blev der målt et ammoniaktab på 13 % af total-N i gødningsstakkene udlagt på "traditionel" vis. Dette ligger meget tæt op ad normen angivet i tabel 9.3. En udredning har fundet at lufttæt overdækning af lageret begrænser ammoniaktabet med ca. 50 pct. (Hansen *et al.*, 2008), mens hyppig omstikning af gødningen, opbygning af A-formede miler samt tagoverdækning resulterede i uændret eller forhøjet ammoniaktab (Sagoo *et al.* 2004). For så vidt angår andre fjerkrætyper, heste, får og pelsdyr er der ikke fundet nye undersøgelser siden 2001, hvorfor emissionsfaktorerne i Poulsen *et al.* (2001) er fastholdt.

Tiltag til at reducere emissionen fra lagre af fast husdyrgødning eller dybstrøelse

Reduceres luftbevægelsen gennem gødningen falder tilførslen af ilt til de iltforbrugende og varmeproducerende mikroorganismer, dvs. mikroorganismernes aktivitet begrænses. Et resultat af den mindskede aktivitet er, at potentialet for temperaturstigning, og dermed for ammoniakdannelse, reduceres. Endvidere mindskes transporten af ammoniak ud af stakken, når lufttilførsel og -afgang hæmmes.

Undersøgelser har vist, at overdækning i kombination med komprimering af lagre af fast husdyrgødning kan begrænse ammoniakemissionen til mellem 6 og 50 % af tabet fra udækkede lagre (Chadwick, 2005; Rogstrand *et al.*, 2004; Webb *et al.*, 2001). Overdækning af stakke af fast kvæggødning med ca. 30 cm halm eller ca. 15 cm tørv er vist at kunne reducere ammoniakemissionen til mindre end 10 % af emissionen fra et lager af fast kvæggødning uden overdækning (Karlsson, 1996). Som nævnt er ammoniakemissionen fra fast kvæggødning relativt lav og vil derfor ikke opfylde halmens kapacitet i forhold til at tilbageholde ammoniak. Ved halm-afdækning af dybstrøelse, hvorfra ammoniakemissionen er væsentlig større end fra fast staldgødning, må det forventes, at halmens bindingskapacitet mættes. Derfor er effekten af at dække dybstrøelse med halm formentlig en del ringere end ved overdækning af fast staldgødning. Tørv har en større absorptionskapacitet for ammoniak end halm og er derfor mere effektiv til at reducere ammoniakemissionen.

I en tysk undersøgelse (Lammers *et al.*, 1997) blev lagret dybstrøelse fra slagtesvin komprimeret fra en vægtfylde på 450 kg/m³ til 700 kg/m³. Behandlingen reducerede temperaturen i komposten fra 60 °C til ca. 25 °C, hvilket viser, at komprimeringen reducerede luftcirkulationen i stakken og derved mindskede den mikrobielle aktivitet. Som følge af behandlingen blev ammoniakemissionen reduceret fra 27 % til 5 % af total-N. I en dansk undersøgelse (Sommer, 2000) blev dybstrøelse komprimeret med en frontlæsser til en vægtfylde på 490 kg/m³. Derved reduceredes kvælstoftabet fra ca. 30 til 15 % af total-N.

Placeringen af staldgødning i lagre med vægge mindsker cirkulation af luft gennem stakken og hæmmer derved komposteringsprocessen. Ammoniakemissionen fra fast svinogødning placeret i et lager med vægge til tre sider og tag blev i en svensk undersøgelse reduceret til ca. 20 % af ammoniakemissionen fra en markstak med fast svinogødning (Karlsson, 1996). Rapporten angiver ikke temperaturen i stakken; men ved et forsøg på Askov Forsøgsstation steg temperaturen ikke i fast staldgødning, der var placeret i et lager omgivet af vægge.

Snitning øger halmens omsættelighed. Derved omsættes en større andel af ammonium til organisk kvælstof, hvorved potentialet for ammoniakemission reduceres. I en svensk undersøgelse blev det observeret, at ammoniumindholdet i dybstrøelse fra en stald strøet med snittet halm var ca. 50% af indholdet i dybstrøelse fra en stald strøet med langhalm (Karlsson & Jeppson, 1995). Undersøgelsen viste endvidere, at ammoniakemissionen fra dybstrøelsen med snittet halm var ca. 26 % lavere end fra dybstrøelsen med lang halm.

9.6. Denitrifikation

Denitrifikation er en bakteriel proces som reducerer nitrat til gasformige produkter (frit kvælstof, N₂ og lattergas, N₂O). Processen har tre forudsætninger: Adgang til letnedbrydelige kulstofforbindelser, adgang til nitrat og fravær af ilt. I den friske husdyrgødning findes ikke nitrat, så denitrifikation kan kun finde sted, hvis der dannes nitrat ved den aerobe proces nitrifikation.

9.6.1. Denitrifikation i gylle og ajle

Under lagring af gylle og ajle uden flydelag er nitrifikationen udelukket på grund af mangel på ilt. Med flydelag af f.eks. halm vil der være et miljø, som tillader fremvækst af nitrificerende bakterier nær overgangen mellem iltede og iltfrie forhold, hvor ophobningen af nitrit og nitrat kan føre til N₂O og N₂ emission (Hüther *et al.*, 1997; Sommer *et al.*, 2000). Kvantitativt er det tvivlsomt, om disse kvælstoftab er væsentlige i forhold til gødningsværdien, men N₂O er en meget kraftig drivhusgas, og emissionen heraf bør derfor begrænses.

9.6.2. Denitrifikation i fast staldgødning og dybstrøelse

Ved etablering af gødningsstakke kan der være mindre mængder af nitrat til stede i gødningen. Der sker derfor en omsætning af nitrat til N₂ eller N₂O umiddelbart efter lagring, fordi kompostering i denne fase er forbundet med et stort iltforbrug og derved skaber iltfrie områder i stakken (Pedersen *et al.*, 1998a; Sommer, 2000; Hansen *et al.*, 2006). De nitrificerende mikroorganismer er generelt følsomme overfor høje temperaturer (Hellman *et al.*, 1997). Derfor dannes der ikke nitrat i komposterings-fasen, og som følge heraf tabes kvælstof ikke ved denitrifikation i denne fase. Efter afkølingen af kompoststakken er betingelserne for nitrifikation og denitrifikation igen til stede i dele af stakken med en blanding af iltede og iltfattige forhold (Petersen *et al.*, 1998a; Hansen *et al.*, 2006). Størrelsen af denitrifikationstab afhænger af, hvor meget ammonium, der er tilbage efter komposteringsfasen, vandindholdet samt tætheden af stakken. Via massebalancer er der målt denitrifikationstab fra 0-33 % af den tilførte mængde kvælstof i lagret dybstrøelse og fast staldgødning fra svin (Petersen *et al.*, 1998a; Sommer, 2000; Takashi *et al.*, 2000). Det er ikke lykkedes at identificere, hvilke faktorer, der har forårsaget den store variation i denitrifikationen, derfor er dette tab sat til 15 % ved lagring af fast staldgødning fra svin og dybstrøelse (tabel 9.5).

I undersøgelser gennemført af Iversen & Dorph-Petersen (1948) fandtes et samlet gasformigt kvælstoftab på ca. 15 % af total-N i lagret fast staldgødning, hvoraf ¼ af indholdet stammede fra kvæg. Dette bekræftes af senere undersøgelser, hvor der blev målt et denitrifikationstab på ca. 10 % og et ammoniaktab på 5 % svarende til et samlet tab på ca. 15 % under lagring af fast staldgødning fra kvæg (Petersen *et al.*, 1998a).

Denitrifikationstab i gødning fra andre husdyr er vurderet på baggrund af det målte denitrifikationstab fra lagre af gødning fra kvæg og svin. Der ligger således ikke undersøgelser til grund for de anslåede tab. Tabet af kvælstof ved denitrifikation i tabel 9.3 er 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.

9.7. Tørstofftab

9.7.1. Gylle og ajle

Under lagring omdannes en del af det organiske materiale i gylle og ajle til metan og kuldioxid. Sørensen (1998) har ved laboratorieforsøg vist, at tørstoffabet ved lagring af kvæggylle var 12 % i løbet af de første 28 dage og i alt 17 % i løbet af 140 dage efter

start på lagring af nydannet gylle ved 15 °C. Under lagring af gylle udenfor stalden i 28-140 dage antages tørstof-tabet således at være 5 %.

Ved afgasning af gylle i biogasanlæg er omsætningen af det organiske materiale gyllen højere end ved lagring af gyllen eller ajlen udenfor stalden. Der kan således regnes med et tab på ca. 40 % af tørstofindholdet i rågyllen (tabel 9.5.).

9.7.2. Fast staldgødning og dybstrøelse

Der er målt tab på 34-56 % af tørstofindholdet efter en komposteringsperiode på mere end 100 dage (Karlsson & Jeppson, 1995; Sommer & Dahl, 1999; Sommer, 2000). Der regnes således med, at tørstof-tabet ved kompostering af dybstrøelse i mere end 100 dage er 45 % (tabel 9.5.).

Fra fast svinegødning tabes ca. 50 % af kulstofindholdet i løbet af en lagringsperiode (Petersen *et al.*, 1998a), hvilket antages at svare til en reduktion i tørstofindholdet på 45 %, og er på niveau med tørstofreduktionen under lagring af dybstrøelse. I fast kvæggødning, der ikke komposterer, er der fundet et kulstof-tab på ca. 13 % (Petersen *et al.*, 1998a). Undersøgelser af Iversen & Dorph-Petersen (1948) viste, at ca. 10 % af tørstoffet i fast staldgødning fra en kvægstald gik tabt ved lagring. Det antages derfor, at tørstofreduktionen er 10 % ved lagring af ikke-komposterende fast staldgødning fra kvægstalde.

Tabel 9.4. Tørstoffab ved lagring af fast og flydende husdyrgødning i mere end 4 mdr. ab stald.

Gødning	Tørstoffab i pct.
Gylle - alle dyrearter	5
Afgasset gylle - alle dyrearter ¹⁾	40
Fast gødning - kvæg	10
Fast staldgødning m. lavt indhold af strå - pelsdyr	10
Fast staldgødning - fjerkræ	20
Fast gødning - svin	45
Fast staldgødning m. højt indhold af strå - heste, får	45
Dybstrøelse - kvæg, svin, heste, får	45
Dybstrøelse - fjerkræ, pelsdyr	20

¹⁾Inklusiv tørstoffab ved bioforgasningen.

9.8. Omsætning af kvælstof under lagring

9.8.1. Gylle og ajle

Ammonium i gylle og ajle dannes ved nedbrydning af urea (urinstof) og andre organiske kvælstofforbindelser. I frisk urin udgør 5-35 % af kvælstoffet af andre forbindelser end urea (Petersen *et al.*, 1998b). Urea i ajle omsættes til ammonium i løbet af 1 til 2 dage ved 20 °C. Ved temperaturer på 10 °C var urea-indholdet nedbrudt i løbet af et tidsrum på mellem 4 og 11 uger (Hansen, 1941). Temperaturen i stalde er typisk omkring 15-20 °C i svinestalde og lavere i kvægstalde, og urea omsættes derfor på få dage/uger til ammonium og kulsyre. Hovedparten af de øvrige organiske kvælstofforbindelser i ajle forventes at blive omsat til ammonium i løbet af få uger.

I ajle lagret af stald vil ajlen derfor i hovedsagen indeholde ammonium og lidt letomsætteligt organisk kvælstof, fordi urea og en stor del af de organiske kvælstofforbindelser er omsat i stalden eller i løbet af få uger efter lagring (Hansen, 1941). Kvælstof i ajle er derfor på ammoniumform med en lille andel let omsætteligt organisk kvælstof, der antages at have en plantetilgængelighed svarende til ammonium. Ammoniumindholdet i ajle antages at udgøre 90 % af total-N af lager.

I stalde med gyllekanaler bliver kvælstofforbindelserne i urinen omsat i stalden. Gylle indeholder tillige en del langsomt nedbrydelige organiske kvælstofforbindelser fra fæces. Derfor er dannelsen af ammonium langsom efter 14-21 dages lagring (Zhang & Day, 1996). Sørensen (1998) viste i laboratorieforsøg, at 10 % af det organiske kvælstof blev mineraliseret til ammonium indenfor de første 4 uger efter sammenblanding af ajle og fæces, og i løbet af 20 uger var 20 % af det organiske kvælstof mineraliseret. Til beregning af andelen af ammonium af total-N i gødning af lager antages konservativt, at henholdsvis 75, 60 og 65 % af N-indholdet i gylle fra svin, kvæg og fjerkræ udgøres af ammonium.

9.8.2. Fast staldgødning og dybstrøelse

Under lagringen af dybstrøelse sker der en betydelig omsætning af organisk kvælstof til uorganisk kvælstof (mineralisering). Hovedparten af det mineraliserede kvælstof tabes ved ammoniakfordampning og denitrifikation og en lille del udsiver med møddingssaften.

Målinger på forsøgsopstillinger har vist, at ammonium udgjorde 2-3 % af indholdet af total-N efter kompostering (Sommer, 2000; Sommer & Dahl, 1999). Ved målinger i dybstrøelse i forbindelse med gødskningsforsøg udført af Videncentret for Landbrug har ammonium udgjort ca. 30 % af total-N. Årsagen til forskellen i resultaterne fra disse to undersøgelser er ikke klarlagt. Det antages fremdeles, at ammonium udgør 25 % af N-indholdet i dybstrøelse af lager fra kvæg og svin.

I fast kvæg- og svinegødning er omsætningen af kvælstof mindre end i dybstrøelse. Mængden af ammonium udgør derfor ca. 30 % af total-N efter lagring (Petersen, 1996). Ammoniumindholdet i fast gødning af lager antages at udgøre 35 % for svin og 25 % for kvæg.

9.8.3. Fjerkræ, heste, får og pelsdyr

Der foreligger ikke veldokumenterede undersøgelser af kvælstofmineralisering ved lagring af husdyrgødning fra fjerkræ, heste, får og pelsdyr. Normerne er derfor uændret i forhold til Poulsen *et al.* (2001). For dybstrøelse fra heste og får skønnes ammonium at udgøre 25 % og fjerkræ 30 % af total-N. Tilsvarende antages det, at TAN i gylle og fast staldgødning fra pelsdyr udgør henholdsvis 70 % og 45 % af total-N. For fjerkræ antages TAN at udgøre 35 % af total-N for fast gødning og 65 % for gylle.

9.9. Udsivning af møddingssaft

Udsivning af møddingssaft reducerer den faste gødnings indhold af kvælstof. Dette går dog ikke tabt, idet møddingssaften skal opsamles og ledes til enten ajle- eller gyllebeholder. Mængden af møddingssaft afhænger blandt andet af nedbørsmængden, dvs. lagringsperiodens længde og nedbørsforhold.

Fra fast staldgødning udgør udsivningen af kvælstof som minimum 3 %, idet dette tab er målt fra et møddingshus, hvor gødningen ikke tilførtes regnvand. Fra en åben mødding er udsivningstabt målt til ca. 5 % af total-N (Iversen & Dorph-Petersen, 1948; Pedersen *et al.*, 1998a). Fra lagre af dybstrøelse udgør udsivning 1-3 % af total-N (Sommer, 2000; Petersen *et al.*; 1998a, Karlsson & Jeppson, 1995). Udsivningen af kvælstof fra dybstrøelse fastsættes derfor til ca. 2 % af total-N (tabel 9.5).

Mængden af fosfor (P) i møddingssaft var under 2,5 % af det oprindelige P-indhold i undersøgelserne af Iversen & Dorph-Petersen (1948) og Sommer (2000) med henholdsvis fast staldgødning og kompost. Udvaskningen af P er lav, fordi fosforforbindelser i gødning er tungt opløselige og derfor tilbageholdes i gødningen. Kaliumforbindelserne i kompost er letopløselige, hvilket resulterer i at 11-15 % af dybstrøelsens oprindelige indhold af kalium udvaskes under lagring (Sommer, 2000). Mellem 10 og 37 % blev udvasket fra fast staldgødning i undersøgelserne af Iversen & Dorph-Petersen (1948). Det antages derfor, at der under lagring udvaskes 20 % af kaliumindholdet i fast staldgødning fra kvæg og 15 % fra fast staldgødning fra svin (Tabel 9.6). Mængden af tørstof, der blev udvasket fra fast staldgødning, var ca. 3 % i undersøgelserne af Iversen & Dorph-Petersen (1948). Møddingssaften med dens indhold af N, P, K og tørstof overføres til gylletank eller ajlebeholder.

Tabel 9.5. Udsivning af kvælstof, fosfor og kalium fra fast staldgødning

	N	P	K	TS
	I pct. af indhold ab stald			
Fast gødning - kvæg	5	2,5	20	3
Fast gødning - svin	2	2,5	15	3

9.10. Tilførsel af regnvand til lagre samt produktion af møddingssaft

9.10.1. Gyllebeholdere

I åbne gyllebeholdere forøges gyllemængden med nettonedbøren (= årlig nedbør minus årlig fordampning), der falder i beholderen. Den årlige nettonedbør i Danmark er beregningsmæssigt 400 mm svarende til 0,4 m³ pr. m² gyllebeholder. For en 4 m høj gyllebeholder kan det derfor beregnes, at gyllebeholderen efter ét år indeholder 3,6 m³ gylle og 0,4 m³ regnvand pr. 4 m³ volumenenhed svarende til en specifik tilførsel af regnvand på 0,11 m³ vand pr. m³ gylle ab stald.

9.10.2. Overfladevand

Oftede ledes overfladevand fra befæstede arealer såsom ensilagepladser, vaskepladser og lignende til gylle- og ajlebeholdere. Det er især på kvægbrug, der sker opsamling af overfladevand fra befæstede arealer. Med en dansk middelnedbør på ca. 700 mm

pr. år (jf. DMI klimanormaler), kan der regnes med en tilledning på ca. 0,7 m³ pr. m² befæstet areal. Der er ikke indregnet overfladevand i normtallene.

9.10.3. Møddingssaft

Møddingssaft består af en blanding af væske, der siver ud fra gødningen, regnvand der er løbet ned af siden på gødningen og vand, der er faldet på den del af møddingspladsen, der ikke er dækket af gødning. Mængden af møddingssaft, der ledes fra lageret med fast staldgødning til gylle- eller ajlebeholder, afhænger af mængden af nedbør, fordamningen af vand, arealet af møddingspladsen samt mængden af lagret gødning. Baseret på erfaringstal regnes der med, at der udsiver 0,22 m³ møddingssaft pr. tons lagret staldgødning.

Der er ikke fundet litteratur, der kan dokumentere, om der i praksis sker udsivning af møddingssaft fra storskala dybstrøelsesstakke. Det antages derfor, at udsivning ikke finder sted fra dybstrøelse.

Tabel 9.6. Mængde af nedbør og møddingssaft, der tilledes gylle- og ajlebeholdere**

	Nedbør m ³ pr. tons gylle	Møddingssaft m ³ pr. tons
Gyllebeholder*	+ 0,11	0
Staldgødning	0	- 0,22
Ajlebeholder	0	+ 0,22
Dybstrøelse	0	- 0,22
Gyllebeholder	+ 0,11	+ 0,22
Dybstrøelse	0	0

* Der er ikke regnet med fast overdækning af gyllebeholdere. Hvis der er overdækning på gyllebeholderen, skal gyllemængden reduceres med 10 %, og koncentrationen af næringsstoffer og tørstof tilsvarende forøges med 10 %.

** Normerne inkluderer ikke tilledning af vand fra befæstede arealer til gylle- og ajlebeholdere. Såfremt der sker tilledning af vand fra befæstede arealer, bør denne tilledning inkluderes i de samlede beregninger.

9.11. Anvendte værdier til beregning af normtal

I tabel 9.8 er vist en oversigt over de værdier, der er anvendt til beregning af de aktuelle normtal for husdyrgødningens indhold af N, P, K og tørstof samt gødningsmængde ab lager.

Tabel 9.7. Oversigt over anvendte værdier til beregning af normalt ab lager (angivet som % eller m³/ton af ab stald værdierne)

	Ammoniaktab			Udsivning, % ab stald					NH ₄ ⁺ %	Regn, m ³ /tons gødning	Møddings- saft, m ³ /tons gødning	Direkte udbring- ning
	TAN, %	Total-N, %	Denitri- fikation, %	Tørstof- tab, %	N	P	K	Tørstof				
Svin												
gylle	2,5	-	0	5	-	-	-	-	75	+ 0,11	0	-
fast gødning	0	25	15	45	2	2,5	15	3	35	+ 0,11	- 0,22	-
ajle	2,2	-	0	0	-	-	-	-	90	0	+ 0,22	-
dybstrøelse	-	13	15	45	-	-	-	-	25	0	0	50*/25**
Kvæg												
gylle	3,4	-	0	5	-	-	-	-	60	+ 0,11	0	-
fast gødning	0	5	10	10	5	2,5	20	3	25	+ 0,11	- 0,22	-
ajle	2,2	-	0	0	-	-	-	-	90	0	+ 0,22	-
dybstrøelse	-	3	5	45	-	-	-	-	20	0	0	65
Fjerkræ												
gylle	-	2	0	5	-	-	-	-	65	+ 0,11	0	-
fast gødning	-	5	10	10	-	-	-	-	35	+ 0,11	0	-
dybstr.-høns	-	5	10	20	-	-	-	-	30	0	0	5
dybstr.-slagtefj.	-	8	10	20	-	-	-	-	30	0	0	15
dybstr.-kalkuner, ænder, gæs	-	8	10	20	-	-	-	-	30	0	0	-
Mink												
gylle	2,9	-	0	5	-	-	-	-	70	+0,11	0	-
dybstrøelse	-	8	10	20	-	-	-	-	20	0	0	15
Heste												
dybstrøelse	-	3	10	45	-	-	-	-	25	0	0	-
Får												
dybstrøelse	-	3	10	45	-	-	-	-	25	0	0	-

*søer/**slagtesvin

9.11. Referencer

- Amon B.; Amon T.; Boxberger J. & 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.
- 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.
- 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.
- Clemens, J.T.M., Weiland P., Amon, B. 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agric Ecosyst Environ* 112:171-177
- de Bode, M.J.C. 1991. Odour and ammonia volatilization from manure storage. I: Nielsen V.C., Voorburg J.H. og L'Hermite P. (Eds.): *Odour and ammonia volatilization from livestock farming*. Elsevier Applied Science London and New York. 59-66.
- DLG. 2005. Hexa Cover Abdecksystem für Güllebehälter - Emissionsminderung von Geruch und Ammoniak. DLG Prüfbericht 5451 F.
- Forshell, L.P. 1993. Composting of cattle and pig manure. *J. Vet. Med. B.* 40, 634-640.
- Guarino, A.; Fabbri, C.; Brambilla, M.; Valli, L. & Navarotto, P. 2006. Evaluation of simplified covering systems to reduce gaseous emissions from livestock manure storage. *T. Asae*. 49, 737-747.
- Hansen, F. 1941. Undersøgelser over mineralisering af kvælstofforbindelser i urin og ekskrementer. *Tidsskrift for Planteavl.*, 45, 401-419.
- Hansen, K. & Keller, P., 1991. Løsdriftstalder med dybstrøelse til malkekøer. Spørgeundersøgelse. *Orientering* nr. 75. Statens Jordbrugstekniske Forsøg. 42 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.; Hutchings, N.J. & Sørensen, P. 2008. Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakemission ved lagring og udbringning af husdyrgødning. DJF Husdyrbrug nr. 84, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet, 43 pp.
- Hüther, L.; Schuchardt, F. & T. Willke. 1997. Emissions of ammonia and greenhouse gases during storage and composting of animal manures. I: *Voermans J.A.M. and G.J.*

Monteny (eds.): *Ammonia and odour emissions from animal production facilities*. NVTL AB Rosmalen, The Netherlands, 327-333.

Iversen, K. & Dorph-Petersen 1948. Forsøg med staldgødningens opbevaring og anvendelse. *Tidsskrift for planteavl*, 52, 69-109.

Karlsson, S. 1996. Åtgärder för att minska ammoniakemissionerna vid lagring av stallgödsel. JTI-rapport 228. Jordbrukstekniska institutet Uppsala, Sverige. 55 pp.

Karlsson, S. & Jeppson K.-H. 1995. Djupströbbädd i stall och mellanlager. JTI-rapport 204. Jordbrukstekniska institutet Uppsala, Sverige. 120 pp.

LugtTek 2005. Testrapport - Virkning af Wintex flydebrikker på ammoniakafgasning fra gylleoverflade.

Maeda, T. & Matsuda, J. 1997. Ammonia volatilization from composting livestock manure. I: Voermans J.A.M. & G.J. Monteny (Eds.): *Ammonia and odour volatilization from animal production facilities*. Proceeding papers from Vinkeloord, The Netherlands. EurAgEng, NVTL, Rosmalen, The Netherlands, 145-153.

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. *T. Asae*. 46, 1421-1426.

Misselbrook T.H., Baldson 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, 373-375.

Møller, H.B.; Sommer, S.G. & Andersen B.H. 2000. Nitrogen mass balance in deep litter during pig fattening cycle and composting. *J. Agric. Sci. Camb.* 135(3), 287-296.

Osada, T.; Sommer, S.G.; Dahl, P. & Rom, H.B. 2001. Gaseous Emission and Changes in Nutrient Composition During Deep Litter Composting. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science*, 51(3), 137-142.

Petersen, S.O.; Dorno, N., Lindholst, S., Feilberg, A., Eriksen, J 2013. Emissions of CH₄, N₂O, NH₃ and odorants from pig slurry during winter and summer storage. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 95:103-113.

Petersen, S.O.; Lind A.-M. & Sommer S.G. 1998a. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *J. Agric. Sci. Camb.* 130, 69-79.

Petersen, S.O.; Sommer, S.G.; Aaes, O. & Søegaard, K. 1998b. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: Effect of N intake. *Atmos. Environ.* 32, 295-300.

Poulsen, H.D. Børsting, C.F., Rom, H.B. & Sommer, S.G. 2001. Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning - normtal 2000. DJF rapport nr. 36 Husdyr. Danmarks JordbrugsForskning, 152 pp.

Rogstrand, G.M. Rodhe, L. 2004. Evaluation of three approaches to decrease ammonia emission from solid manure storage facilities. I: (M. Pilar et al., Eds.): *Sustainable organic waste management for environmental protection and food safety*. Proceedings of the 11th International Ramiran Conference, 6-9 October 2004, Murcia, Spain, (vol. 1), 257-260.

Sagoo, E.; Williams, J.R.; Chambers, B.J.; Boyles, L.; Matthews, R. & Chadwick, D.R. 2004. Integrated management practices to minimize losses and maximise crop nitrogen value of broiler litter. I: (M. Pilar Bernal, Eds.): *Sustainable organic waste management for environmental protection and food safety*. Proceedings of the 11th International Ramiran Conference, 6-9 October 2004, Murcia, Spain, (vol. 1), 249-252.

Sommer, S.G. 1997. Ammonia volatilization from farm tanks containing anaerobically digested animal slurry. *Atmos. Environ.* 31, 863-868.

Sommer, S.G. 2000. 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. & Schjørring J.K. 1993. Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover. *J. Agric. Sci.* 121, 63-71.

Sommer, S.G. & Dahl, P. 1999. Emission of ammonia, nitrous oxide, methane and carbon dioxide during composting of deep litter. *J. Agr. Eng.* 74, 145-153.

∞ Sommer, S.G.; Petersen, S.O. & Søgaard H T. 2000. Greenhouse Gas Emission from Stored Livestock Slurry, *J. Environ. Qual.* 3, 744-751.

Sørensen, P. 1998. Effects of storage time and straw content of cattle slurry on the mineralization of nitrogen and carbon in soil. *Biol. Fertil. Soils* 27, 85-91.

Udredningsrapport 2006. Udredningsrapport for teknologier - med særligt henblik på miljøeffektive teknologier til husdyrproduktionen. Miljø- og Planlægningsudvalget MPU alm. del - Bilag 427. Offentligt.
<http://www.ft.dk/samling/20051/almdel/MPU/Bilag/427/286553.PDF>

VanderZaag, A.C.; Gordon, R.J.; Gloass, V.M. & Jamison, R.C. 2008. Floating covers to reduce gas emissions from liquid manure storages: A review. *Applied Engineering in Agriculture.* 24(5): 657-671.

Formateret: Dansk

- VanderZaag, A.C.; Gordon, R.J.; Jamison, R.C.; Burton, D.L. & Stratton, G.W. 2009. Gas emissions from straw covered liquid dairy manure during summer storage and autumn agitation. T. ASABE. 52(2): 599-608.
- 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, 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. T. Asae 42, 1095-1101.
- Zhang, R.H. & Day, D.L. 1996. Anaerobic decomposition of swine manure and ammonia generation in a deep pit. T. ASAE, 39, 1811-1815.