



Emission av ammoniak, lustgas och metan från gödselbäddar i stall för nötkreatur och grisar – litteraturgenomgång

Emission of ammonia and greenhouse gases from deep litter houses for cattle and pigs – a review

Knut-Håkan Jeppsson

Lantbrukets byggnadsteknik

Department of Rural Buildings, SLU Alnarp

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap

Rapport 2009:3

ISSN 1654-5427

ISBN 978-91-86197-11-7

Alnarp 2009



LANDSKAP TRÄDGÅRD JORDBRUK

Rapportserie

Emission av ammoniak, lustgas och metan från gödselbäddar i stall för nötkreatur och grisar – litteraturgenomgång

Emission of ammonia and greenhouse gases from deep litter houses for cattle and pigs – a review

Knut-Håkan Jeppsson

Lantbrukets byggnadsteknik

Department of Rural Buildings, SLU Alnarp

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap

Rapport 2009:3

ISSN 1654-5427

ISBN 978-91-86197-11-7

Alnarp 2009

FÖRORD

Djupströbäddsystemet är en djurvänlig och flexibel inhysning som framförallt används för rekryteringsdjur i mjölkproduktionen samt i nötköttproduktionen. Enligt SCB (2007) ökar andelen djupströgödsel av den totala mängden gödsel. Eftersom både förlusterna från stall och från lager beräknas vara större än från andra gödselhanteringssystem medför detta en ökning av ammoniakutsläppen. Beräkningarna bygger på emissionsfaktorer där kväveförlusterna via ammoniak i stall är 20% från djupströbäddar för nötkreatur och 25% från djupströbäddar för grisar (STANK, 2004). Även rådgivare och myndigheter använder ovanstående emissionsfaktorer. Det finns emellertid internationella undersökningar som visar att kväveförlusterna via ammoniak i nötkreaturstallar med djupströbädd är betydligt lägre. Från djupströbäddar kan emellertid kväve även avges som lustgas, kväveoxid och kvävgas. Det är av stor vikt, för den fortsatta utvecklingen av djupströbäddsystemet att det finns tillförlitliga resultat på ammoniakförlusterna från stallet.

Förutom emissionen av ammoniak är det viktigt för framtiden att utforska emissionen av växthusgaser från animalieproduktionen. Att lagra gödsel tillsammans med strömedel i djupströbäddar inne i stallet ger förmodligen högre utsläpp av både metan och lustgas jämfört med andra gödselhanteringssystem i Sverige. I framtiden kommer produktionssystem att värderas utifrån en helhetsbedömning av hur de påverkar miljön.

Denna rapport är en litteraturgenomgång kring utsläpp av ammoniak och växthusgaser från gödselbäddar för nötkreatur och grisar med begränsning till emissioner från stall. Eftersom litteratursökningen inte resulterade i litteratur kring emissioner från gödselbäddar för får och häst utgick den delen av sammanställningen.

Litteratursökningen har utförts via databasen CAB Abstract. Databasen är en av de största inom lantbruksområdet och täcker publikationer på fler än 40 språk och från mer än 140 länder. Sammanfattningarna i databasen kommer från vetenskapliga artiklar, böcker, konferensartiklar samt rapporter. Dessutom har sökmotorn Google använts för att finna fram forsknings-, rådgivnings- samt myndighetsinformation från olika länder och universitet via webben. Personliga kontakter har tagits med forskare i England, Holland, Tyskland och Österrike för att ta del av material som inte publicerats internationellt. Sammanställningen har utförts av Knut-Håkan Jeppsson och finansierats av Stiftelsen Lantbruksforskning.

Alnarp i mars 2009

Gösta Gustafsson

Statsagronom

Lantbrukets Byggnadsteknik

LTJ-fakulteten

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING	7
SUMMARY	8
1 INLEDNING	9
1.1 Ammoniakemission i Sverige	9
1.2 Emission av växthusgaser	9
1.3 Syftet med litteraturgenomgången	10
2 INHYSNINGSSYSTEM MED GÖDSELBÄDDAR	11
3 ORGANISK NEDBRYTNING I GÖDSELBÄDDAR	12
4 FAKTORER SOM PÅVERKAR EMISSION AV AMMONIAK, LUSTGAS OCH METAN	14
4.1 Ammoniak	14
4.1.1 Mängd kväve i gödseln	14
4.1.2 Gödseltemperatur	15
4.1.3 Enzymaktivitet	15
4.1.4 pH i gödseln	15
4.1.5 Adsorbering av ammoniak och ammonium	16
4.1.6 Syre- och vatteninnehåll i gödseln	16
4.1.7 C/N-kvot i gödseln	17
4.1.8 Gödselbemängd area	17
4.1.9 Exponeringstid	18
4.1.10 Luftens temperatur	18
4.1.11 Luftflöde	18
4.1.12 Lufthastighet	18
4.1.13 Luftrörelser i stallet	19
4.2 Lustgas	19
4.3 Metan	19
5 EMISSION AV AMMONIAK, LUSTGAS OCH METAN FRÅN GÖDSELBÄDDAR FÖR NÖTKREATUR	20
5.1 Mjölkkor och dikor på djupströbädd	20
5.2 Ungnöt på djupströbädd	21
5.3 Nötkreatur på glidande ströbädd	23
6 EMISSION AV AMMONIAK, LUSTGAS OCH METAN FRÅN GÖDSELBÄDDAR FÖR GRISAR	25
6.1 Slaktgrisar på djupströbädd	25
6.2 Tillväxtgrisar på djupströbädd	28
6.3 Suggor på djupströbädd	29
6.4 Grisar på glidande ströbädd	29

7 DISKUSSION	32
7.1 Undersökningarnas relevans för svenska förhållanden	32
7.2 Inverkan av mätmetod på resultatens tillförlitlighet	33
7.3 Emission av ammoniak, lustgas och metangas	34
7.4 Kväveförluster	35
7.4.1 Gödelbäddar för nötkreatur	36
7.4.2 Gödselbäddar för grisar	38
7.5 Utsläpp av växthusgaser från gödselbäddar	40
7.6 Jämförande undersökningar med andra inhysningssystem	42
8 SLUTSATSER	43
9 REFERENSER	44

SAMMANFATTNING

Det är av stor vikt för den fortsatta utvecklingen av gödselbäddsystem att det finns tillförlitliga värden på kväveförlusterna från stallet. Ett tillförlitligt värde på kväveförlusterna ger noggrannare växtnäringsbalanser på gårdsnivå samt ett korrekt beslutsunderlag vid val av inhysningssystem. Tillförlitliga värden på ammoniakemissionen ger noggrannare beräkning av ammoniakutsläppen på nationell nivå. Idag bygger beräkningarna på emissionsfaktorer där kväveförlusterna via ammoniak är 20% från djupströbäddar för nötkreatur och 25% från djupströbäddar för grisar. Från gödselbäddar kan emellertid kväve även avges som lustgas, kväveoxid och kvävgas. Förutom emissionen av ammoniak är det viktigt för framtiden att utforska emissionen av växthusgaser från animalieproduktionen. Vid värdering av inhysningssystem angående ammoniakemission måste även emissionen av växthusgaser beaktas. Denna litteraturgenomgång beskriver internationell forskning kring emission av ammoniak och växthusgaser från system med gödselbädd för nötkreatur och grisar med begränsning till emissioner från stall.

Litteratursökningen resulterade i 10 st undersökningar redovisade i den vetenskapliga litteraturen om ammoniakemission från gödselbäddar för nötkreatur samt 13 st från gödselbäddar för grisar. Förutsättningarna och skötselrutinerna varierar mellan undersökningarna och är i en del fall mycket olika förhållandena i Sverige. Litteratursökningen fann inga undersökningar redovisade i den vetenskapliga litteraturen angående emission av ammoniak, lustgas och metangas från gödselbäddar för får och häst.

Kväveförlusten via ammoniakemission uppskattas till mellan 4 – 10% för djupströbädd för nötkreatur. Lustgasemissionen kan öka kväveförlusterna med ca 1%. Det finns inga uppgifter på kväveförluster via emission av kväveoxid och kvävgas. Litteraturgenomgången indikerar alltså att 20% kväveförluster via ammoniak från djupströbäddar för nötkreatur är för högt. Fler undersökningar med förutsättningar samt skötselrutiner liknande de svenska krävs för att öka säkerheten på kväveförlusterna från djupströbäddar för nötkreatur under svenska förhållanden.

Ammoniakemissionen från djupströbäddar av halm för slaktgrisar uppskattas ge kväveförluster mellan 20 – 30%. Dessutom kan kväveförlusterna i form av lustgasemission vara mellan 0 – 4%. För tillväxtgrisar på djupströbädd av halm är motsvarande kväveförluster 5 – 12% via ammoniakemission samt 0 – 4% via lustgasemission. Kvävebalansberäkningar indikerar dessutom att stora mängder kväve kan emitteras som kvävgas. Kväveförluster från djupströbäddar med ätbås för sinsugor enligt svenskt system behöver utforskas eftersom ingen undersökning med motsvarande system finns i litteraturen. Även undersökningar kring kväveförluster från digivande sugor samt tillväxtgrisar liknande svenskt system bör genomföras.

Emissionen av lustgas och metangas är förmodligen större från inhysningssystem med gödselbädd än från system med flytgödsel och daglig utgödsling. Emissionerna visar en stor variation beroende på förhållandena i bädden. Fler undersökningar krävs för att emissionsfaktorerna för lustgas och metan från gödselbäddar skall vara tillförlitliga.

SUMMARY

For the development of housing systems with deep litter it is important that the emission factor for nitrogen from the building is as accurate as possible. The emission factor is important calculating nutrient balances at farm level, calculating the national emission of ammonia and when deciding which housing system the farm should build. Furthermore, it is important in the future to evaluate the greenhouse gas emission from different housing systems. This review describes the international “state of the art” concerning emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from animal buildings with deep litter and straw-flow system.

In the scientific literature there are 10 investigations published dealing with deep litter or straw-flow system for cattle and 13 for pigs. The conditions during the investigations and the management are in some cases quite different from the ones in Sweden. No investigations dealing with emissions of ammonia, nitrous oxide or methane from deep litter or straw-flow system for sheep and horses has been found.

According to the results referred to in the review, the nitrogen loss from ammonia emission, $\text{NH}_3\text{-N}$, is between 4 – 10% of the nitrogen content in the manure behind tale in systems with deep litter for cattle. In addition, the nitrogen content in the emission of nitrous oxide could increase the loss with about 1%. Hence, the results indicate that the Swedish emission factor for ammonia emission from deep litter system for cattle, 20%, is too high. However, the number of investigations is low and to increase the accuracy of the emission factor additional investigation have to be carried out with conditions and management similar to the ones in Sweden.

The nitrogen loss from deep litter system for fattening pigs, due to ammonia emission, is between 20 – 30% according to the referred results. The nitrogen loss from nitrous oxide could add between 0 – 4%. For weaned pigs on deep litter the nitrogen loss due to ammonia emission is between 5 – 12% adding 0 – 4% due to nitrous emission. Furthermore, nitrogen balances indicate a possible large nitrogen loss due to emission of nitrogen gas. Nitrogen loss from the common Swedish deep litter system for dry sows with individual eating places needs to be investigated since no such investigation are reported in the literature. Additional investigations are needed to increase the accuracy of nitrogen loss from deep litter system for sows with piglets and weaned pigs.

The emission of nitrous oxide and methane seems to be higher from systems with deep litter or straw-flow than from liquid manure systems. The greenhouse gases from deep litter show a large variation probably due to different conditions in the litter. Additional investigations are needed to increase the accuracy of emission factors for nitrous oxide and methane from deep litter and straw-flow systems.

To carry out reliable investigations concerning emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from animal buildings it requires; (1) continuous measurements of ventilation rate and gas concentrations, (2) measurements that gives results of the daily and yearly variations, (3) measurement methods with high accuracy. In addition, to investigate the percent nitrogen loss from the animal building the nitrogen content in the manure behind tale must be determined.

1 INLEDNING

Under början av 1980-talet började miljöproblemen med ammoniak att uppmärksammas. I områden med stora utsläpp, exempelvis i delar av Holland och Tyskland, observerades att vegetationen fick akuta skador orsakade av ammoniak. Idag är kunskapen om ammoniaks miljöeffekter mycket bättre. Utsläpp av ammoniak kan orsaka akuta toxiska skador i närområdet och bidrar till övergödning och försurning av känsliga ekosystem via långväga transport i atmosfären (Fangmeier *m.fl.*, 1994). Ammoniakavgången från jordbruket är förutom en belastning för den yttre miljön även en förlust av kväve från gårdens växtnärbalans.

Den globala uppvärmningen är idag ett av de största miljöproblemen. Medeltemperaturen vid markytan har ökat med 0,74 °C de senaste 100 åren. Med mycket stor sannolikhet är ökningen orsakad av människans utsläpp av växthusgaser. Om utvecklingen fortsätter utan åtgärder kan den globala temperaturen vid markytan öka med 4 °C de kommande 100 åren (Naturvårdsverket, 2007). Ungefär 13% av växthusgaserna kommer från jordbruket som är den största källan till utsläpp av lustgas (dikväveoxid) och metan (Naturvårdsverket, 2008).

1.1 Ammoniakemission i Sverige

I Sverige beräknas ammoniakemissionen för år 2005 till sammanlagt ca 52400 ton. Jordbrukssektorn svarar för 88% av ammoniakutsläppen. Resten kommer framförallt från transporter och industri. Ammoniakutsläppen från jordbrukssektorn har minskat med 18% sedan 1995 medan utsläppen från transporter och industri har ökat med 30%. Minskningen inom jordbrukssektorn beror framförallt på att antalet nötkreatur och fjäderfän har minskat men beror även på omställning från fastgödsel- till flytgödselhantering samt lägre lagrings och spridningsförluster. Enligt statistiken ökar emellertid andelen djupströgödsel. Denna ökning gör att minskningen i ammoniakutsläpp motverkas eftersom både stall- och lagringsförlusterna från djupströbäddsystemet är högre än från övriga gödselhanteringssystem. Ungefär 30% av kväveinnehållet i gödseln avgår som ammoniak (SCB, 2007).

1.2 Emission av växthusgaser

Utsläppen av växthusgaser i Sverige beräknades till 65,7 miljoner ton år 2006 uttryckt som koldioxidekvivalenter. Sedan 1990 har jordbrukets utsläpp av växthusgaser reducerats med 10% framförallt på grund av minskad djurhållning och minskad användning av stallgödsel och konstgödsel (Naturvårdsverket, 2008).

Miljömålet för "Minskad klimatpåverkan" är att medeltalet av emissioner av växthusgaser i Sverige under perioden 2008-2012 skall vara minst 4% lägre än emissionerna 1990. År 2050 bör utsläppen i Sverige vara lägre än 4,5 ton

koldioxidekvivalenter per invånare och år, för att därefter minska ytterligare. Idag är utsläppen drygt 7 ton koldioxidekvivalenter per invånare och år (Miljömål, 2008).

Naturvårdsverkets beräkningar på jordbrukets utsläpp av växthusgaser, visar att 33% är metan från djuren (90% från nötkreatur), 4 % är metan från gödselhantering, 56 % är lustgas från växtodling och 7 % är lustgas från gödselhantering. Utsläppen av metan från gödselhantering ökar på grund av övergång från fastgödselhantering till flytgödselhantering samt ökning av djupströbäddar för köttdjur (SJV, 2004).

Hur gödseln hanteras påverkar utsläppen från stallet. System där gödseln hanteras i flytande konsistens avger mer metangas och mindre lustgas än system där gödseln hanteras i fast form tillsammans med strömedel. Att lagra gödsel tillsammans med strömedel i gödselbäddar inne i stallet ger förmodligen högre utsläpp av både metan och lustgas.

1.3 Syftet med litteraturgenomgången

Det är av stor vikt för den fortsatta utvecklingen av gödselbäddsystem att det finns tillförlitliga värden på kväveförlusterna från stallet. Ett tillförlitligt värde på kväveförlusterna ger noggrannare växtnäringsbalanser på gårdsnivå samt ett korrekt beslutsunderlag vid val av inhysningssystem. Tillförlitliga värden på ammoniakemissionerna ger noggrannare beräkning av ammoniakutsläppen på nationell nivå. Idag bygger beräkningarna på emissionsfaktorer där kväveförlusterna via ammoniak är 20% från djupströbäddar för nötkreatur och 25% från djupströbäddar för grisar.

Förutom emissionen av ammoniak är det viktigt för framtiden att utforska emissionen av växthusgaser från animalieproduktionen. Vid värdering av inhysningssystem angående ammoniakemission måste även produktionen av växthusgaser beaktas. I framtiden kommer produktionssystem att värderas utifrån en helhetsbedömning av hur de påverkar miljön.

Denna litteraturgenomgång beskriver internationell forskning kring emission av ammoniak och växthusgaser från gödselbäddsystem för nötkreatur och grisar med begränsning till emissioner från stall. Eftersom litteratursökningen inte resulterade i någon vetenskaplig litteratur kring emissioner från gödselbäddar för får och häst utgick den delen av sammanställningen.

2 INHYSNINGSSYSTEM MED GÖDSELBÄDDAR

Inhysning på gödselbädd är ett system där djuren rör sig fritt och gödslar på en strödd yta. Gödselbädden består alltså av organiskt material i form av träck och urin från djuren samt strömedel och foderspill. Strömedlet är i de flesta fall halm, men även torv, flis, kutterspån och sågspån används. Strömedel tillförs i tillräcklig mängd för att träck och urin skall absorberas i strömedlet. Gödselbäddar kan delas upp i tre undergrupper; djupströbäddar, ströbäddar och glidande ströbäddar. Enligt Bengtsson & Sällvik (1994) gödslas djupströbäddar ut med längre intervall än tre månader och ströbäddar gödslas ut oftare än var tredje månad. Glidande ströbädd är en ströbädd på ett golv som lutar 4-10% mot en gödselgång som gödslas ut dagligen.

För nötkreatur kombineras ofta gödselbäddar med en gödselgång längs foderbordet. För grisar kombineras ofta gödselbäddar med ätbås, ät och aktivitetsytor eller gödselgångar. Gödselgångarna kan antingen vara av helt golv eller av spaltgolv. Boxar där hela ytan är en gödselbädd förekommer för både nötkreatur och grisar. För får och hästar är detta det mest förekommande inhysningssystemet i Sverige.

I inhysningssystem med djupströbädd är golvnivån under bädden ofta nedsänkt för att bädden skall få plats att växa. En djupströbädd med gödselgång för mjölkkor växer 8-10 mm per dag och för ungnöt 4-6 mm per dag (Bengtsson & Sällvik, 1994). Under en inhysningsperiod kan en djupströbädd för mjölkkor bli ca 1.8 m höga. En djupströbädd för sinsuggor växer mellan 2 – 4 mm per dag (Bengtsson & Sällvik, 1994) och kan bli ca 0,6 m hög.

Det absolut vanligaste strömedlet är halm. Mängden halm som används till en djupströbädd för mjölkkor med gödselgång är 7 – 9 kg per djur och dag. För ungnöt används 4-6 kg per djur och dag (Bengtsson och Sällvik, 1994). Med glidande ströbädd går det åt knappt 3 kg till dikor och 1-2 kg till ungnöt (SJV, 1995). Mängden halm som används till sinsuggor är 1,3 – 3,5 kg per sugga och dag (Bengtsson och Sällvik, 1994) och för slaktgrisar 0,5 – 1,5 kg per gris och dag (SJV, 1993). För slaktgrisar på glidande ströbädd går det åt ca 0,2 kg per gris och dag (Olsson *m.fl.*, 2007).

I början av 1990-talet blev det populärt med djupströbäddar av sågspån till slaktgrisar. Dessa bäddar byggdes upp med ett tjockt lager av sågspån (0,5 – 0,7 m) innan insättning av grisarna. Bäddarna behandlades regelbundet genom att fördela gödseln över ytan och blanda om ytskiktet. Vid behov tillfördes nytt sågspån. I en del länder genomfördes flera uppfödningssomgångar på samma bädd för att minska kostnaden för strömedlet.

Flis eller kutterspån används även till nötkreatur i områden med liten tillgång på halm. Dessa bäddar kräver mekanisk bearbetning av ytskiktet för att blanda ned gödseln i bädden. Kombinationer av halm och spån förekommer också.

Torv används tillsammans med andra strömedel i djupströbäddar. Genom att torv har förmågan att adsorbera 4 ggr mer ammoniak/ammonium än halm och träspån samt har ett lågt pH så minskar ammoniakemissionen från djupströbäddar som innehåller torv.

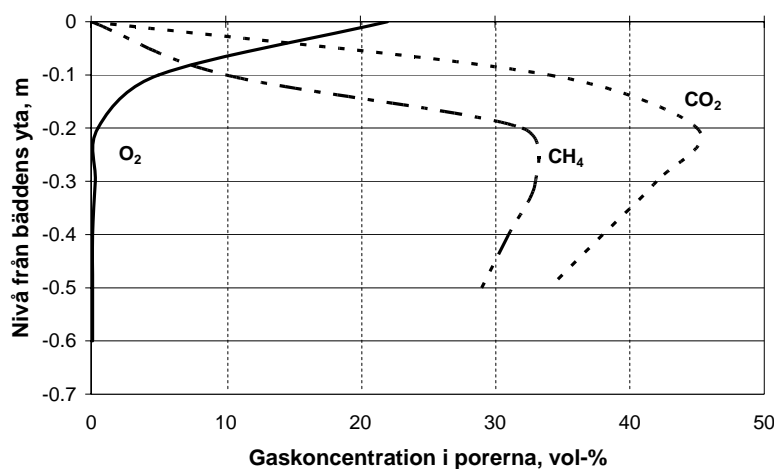
3 ORGANISK NEDBRYTNING I GÖDSELBÄDDAR

Den organiska nedbrytningen i en djupströbbädd är mycket komplicerad och varierar både i tid och rum. Syregradienter finns i bädden, dels minskar syreinnehållet med djupet (se figur 1) och dels minskar syreinnehållet i närheten av ett gödselaggregat eller ett område med mycket gödsel. Aeroba processer är koncentrerade nära ytan och runt gödselaggregaten. Anaeroba processer är koncentrerade till djupare liggande lager i bädden och inuti gödselaggregaten.

Det som avgör om omsättningen i en djupströbbädd är övervägande aerob eller anaerob är hur mycket strömedel som används i förhållande till mängden träck och urin som hamnar i bädden. Om strömängden är riklig suger denna effektivt upp urin och träck och därmed blir bädden luftig och den aeroba omsättningen kan ske snabbt. Anaerob miljö skapas lätt om strömängden är sparsam. Detta leder till att bädden blir packad och får hög vattenhalt samt att de små luftkanalerna täpps igen.

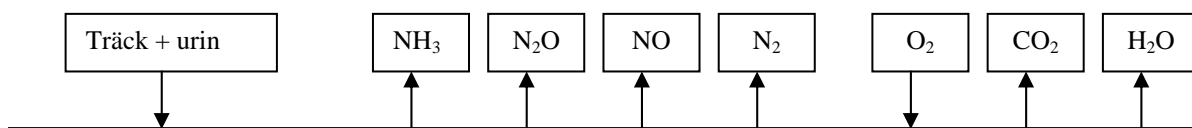
Aerob nedbrytning av organiskt material utförs av mikroorganismer och markdjur. Om ett koncentrerat organiskt material förorsakar en värmebildning med temperaturhöjning som följd, kan processen kallas kompostering. Kompostering är den grundläggande processen i djupströbbäddar. Vid anaerob nedbrytning hämmas kolhydratnedbrytningen i det organiska materialet och ingen mullbildning sker. Anaerob nedbrytning är en förruttnelseprocess som bildar bl.a. organiska syror, fettsyror, svavelväte och metangas (CH_4).

Djupströbbäddar kan avge ett flertal olika kvävgaser vilka påverkar vår omgivning. Avdunstningen av ammoniak (NH_3) från animalieproduktionen är det problem som främst har uppmärksammats under de senaste åren. Vid aerob nedbrytning förloras mycket kväve i form av ammoniak. Under aeroba förhållanden bildas också nitrat genom nitrifikation av ammonium. Om det därefter blir anaeroba förhållanden omändras nitraten genom denitrifikation och kväveoxid (NO), lustgas (N_2O) samt ren kvävgas (N_2) kan bildas. Förutom vid denitrifikation kan lustgas även bildas vid nitrifikation i områden med brist på syre. Vid enbart anaerob nedbrytning är ammoniakförlusterna små. Figur 2 beskriver kvävetns omsättning i en djupströbbädd.

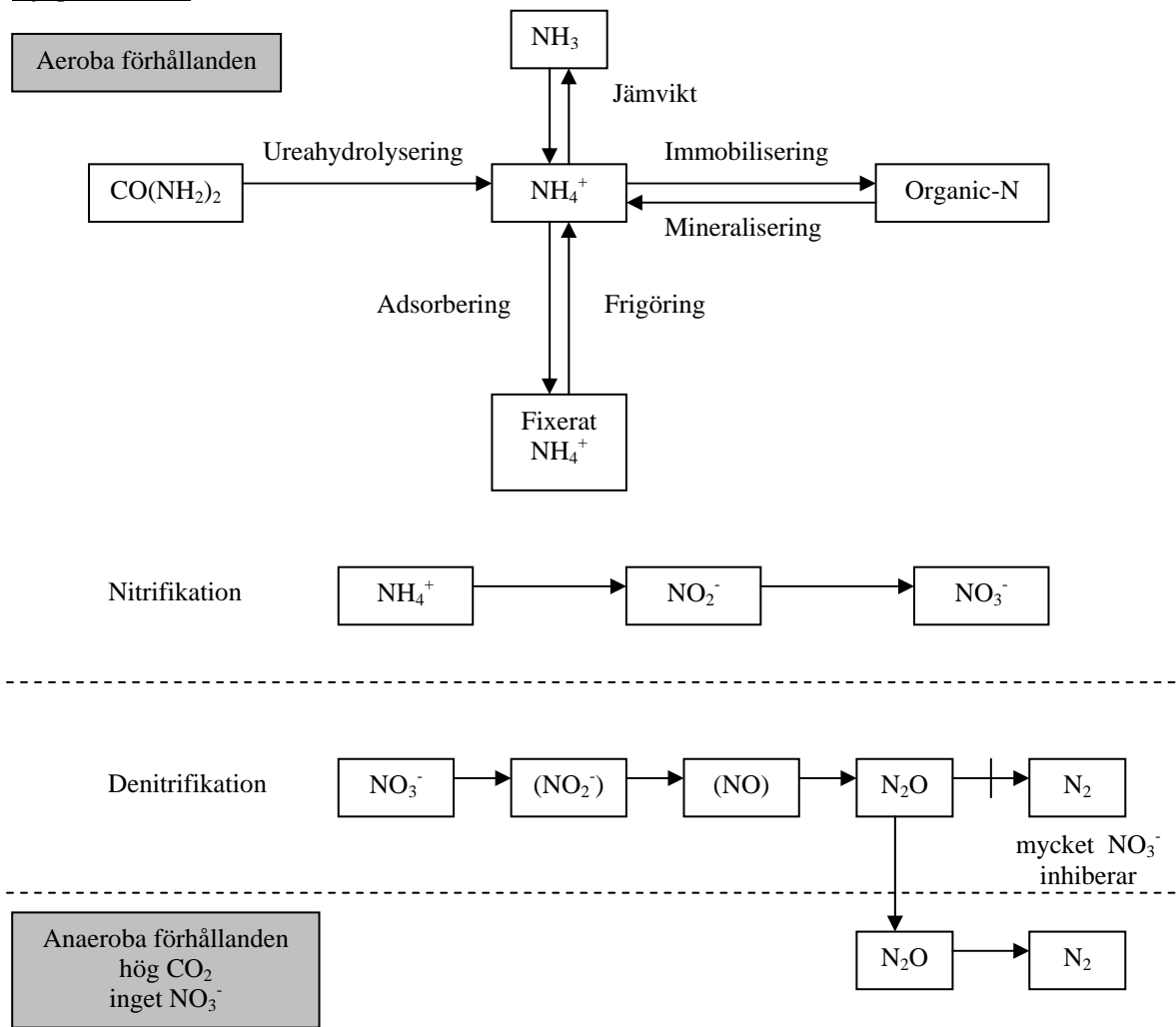


Figur 1. Koncentration av syre, koldioxid och metan i en djupströbbädd (Henriksen *m.fl.*, 2000).

Stallluft



Djupströbädd



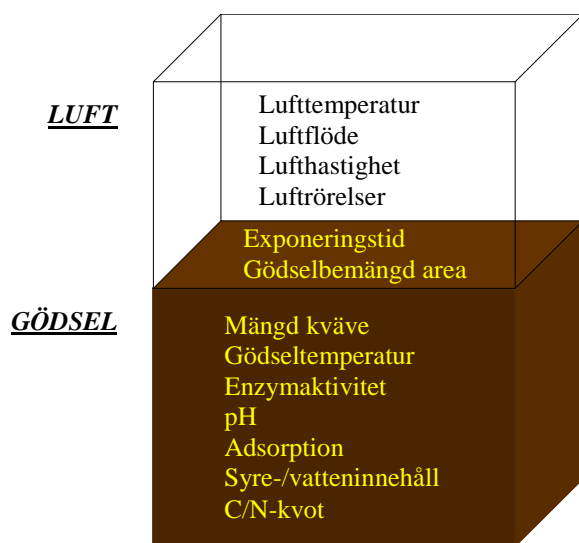
Figur 2. Schematisk bild över kvävet omsättning i djupströbäddar (efter van Faassen, 1992; Schuchardt, 1990).

4 FAKTORER SOM PÅVERKAR EMISSION AV AMMONIAK, LUSTGAS OCH METAN

Det finns ett flertal faktorer som påverkar emissionen av ammoniak, lustgas och metan från gödselbäddar. Olika förutsättningar under försök och mätningar gör att det kan bli stor variation i resultaten mellan olika undersökningar.

4.1 Ammoniak

Ammoniakemission från gödsel är en komplex process där ett stort antal faktorer inverkar. De faktorer som påverkar ammoniakavgivning från djurstallar är mängd kväve i gödseln, gödseltemperatur, enzymaktivitet, pH i gödseln, strömedlens adsorptionsförmåga, syre- och vatteninnehåll i gödseln, C/N-kvot i gödseln, gödselbemängd area, exponeringstid, lufttemperatur, luftflöde, lufthastighet samt luftrörelser över gödseln (figur 3).



Figur 3. Faktorer som påverkar ammoniakavgivning från gödsel.

4.1.1 Mängd kväve i gödseln

Ammoniakemissionen från gödseln minskar om kväveinnehållet sänks (Elzing & Monteny, 1997). Förhållandet är linjärt vilket innebär att samma sänkning av kväveinnehållet ger samma minskning av ammoniakemissionen oavsett vilket kväveinnehåll gödseln har. Kväveinnehållet i gödseln kan sänkas genom att ändra på fodersammansättningen samt ändra förhållandet mellan urin och träck. Phillippe *m.fl.* (2006) har för slaktgrisar på djupströbädd av halm visat att en sänkning av proteinhalten i fodret med 1 procentenhet minskar mängden kväve i färsk träck och urin med 8% samt

ammoniakemissionen från djupströbädden minskar med 8%. Normalt förhållande mellan träck och urin i flytgödsel från nötkreatur är 2,2-3,0:1 och för gris 0,6-0,8:1 (Steineck *m.fl.*, 1991).

4.1.2 Gödseltemperatur

Gödselns temperatur påverkar ammoniakavgivningen på många sätt. Adsorberad ammoniak frigörs snabbare vid högre temperatur (Voorburg & Kroodsma, 1992). Högre gödseltemperatur innebär högre ureasaktivitet (Schulte, 1997). Den kemiska jämvikten mellan ammoniak och ammonium förskjuts mot ammoniak vid högre temperatur (Srinath & Loehr, 1974; Voorburg & Kroodsma, 1992). Högre gödseltemperatur innebär att andelen ammoniak i gödseln som är i gasform ökar (Hashimoto & Ludington, 1971). Gödseltemperaturen påverkar också massöverföringen från gödselytan till omgivande luft (Haslam *m.fl.*, 1924). Flera forskare har visat att förhållandet mellan gödseltemperatur och ammoniakavgivning är exponentiellt (Svensson, 1993; Hartung *m.fl.*, 1994; Andersson, 1995a). Att förhållandet är exponentiellt innebär att ju högre gödseltemperaturen är desto större effekt har en sänkning av temperaturen.

4.1.3 Enzymaktivitet

En större del av ammoniakavgivningen i djurstallar kommer från urinen (Aarnink *m.fl.*, 1993). Direkt när urin kommer i kontakt med träck (vilken innehåller mikroorganismer som producerar ureas) så påbörjas hydrolysen av urinämne till ammoniak. Även för djupströbäddar har omsättningen av urin stor betydelse för ammoniakemissionen. Gronstein *m.fl.* (2007) har visat att en integrering av antalet urineringar på djupströbädden kan användas för att beräkna ammoniakemissionen från djupströbäddssystem för gruppållna suggor.

4.1.4 pH i gödseln

Gödselns pH påverkar ammoniakemissionen i både aeroba (Dewes, 1996) och anaeroba miljöer (Muck & Steenhuis, 1982; Molloy & Tunney, 1983). Ammoniakavgivningen ökar kraftigt inom pH-intervall 4 – 11 (Srinath & Loehr, 1974; Dewes, 1996). Molloy & Tunney (1983) anger att ammoniakavgivningen från svinggödsel stannar vid pH 5 och från nötgödsel vid pH 4. Normalvärden för urin är pH 8-9 vilket är högre än för flytgödsel med ca pH 7. I kletgödsel kan pH vara 7-9 och i fastgödsel och djupströgödsel 8-9 (Steineck *m.fl.*, 1991).

4.1.5 Adsorbering av ammoniak och ammonium

Strömedlens adsorbtionsförmåga beror av deras förmåga att kemiskt binda ammoniak och ammonium. Tillsats av torv (vitmossetorv) och lermineraller (zeolite) påverkar ammoniakavgivningen (Kemppainen, 1987; Witter & Kirchmann, 1989; Airolti *m.fl.*, 1993; Krieger *m.fl.*, 1993). Torv (*Sphagnum fuscum*) absorberar 4 ggr mer ammoniak/ammonium jämfört med halm och träspån (Kemppainen, 1987). Adsorbtionskapaciteten är 23,4 mg NH₃-N/g TS (Witter & Kirchmann, 1989). Zeolit har reducerat ammoniakavgivning både som tillsats i gödsel och som filter i luftström (Bernal *m.fl.*, 1993; Airolti *m.fl.*, 1993; Witter & Kirchmann, 1989). Zeolit binder framförallt ammonium och har en adsorbtionskapacitet på 18 mg NH₄-N/g TS (Witter & Kirchmann, 1989). Tabell 1 visar olika strömedels adsorberande förmåga vid 70% vattenhalt.

Ammoniakemissionen från djupströbäddar reduceras vid tillsättning av torv. Undersökningar har visat att 60% torv och 40% hackad halm i en djupströbädd för ungtjurar minskar ammoniakemissionen med ca 50% jämfört med en bädd med enbart långhalm (Jeppsson, 1999). Torv i djupströbädd för slaktgris (60% torv och 40% hackad halm) reducerade ammoniakemissionen med 35 % jämfört med en bädd av långhalm (Jeppsson, 1998).

Tabell 1. Strömedels förmåga att adsorbera ammoniak/ammonium vid 70% vattenhalt (efter Kemppainen, 1987)

Strömedel	Adsorberad ammoniak/ammonium i % av ts strömedel vid 70% vattenhalt
Havrehalm, hel	0,50
Havrehalm, hackad	0,66
Kornhalm, hel	0,82
Kornhalm, hackad	0,84
Kutterspån	0,80
Sågspån	0,58
Vitmossetorv	2,72

4.1.6 Syre- och vatteninnehåll i gödseln

Syrenehållet i djupströbädden är avgörande för nedbrytningen. Nedbrytning av gödsel i anaerob (syrefattig) miljö ger lägre ammoniakförluster än nedbrytning i aerob (syrerik) miljö (Kirchmann & Witter, 1989). En orsak är att den mikrobiella nedbrytningen i aerob miljö kan medföra att gödselns temperatur blir högre än vid nedbrytning i anaerob miljö (Voorburg & Kroodsmä, 1992). Gödselns pH är också högre vid aerob nedbrytning än vid anaerob. I djupströbäddar minskar syrenehållet med djupet (se figur 1) och i närheten av gödselaggregat eller i områden med mycket gödsel. Syrenehållet i djupströbädden beror bl.a. på vattenhalt, mängd strömedel och strömedlets fysikaliska egenskaper.

Ett exempel på hur syreinhållet i gödsel påverkar ammoniakemissionen har visats av Dewes (1996). Genom att pressa ihop fastgödsel med ett tryck på 80 MPa minskade ammoniakemissionen. Minskningen berodde på att porvolymen med luft minskade.

4.1.7 C/N-kvot i gödseln

Gödselns C/N-kvot påverkar ammoniakavgivningen från djupströbädden genom att mängden kol avgör hur mycket kväve som kan immobiliseras av mikroorganismerna (Kirchmann, 1985; Kirchmann & Witter, 1989). Mikroorganismerna använder kol som energikälla och som byggstenar till celler. Samtidigt använder de kväve för att bilda proteiner och andra ämnen (Hobson & Robertsson, 1977). Genom att tillföra kol via strö- och tillsatsmedel till gödseln kan mer kväve immobiliseras vid nedbrytningen (Kirchmann, 1985; Kirchmann & Witter, 1989). Eftersom mikroorganismerna i genomsnitt förbrukar 30 delar kol mot 1 del kväve, är en C/N-kvot på 30 att föredra. En högre kvot (>30) leder till en långsammare nedbrytningsprocess, och en lägre kvot (<26) resulterar i högre ammoniakavgivning (Poincelot, 1974). C/N-kvoten i urin är ca 1:1 och i träck från nötkreatur ca 23:1 (Kirchmann, 1985). I tabell 2 anges C/N-kvoten för olika strömedel. Inte bara totalmängden kol har betydelse utan även hur tillgängligt det är för mikroorganismerna.

Tabell 2. C/N – kvot i strömedel

Strömedel	C/N-kvot
Halm	80-140
Sågspån	200-400
Torv	~100
Papper	~600

Undersökningar har visat att en ökning av strö mängden minskar ammoniakförlusterna vid nedbrytning av fastgödsel (Kirchmann & Witter, 1989; Dewes, 1996). Vid C/N-kvot på 50 avges ingen ammoniak (Kirchmann, 1985).

4.1.8 Gödselbemängd area

Ammoniakavgivningen i djurstall blir lägre om den gödselbemängda arean görs mindre (Thelosen *m.fl.*, 1993b; Hartung *m.fl.*, 1994; Andersson, 1995a; Aarnink *m.fl.*, 1996). Förhållandet mellan gödselbemängd area och ammoniakavgivning är linjärt d v s en dubbelt så stor gödselyta ger en dubbelt så hög ammoniakavgivning.

4.1.9 Exponeringstid

Exponeringstiden i stallet har mycket stor betydelse för ammoniakförlusterna från urin. Urinämnena i urinen omvandlas mycket snabbt till ammoniak. Holländska undersökningar visar att urin som hamnar på ett smutsigt golv med enzymet ureas ger maximal ammoniakemission redan efter ca två timmar. Därför är det mycket viktigt att urinen snabbt dräneras ut ur stallet och lagras i täckt behållare. Försök i USA har visat att ammoniakemissionen från träck ökar mycket långsamt under en period på 25 dagar (Kellems *m.fl.*, 1979).

4.1.10 Luftens temperatur

Luftens temperatur påverkar ammoniakavgivningen både direkt och indirekt. Direkt påverkar lufttemperaturen massöverföringen mellan gödselytan och omgivande luft (Haslam *m.fl.*, 1924), indirekt genom att påverka gödseltemperaturen. Ett flertal forskare har visat att en ökad lufttemperatur ger ökad ammoniakavgivning (Andersson, 1995a; Elzing & Monteny, 1997; Oldenburg, 1989; Ni *m.fl.*, 1999). Förhållandet är exponentiellt även vid inhysningssystem med djupströbäddar (Jeppsson, 2002). Lufttemperaturen kan också innebära att djurens beteende och därmed boxrenheten försämras vilket ökar den gödselbemängda arean.

4.1.11 Luftflöde

Ett ökat luftflöde genom stallet ger större ammoniakavgivning. Luftflödet över gödselytan påverkar koncentrationsskillnaden mellan ammoniak i gödseln och i omgivande luft (Svensson, 1993). Ett flertal forskare har undersökt luftflödets betydelse både i laboratorie och i djurstallar (Rank, 1988; Katyal & Carter, 1989; Svensson, 1993; Hartung *m.fl.*, 1994; Andersson, 1995a; Aarnink *m.fl.*, 1993; Massabie *m.fl.*, 1998; Ni *m.fl.*, 1999). Med ökat luftflöde närmar sig ammoniakavgivningen en asymptot (Rank, 1988; Katyal & Carter, 1989; Svensson, 1993; Andersson, 1995a).

4.1.12 Lufthastighet

Närmast gödselns yta är ett tunt stillastående laminärt luftskikt. Tjockleken på detta luftskikt påverkar ammoniakemissionen från gödselytan. Om lufthastigheten över ytan ökar blir luftskiktet tunnare. Ammoniakavgivningen ökar med ökad lufthastighet över gödselytan (Olesen & Sommer, 1993; Hartung *m.fl.*, 1994; Andersson, 1995b). Lufthastigheten påverkar tjockleken på det stillastående luftlagret närmast ytan.

4.1.13 Luftrörelser i stallet

Luftrörelserna i stallet påverkar ammoniakavgivningen direkt genom att förändra lufthastighet och luftflöde över gödselytan. Turbulent luft över gödselytan ökar ammoniakavgivningen (Voorburg & Kroodsma, 1992). Luftrörelserna i stallet kan också påverka ammoniakavgivningen indirekt om djurens gödslingsbeteende ändras. Om djuren gödslar på liggytan ökar den gödselbemängda ytan och ammoniakavgivningen ökar (Randall, 1980; Aarnink *m.fl.*, 1996).

4.2 Lustgas

Lustgas kan bildas av mikroorganismer vid nitrifikation och denitrifikation. Nitrifikation sker i aerob miljö där ammonium omvandlas av nitrifikationsbakterier till nitrit/nitrat. En minskad tillgång till syre ger en ökning av lustgasproduktionen. Hög koncentration av ammoniak och låg C/N-kvot hämmar nitrifikationen. Denitrifikation sker i anaerob miljö och föregås av nitrifikation. Lustgas bildas vid denitrifikationen om miljön inte är helt anaerob. Produktionen av dikväveoxid i gödsel beror främst på närvaron av denitrifikationsbakterier, tillgång på syre och nitrit/nitrat samt tillgång på lättillgängligt organiskt material (Monteny *m.fl.*, 2001).

4.3 Metan

Metan bildas av mikroorganismer vid anaerob nedbrytning av kolhydrater i exempelvis foder och gödsel. Metangasproduktionen från djur beror främst på djurslag, storlek, foderintag, produktionsnivå samt fodrets smältbarhet (Wilkerson *m.fl.*, 1994; Jungbluth *m.fl.*, 2001). Förutom från djurens fodersmältning produceras metan även från anaerob nedbrytning av gödsel i stall och gödsellager. Metangasproduktionen från gödsel beror främst på kolets tillgänglighet, tillgång på syre, pH, temperatur, lagringstid, gödselns kemiska innehåll samt närvaron av ämnen som hämmar metangasbildningen (Zeeman, 1991; Hüther *m.fl.*, 1997; Gonzalez-Avalos & Ruiz-Suarez, 2001). I praktiken, eftersom mikroorganismer och nödvändiga ingredienser finns i gödseln, är det temperatur och lagringstid som avgör metangasproduktionen (Monteny *m.fl.*, 2001).

5 EMISSION AV AMMONIAK, LUSTGAS OCH METAN FRÅN GÖDSELBÄDDAR FÖR NÖTKREATUR

Litteratursökningen resulterade i tio artiklar som behandlar emissioner från gödselbäddar för nötkreatur. I samtliga undersökningar används halm som strömedel. Fyra försök undersöker emissioner från djupströbäddar för mjölkkor och dikor, fyra undersöker djupströbäddar för ungnöt och två undersöker glidande ströbäddar för mjölkkor respektive ungnöt. Samtliga undersökningar redovisar ammoniakemissionen och fem undersökningar även lustgas- eller metangasemissionen. Två undersökningar (Rom & Henriksen, 2000; ADAS, 2001) anger förlusterna av kväve från gödselbädden i förhållande till kvävemängden i träck och urin från djuren. En sammanställning av emissionerna av ammoniak, lustgas och metan finns i tabell 3.

5.1 Mjölkcor och dikor på djupströbädd

I början på 1990-talet utfördes mätningar i Holland i ett stall med djupströbädd för mjölkcor (Groenestein & Reitsma, 1993). Mätningarna utfördes i ett mekaniskt ventilerat stall under 122 dagar (november – mars). Under mätperioden var det 30 mjölkande cor i stallet som mjölkade 6000 kg per ko samt 10 sinkor och 18 ungdjur. De mjölkande korna hade tillgång till 7,85 m²/ko djupströarea och 1,85 m²/ko betonggolv längs foderbordet. Sinkorna och ungdjuren hade tillgång till 8,42 m²/djur djupströarea och 1,26 m²/djur betonggolv. Gödseln på betonggolvet skrapades varje dag ned i djupströbädden för mjölkorna och varannan dag för sinkor/ungdjur. Denna gödsel närmast betonggolvet fördelades över djupströbädden med hjälp av traktor tre gånger under mätperioden. Varje dag ströades djupströbädden med 10 kg halm per mjölkko och 7 kg halm per ungdjur (råg- och vetehalm). Lufttemperaturen i stallet var 8-9 °C och temperaturen i djupströbädden var 26-40 °C (ca 0,1 m djup). Foderstaten bestod av majsensilage, gräsensilage, hö samt kraftfoder till mjölkorna. Ammoniakkoncentration bestämdes kontinuerligt med metoden kemiluminescens där NH₃ omvandlas till NO och detekteras med en NO_x-analysator. Ventilationsflödet bestämdes med medföljande fläktar i frånluftstrummorna. Metangaskoncentrationen och lustgaskoncentrationen bestämdes med luftprover som analyserades i en gaskromatograf. Under mätperioden var ventilationsflödet per djur ca 480 m³/h. Utsläppen av ammoniak under hela mätperioden var totalt 215 kg. De olika djurkategorierna i stallet omräknades till djurenhet vilket motsvarade en mjölkko. I medeltal var ammoniakemissionen 35,8 g per djurenhet och dag och metanemissionen 1 kg per djurenhet och dag. Emissionen av lustgas och kväveoxid var så liten att den inte gick att detektera.

Under vintern 1994 gjorde Groenestein & Huis in't Veld (1994) mätningar i samma stall som ovan men för dikor på djupströbädd. Mätningarna gjordes under 89 dagar (januari – april). Under mätperioden var där 43 dikor och en tjur i stallet dessutom var där 27 nyfödda kalvar i slutet av mätperioden. Djuren hade tillgång till 10,7 m²/djur djupströarea och 2,1 m²/djur betonggolv längs foderbordet. Djupströbädden ströades dagligen med 10 kg råghalm per ko. Stalltemperaturen var 7-9 °C och temperaturen i djupströbädden på 10 cm djup var mellan 12-48 °C. Foderstaten baserades på

gräsensilage, hö och kraftfoder. Ventilationsflödet under mätperioden var 495 m³/h och djur. Den totala mängden ammoniak som ventilerades ut ur stallet under mätperioden var 57,3 kg vilket omräknat blir 14,6 g per djurenhet och dag. Metangasemissionen beräknades till 0.80 kg per djurenhet och dag. Djurenhet motsvarar en diko. Emissionen av lustgas och kväveoxid var så liten att den inte gick att detektera.

Ungefär 10 år senare bestämdes emissionen av ammoniak, metan och lustgas i en naturligt ventilerad stallbyggnad med ekologisk mjölkproduktion (Mosquera *m.fl.*, 2005; Mosquera *m.fl.*, 2006). Stallet hade 49 mjölkkor och kalvar, ett foderbord i mitten med spaltgång (3 m x 27 m) och djupströbädd (9 m x 27 m) på vardera sidan. Byggnaden hade glespanel och öppennock. Djupströbädden ströades med halm två gånger per dag under vintern och en gång per dag under sommaren. Bädden gödslades ut 2 ggr per år, dels i början av sommaren dels före stallperioden. Höjden på bädden före utgödning var ca 1,8 m djup. Temperaturen i bädden uppmättes till 43–46 °C. Korna mjölkade i medeltal 5800 kg per år och utfodrades under stallperioden med klöver/gräsensilage, helsädesensilage och hö.

Mätningarna i det ekologiska stallet utfördes under fyra perioder; 5 dagar i januari, 6 dagar i november; 14 dagar i maj/juni och 4 dagar i september. Stalltemperaturen var 9–11 °C vid mätningarna utom vid mätperioden i maj/juni då stalltemperaturen var 21–22 °C. Ventilationsflödet genom byggnaden bestämdes med spårgasteknik (SF₆). Ammoniakkoncentrationen bestämdes med kemiluminescens och NO_x-analysator. Koldioxid-, metan- och lustgaskoncentrationen bestämdes med luftprov och gaskromatograf.

Mätningarna visade att ammoniakemissionen varierade mellan 26,1 – 62,7 g per djurenhet och dag. Lägst ammoniakemission var det i september och högst i maj innan bädden gödslades ut. Under mätningarna i november och januari var ammoniakemissionen 31 respektive 33 g per djurenhet och dag. I medeltal var ammoniakemissionen 38,3 g per djurenhet och dag.

Emissionen av metan varierade mellan 0,71 – 2,83 kg per djurenhet och dag. Högsta värdet under mätperioden i maj och lägsta i september. Emissionen av lustgas var mycket låg och varierade mellan 0,0 – 5,0 g per djurenhet och dag.

I Danmark har Zhang (2005) utfört mätningar i ett naturligt ventilerat stall med djupströbädd och skrapad gång för 83 mjölkkor. Mätningarna utfördes vid två tillfällen under hösten 2004 med stalltemperatur 8,6 och 2,6 °C. Ammoniak- och metankoncentrationen bestämdes med en infraröd fotoakustisk metod och ventilationsflödet bestämdes med spårgasteknik (SF₆). Ammoniakemissionen var 24 g per ko och dag respektive 18 g per ko och dag. Emissionen av metan var 677 g per ko och dag respektive 534 g per ko och dag (Rasmussen & Freudendal, 2005).

5.2 Ungnöt på djupströbädd

I England utfördes ett försök med stutar i djupströbäddsboxar under en stallperiod (Asteraki *m.fl.*, 1997). Tre oisolerade mätkammare byggdes av bågväxthus och gjutet betonggolv. Byggnadens area var 82,5 m² (8,25 x 10 m) och volymen var 204 m³. I varje mätkammare sattes det in 4 stutar med en medelvikt av 365 kg per stut i en box

med 35 m² area. Golven ströades med 4 kg vetehalm per djur och dag. Djupströbäddarna gödslades ut första gången efter 71 dagar och andra gången efter 134 dagar. Stutarna fodrades med gräsensilage *ad libitum*.

Bågväxthusen var naturligt ventilerade men stängdes igen under en timme fyra dagar i veckan då mätningar av ammoniakemission utfördes. En mekanisk fläkt alstrade ventilationsflödet under mätningarna och ammoniakkoncentrationen i luften bestämdes genom att en känd luftmängd leddes genom en gastvättflaska med fosforsyra där ammoniakgasen fångades upp. Därefter analyserades kväveinnehållet i fosforsyran med en kolorimetrisk metod. Ammoniakemissionen från djupströbäddarna varierade mellan 0,69 – 1,96 g NH₃-N per djur och timme vilket omräknat blir 20,1 – 57,1 g NH₃ per djur och dag. Medeltalet för de sex djupströbäddarna var 1,24 g NH₃-N per djur och timme vilket omräknat blir 36,1 g NH₃ per djur och dag.

Samma typ av mätkammare och mätmetod användes vid ett jämförande försök mellan djupströbädd och liggbåssystem med skrapad fodergång (Balsdon *m.fl.*, 2000; ADAS, 2001). Fyra bågväxthus användes med fyra kvigor i varje. Varje djupströbox ströades med 4 kg halm per djur och dag. Djupströbäddarna gödslades ut efter 90 dagar. Under första stallperioden (182 dagar) var den totala ammoniakemissionen 15,9 kg NH₃-N vilket omräknat motsvarar 26,5 g NH₃ per djur och dag. Försöket upprepades och under andra stallperioden (184 dagar) var den totala ammoniakemissionen 21,5 kg NH₃-N vilket motsvarar 35,5 g NH₃ per djur och dag. Kvävebalansberäkningar visade att i medeltal 10% av kväveförlusterna inte kunde förklaras med ammoniakemissionen.

Demmers *m.fl.* (1998) gjorde mätningar i ett naturligt ventilerat köttdjurstall med 99 växande ungnöt från 150 kg till 270 kg. Stallet hade ett foderbord i mitten med 2 m gödselgång och djupströbädd på varje sida. Gödselgången skrapades varannan dag och djupströbädden gödslades ut med 2 månaders intervall. Djuren utfodrades med ensilage två gånger per dag. Mätningarna utfördes kontinuerlig under 35 dagar (jan-feb). Ventilationsflödet bestämdes med spårgasteknik (CO) och ammoniakkoncentrationen med kemiluminescens och en NO_x-analysator. Ammoniakemissionen från stallet var 3,7 kg per djur (500 kg) och 190 dagar. Omräknat blir ammoniakemissionen 19,5 g per djur (500 kg) och dag.

I Danmark har ett försök gjorts med ungnöt under två stallperioder i två separata stallrum (Rom & Henriksen, 2000). Kväveförlusterna bestämdes genom att beräkna kvävebalanser. Varje stall hade en hel djupströbädd som var 78 m². Under stallperiod 1 var det 18 ungnöt i varje stall som vägde ca 350 kg vid insättning. Strömängden var 12 kg halm per djur och dag i de båda stallarna. Skillnaden mellan stallarna var att i det ena stallet utfodrades med halm och ensilage och i det andra med ensilage och foderbetor. Resultatet av stallperiod 1 var att 10,2 respektive 10,4 g N per djur och dag avdunstade från djupströbäddarna vilket motsvarade ca 6% av tillfört N. Omräknat till emission av ammoniak, förutsatt att allt N avgick som ammoniak, blir det 12,4 respektive 12,6 g per djur och dag. Under stallperiod 2 utfodrades det med foder som hade högre proteininnehåll motsvarande till kvigor strax före kalvning. I varje stall sattes det in 16 kvigor som vägde ca 550 kg. Fodret var halm, ensilage och grönpellets i stall 1 och halm, ensilage, foderbetor och grönpellets i stall 2. Resultaten från stallperiod 2 visade att kväveförlusterna från djupströbäddarna var 14,6 respektive 12,0 g N per djur och dag (17,7 respektive 14,6 g NH₃ per djur och dag om allt N avgick som ammoniak) vilket motsvarade ca 5% kväveförluster.

5.3 Nötkreatur på glidande ströbädd

Amon *m.fl.* (1997) har undersökt ammoniakemission från ett stall för 20 tjurar på glidande ströbädd. Stallet var mekaniskt ventilerat. Luftens koncentration av ammoniak, metan och lustgas bestämdes med en FTIR-analysator. Mätningarna utfördes under 4 x 14 dagar med 5 kg strö per djur och dag samt under 2 x 14 dagar med 2,5 kg strö per djur och dag. Temperaturen i stallet varierade mellan 10,3 och 21,0 °C för de olika mättillfällena. Ammoniakemissionen var 7,3 g per djur (500 kg) och dag respektive 9,4 g per djur (500 kg) och dag. Emissionen av lustgas presenteras i Amon *m.fl.* (2001) och var 0,144 g per djur (500 kg) och dag respektive 0,089 g per djur (500 kg) och dag

En byggnad för mjölkkor (54 st) och rekrytering (64 st) på glidande ströbädd undersöktes av Snell *m.fl.* (2003). Byggnaden var naturligt ventilerad med foderbord i mitten och med skrapad gödselgång närmast foderbordet. Golvarean var 1080 m² (24 x 45 m). Ventilationsflödet genom byggnaden bestämdes med spårgasteknik (SF₆) och koncentrationen av ammoniak och metan bestämdes med en infraröd fotoakustisk analysator. Mätningarna utfördes under två vinterdagar. Ammoniakemissionen från byggnaden var 3,56 g per djur (500 kg) och timme och emissionen av metan var 32,59 g per djur (500 kg) och timme. Omräknat blir det 85,4 g ammoniak per djur (500 kg) och dag samt 782 g metan per djur (500 kg) och dag.

Tabell 3. Sammanställning av ammoniak-, lustgas- samt metangasemission från stallar med djupströbädd och glidande ströbädd för nötkreatur

Djur	Gödselgång	Mätperiod	NH ₃ - emission g/djur och dag	N ₂ O- emission g/djur och dag	CH ₄ - emission kg/djur och dag	Referens
Djupströbädd						
Mjölkkor	helt golv	Nov – Mar (122 d)	35,8	a)	1,0 ^{b)}	Groenestein & Reitsma, 1993
Dikor	helt golv	Stallperiod (89 d)	14,6	a)	0,8	Groenestein & Huis in 't Veld, 1994
Mjölkkor	spaltgolv	Jan, Maj, Sep, Nov	38,3	2,5	1,33	Mosquera <i>m.fl.</i> , 2005
Mjölkkor	helt golv	2 x 5 d	18 / 24	-	0,53 / 0,67	Zhang, 2005
Ungnöt	nej	Stallperiod (134 d)	36,1	-	-	Asteraki <i>m.fl.</i> , 1997
Ungnöt	nej	Stallperiod (182 d, 184 d)	26,5 / 35,5	-	-	ADAS, 2001
Ungnöt	helt golv	Jan – Feb (35 d)	19,5	-	-	Demmers <i>m.fl.</i> , 1998
Ungnöt	nej	Stallperiod (150 d)	12,4 / 17,7	-	-	Rom & Henriksen, 2000
Glidande ströbädd						
Ungnöt	helt golv	2 x 14 d	7,3 / 9,4	0,14 / 0,09	-	Amon <i>m.fl.</i> , 1997
Mjölkkor	helt golv	2 d	85,4	-	0,78	Snell <i>m.fl.</i> , 2003

^{a)} ej detekterbar; ^{b)} endast feb-mar pga mättekniska problem

6 EMISSION AV AMMONIAK, LUSTGAS OCH METAN FRÅN GÖDSELBÄDDAR FÖR GRISAR

Litteratursökningen resulterade i 13 st artiklar som behandlar emission av ammoniak, lustgas och metan från gödselbäddar för grisar. Åtta behandlar djupströbäddar för slaktgrisar varav 5 med halm som strömedel, 3 med sågspån och en som jämför halm med sågspånsbädd. En undersökning jämför också halm med sågspånsbädd för tillväxtgrisar. Ett försök undersöker ammoniakemission från ett djupströbäddssystem för suggor. Tre undersökningar behandlar emissionerna från glidande ströbäddar för slaktgris. Av de 13 undersökningarna anger alla ammoniakemissionen och 8 st även lustgas- och/eller metangasemissionen. Fyra undersökningar (Thelosen *m.fl.*, 1993a; ADAS, 2001; Nicks *m.fl.*, 2003; Nicks *m.fl.*, 2004) anger kväveförlusterna från gödselbädden i förhållande till kvävemängden i träck och urin från djuren genom att beräkna kvävebalanser. En sammanställning av emissionerna av ammoniak, lustgas och metan finns i tabell 4.

6.1 Slaktgrisar på djupströbädd

I Tyskland utförde Oldenburg (1989) en stor undersökning av ammoniakemissionen från olika djurstallar. För grisstallar gjordes mätningar både i stallar med flytgödsel- och djupströbäddssystem. Momentana mätningar på ammoniakemissionen i 15 djupströbäddstallar för slaktgrisar utfördes med reagensrör (DRÄGER) för bestämning av ammoniakkoncentration samt en anemometer för bestämning av luftflödet. Utifrån dessa mätningar beräknades en årlig emission med hjälp av korrektioner för dygnsvariation och årstidsvariation. Korrektionerna bestämdes vid analys av kontinuerliga mätningar i fyra andra djurstallar. Storleken på djupströbäddstallarna motsvarade mellan 20 och 150 slaktgrisar med 100 kg levande vikt. Ammoniakemissionen från djupströbäddstallarna var i medeltal 2,3 g per timme och 500 kg levande vikt. Omräknat blir ammoniakemissionen 11 g per gris (100 kg) och dag.

I Holland studerade Thelosen *m.fl.* (1993a) två olika typer av djupströbäddar med kutterspån respektive sågspån för slaktgrisar. Två avdelningar med plats till 80 grisar i varje med 20 grisar per box som växte mellan 25 – 105 kg. Djupströbäddarna med kutterspån var 0,85 m djupa. De bearbetades till 0,2 m djup med ett grävaggregat varje vecka och gödsel grävdes ned i bäddarna. Djupströbäddarna med sågspån var 0,5 m djupa. Under de första fyra veckorna bearbetades bädden varje vecka därefter varannan vecka. Bearbetningen innebar att gödseln fördelades ut över bädden och bearbetades ned med ett grävaggregat. Det gjordes både växtnäringsbalanser för de två typerna av djupströbäddar och kontinuerliga mätningar av ammoniak och lustgasemissioner från stallavdelningen med kutterspån. De kontinuerliga mätningarna av ammoniak- och lustgaskoncentration gjordes med en infraröd analysmetod (NDIR). Resultaten av båda kvävebalanserna visade att 3 kg kväve per gris förlorades genom emissioner vilket motsvarade 70 % av kvävet i träck och urin från djuren. De kontinuerliga mätningarna visade att ammoniakemissionen var 2,1 kg NH₃-N per grisplats och år och emissionen

av lustgas var 0,7 kg N₂O-N per grisplats och år. Omräknat blir ammoniakemissionen ca 7,0 g per gris och dag och lustgasemissionen ca 3 g per gris och dag.

Hesse (1994) studerade två varianter av djupströbäddar för slaktgrisar under två uppfödningsomgångar. Båda boxarna hade 10 grisar med 1 m² per gris (3,6 x 2,8 m). Den ena boxen ströades dagligen med långhalm, bädden växte från 0,1 – 0,7 m och gödslades ut efter första omgången. Den andra boxen fylldes upp till ca 0,5 m med hackad ströhalm (1 cm). Varje vecka blandades det övre lagret och ett medel tillsattes för att aktivera den biologiska omsättningen. Denna bädd gödslades inte ut mellan de två omgångarna. Medeltalet på emissionen av ammoniak för de två uppfödningsomgångarna var 10,4 g per gris och dag från djupströbädden med långhalm och 17,5 g per gris och dag från djupströbädden med 1 cm strålängd.

Två varianter på djupströbäddar med sågspån studerades av Groenestein & Van Fassen (1996) under en uppfödningsomgång. Båda stallarna var mekaniskt ventilerade. Ventilationsflödet genom stallarna mättes kontinuerligt med medföljande fläktar i ventilationskanalerna och ammoniak- samt kväveoxidkoncentrationen mättes kontinuerligt med en NO_x-analysator. Varje vecka togs dessutom ett luftprov för att bestämma koncentrationen av lustgas i frånluften.

Djupströbädd A bestod av ett 0,4 – 0,5 m djupt lager av sågspån. Varje vecka spreds den gödsel som samlats på gödslingsplatsen ut över bädden som därefter luckrades ned till 0,4 m djup. Därefter spreds ett medel över bädden för att öka den biologiska omsättningen. Vid ett tillfälle efter 78 dagar togs gödseln ut istället för att spridas över bädden och 6 m³ sågspån fördelades över bädden. Mätningarna pågick kontinuerligt under 112 dagar från okt – feb. I stallet fanns 108 grisar som vägde i medeltal 31 kg vid insättning och 110 kg vid utslaktning. Grisarna utfodrades under första tiden med ett foder som hade 16,9% protein och därefter med ett foder som hade 17,8% protein. Lufttemperaturen i stallet var i medeltal 18,4 °C under mätperioden.

Djupströbädd B bestod av ett ca 0,7 m tjockt sågspånslager. Bädden behandlades varje vecka genom att gräva ned gödsel som samlats på gödslingsplatsen med en grävar. Därefter blandades det övre lagret av bädden och ett medel tillsattes för att öka den biologiska aktiviteten i materialet. För att minska fukttinnehållet i bädden tillsattes 10 m³ sågspån dag 75 av uppfödningsomgången. Mätperioden varade 121 dagar mellan december - april. I stallet fanns 288 grisar som växte från i medeltal 26 kg till 107 kg. Tre foder användes under uppfödningsomgången med 18,5%, 17% respektive 16% protein. Lufttemperaturen i stallet var i medeltal 16,2 °C under mätperioden.

Den totala emissionen av NH₃, NO och N₂O från djupströbädd A var 0,58 g N per timme och gris. Fördelat mellan de olika gaserna var emissionen NH₃-N 0,24 g/h och gris, NO-N 0,04 g/h och gris samt N₂O-N 0,3 g/h och gris. Den totala emissionen från djupströbädd B var 0,33 g N per timme och gris. Fördelat mellan de olika gaserna var emissionen NH₃-N 0,12 g/h och gris, NO-N 0,01 g/h och gris samt N₂O-N 0,2 g/h och gris. Omräknat var ammoniakemissionen från djupströbädd A 7,0 g per gris och dag samt från djupströbädd B 3,5 g per gris och dag. Lustgasemissionen var 11,3 g per gris och dag från djupströbädd A och 7,5 g/gris och dag från djupströbädd B.

I Danmark utfördes mätningar i 8 stallar för slaktgris på djupströbädd (Pedersen *m.fl.*, 1996). Stallarna hade naturlig ventilation. Antalet grisar var mellan 66 och 840 st. Lufttemperaturen i stallarna var mellan 6,6 och 26,0 °C. Mätningarna utfördes under ett

dygn i varje stall. Luftflödet bestämdes indirekt genom att mäta koldioxidkoncentrationen utomhus och i stallet samt beräkna produktionen av koldioxid i stallet. Ammoniakkoncentrationen bestämdes med kemiluminescens och NO_x-analysator. Ammoniakemissionen från stallarna varierade mellan 1,22 och 5,96 g per timme och värmeproducerande enhet. (En värmeproducerande enhet är 4 slaktgrisar som väger 98 kg). Omräknat blir ammoniakemissionen mellan 7,3 och 35,8 g per gris och dag. Medelvärdet var 2,90 g per timme och värmeproducerande enhet vilket omräknat blir 17,4 g per gris och dag.

Hoy *m.fl.* (1997) studerade fem olika varianter på djupströbäddar med sågspån varav en var utan tillsatsmedel och de andra fyra med olika tillsatsmedel för att öka den biologiska aktiviteten i materialet. Undersökningen utfördes under sex uppfödningsomgångar i ett klimatstall där gödseln från gödslingsplatsen antingen grävdes ned eller spreds över bädden och blandades in. Djupströbäddarna var 0,7 m djupa. Luftflödet bestämdes kontinuerligt med anemometrar i frånluftskanalerna. Ammoniak- och lustgaskoncentrationen bestämdes kontinuerligt med en infraröd fotoakustisk mätmetod. Ammoniakemissionen från de olika djupströbäddarna varierade mellan 7,9 – 16,2 g per gris och dag och lustgasemissionen mellan 1,7 – 10,0 g per gris och dag.

Vid ADAS (2001) i England utfördes försök med djupströbäddar under fyra uppfödningsomgångar, två vinteromgångar och två sommaromgångar. Djupströboxen hade 10 grisar med 1 m²/gris som växte från 30 till 90 kg. Bädden ströades med halm efter behov. Lufttemperaturen i stallet var mellan 15 – 18 °C. Boxen var mekaniskt ventilerad med ett konstant flöde under hela uppfödningsomgångsperioden. Koncentrationen av ammoniak i till- och frånluft bestämdes med gastvättflaskor som byttes två gånger varje vecka för analys av ammoniumkväve.

En beräkning av kvävebalansen för de olika omgångarna visade att kvävemängden i färsk träck och urin inklusive strömedel till djupströbädden var mellan 43,7 och 53,3 g per djur och dag. Ammoniakemissionen var mellan 16,7 – 27,6 g per gris och dag vilket resulterade i kväveförluster på 31,2 – 45,2% via ammoniak. I medeltal 8% av kvävet kunde inte förklaras i kvävebalanserna vilket föreslogs kunna vara emission av lustgas och kvävgas.

Nicks *m.fl.* (2004) jämförde djupströbäddar med halm och med sågspån under tre uppfödningsomgångar utan utgödsling mellan omgångarna. De båda djupströbäddarna hade 18 grisar med 1,2 m² per gris. Under de fyra första veckorna av uppfödningen fick grisarna foder med 18,4% protein och resterande tid foder med 16,8% protein. Före starten av första omgången fylldes de båda boxarna till 0,3 m djup med strömedel. Därefter ströades boxarna vid behov. Totalt användes 40 kg halm per gris respektive 81 kg sågspån per gris. Gödseln som samlats vid gödslingsplatsen i sågspånsbädden fördelades ut och blandades in i bädden var 10:e dag samt mellan omgångarna.

Till- och frånluftens koncentration av NH₃, N₂O, CH₄ bestämdes med en infraröd fotoakustisk analysator kontinuerligt under 6 dagar varje månad. Luftflöde bestämdes med medföljande fläktar i frånluftskanalen. Lufttemperaturen i de båda stallarna var 19 – 20 °C och temperaturen i bäddarna var mellan 30 – 40 °C.

Från djupströbädden med halm varierade ammoniakemissionen mellan 12,79 – 14,51 g per gris och dag, emissionen av lustgas mellan 0,00 – 0,06 g per gris och dag

och metanemissionen mellan 3,25 – 12,67 g per gris och dag. För sågspånsbädden varierade ammoniakemissionen mellan 10,33 – 15,65 g per gris och dag, lustgasemissionen mellan 0,70 – 3,98 g per gris och dag och metanemissionen mellan 3,59 – 6,25 g per gris och dag.

Beräkning av kvävebalanser för de båda djupströbäddarna visade att i medeltal var avgången 26,3% NH₃-N, 0,1% N₂O-N samt 45,5% N₂-N från bädden med halm. Från sågspånsbädden var avgången 24,4% NH₃-N, 4,2% N₂O-N samt 50,6% N₂-N. Kväveförluster som inte kunde förklaras i kvävebalansen antogs vara N₂-N.

Djupströbädd med halm som strömedel studerades också av Phillippe m.fl. (2007a). Fem uppfödningsomgångar genomfördes med 16 grisar (24 – 110 kg) i en djupströbox med 1,2 m²/gris. De första 40 dagarna av varje uppfödningsomgång utfodrades grisarna med ett foder med 16,1 – 18,1% protein och därefter med ett foder med 15,3 – 17,5% protein. Före insättningen fylldes boxen med ett 0,3 m djupt lager av halm (vete). Halm tillfördes regelbundet vid behov och den totala halmmängden blev 47 kg per gris. Djupströbäddarna gödslades ut mellan varje omgång.

Koncentrationen av NH₃, N₂O och CH₄ bestämdes med en infraröd fotoakustisk analysator kontinuerligt under 6 dagar varje månad. Luftflödet bestämdes med medföljande fläktar i frånluftskanalen. Lufttemperaturen i stallet var mellan 18 – 22 °C.

Resultaten från de fem uppfödningsomgångarna visade att ammoniakemissionen varierade mellan 11,69 – 17,13 g per gris och dag, lustgasemissionen mellan 0,41 – 2,73 g per gris och dag samt metanemissionen mellan 13,94 – 17,48 g per gris och dag.

6.2 Tillväxtgrisar på djupströbädd

En undersökning om djupströbäddar för tillväxtgrisar är publicerad i litteraturen. Nicks m.fl. (2003) har jämfört djupströbäddar med halm och sågspån under fem uppfödningsomgångar. Före insättning av första omgången lades det in 0,3 m halm respektive sågspån i boxarna. Djupströbädden av halm ströades regelbundet vid behov. Sågspånsbädden behandlades var 10 dag genom att gödsel som samlats på gödslingsplats spreds över bädden och ytskiktet bearbetades manuellt. För att minska dammhalten fuktades sågspånsbädden med 0,4 l vatten per gris varje vecka. Varje box hade 40 grisar som i medeltal växte från 7,6 kg till 25 kg. Grisarna utfodrades under de första 5-10 dagarna med ett startfoder som hade 18,1% protein och därefter med ett foder som hade 17,2% protein. Lufttemperaturen i de båda stallarna var 23 – 24 °C och medeltemperaturen i bäddarna var 36,0 °C i halmbädden och 34,4 °C i sågspånsbädden.

Till- och frånluftens koncentration av NH₃, N₂O, CH₄ bestämdes med en infraröd fotoakustisk analysator kontinuerligt under 4-6 dagar varje månad. Luftflöde bestämdes med medföljande fläktar i frånluftskanalen. Resultaten visade att ammoniakemissionen från halmbädden varierade mellan 0,69 – 1,62 g per gris och dag, emissionen av lustgas mellan 0,00 – 0,63 g per gris och dag och metanemissionen mellan 0,85 – 2,52 g per gris och dag. För sågspånsbädden varierade ammoniakemissionen mellan 0,17 – 0,85 g per gris och dag, lustgasemissionen mellan 0,44 – 2,40 och metanemissionen mellan 0,45 – 1,12 g per gris och dag.

Kvävebalanser efter fem omgångar visade att i medeltal var kväveförlusterna 9,4% NH₃-N, 2,2% N₂O-N och 42,6% N₂-N från djupströbädden av halm. Från djupströbädden av sågspån var kväveförlusterna 3,8% NH₃-N, 8,9% N₂O-N och 49,6% N₂-N. Kväveförluster som inte kunde förklaras i kvävebalansen antogs vara N₂-N.

6.3 Suggor på djupströbädd

Groenestein *m.fl.* (2007) utvecklade en modell över ammoniakemissionen från sinsuggstallar med transponderutfodring där golvytorna var kombinerade med djupströbädd (60%), helt golv (23% gång) samt spaltgolv (14% vattenplats och 3% vid transponderautomater). Stallet hade 150 suggor med tillgång till 2,25 m² golvyta per sugga. Djupströbädden ströades två gånger per vecka med ca 2,5 kg halm per sugga (Groenestein *m.fl.*, 2006). Totalt förbrukades 300 kg halm per sugga och år. Djupströbädden gödslades ut 1 gång per år (apr-maj) då den var ca 0,5-0,6 m. Mätningar av luftens ammoniakkoncentration samt luftflödet genom byggnaden utfördes under 1 månad (jun-jul) med kemiluminescens och NO_x-analysator samt medföljande fläktar i frånluftskanalerna. Resultatet av modellberäkningarna visade att 27% av ammoniakemissionen kom från djupströbädden, 22% från vattenplatsen (spalt), 9% från ytorna vid transponderautomaten (spalt) samt 23% från gångytor (helt golv). Ammoniakemissionen från hela stallet var 8,7 g per sugga och dag.

6.4 Grisar på glidande ströbädd

Hesse (1994) utförde även försök med slaktgrisar på glidande ströbädd. Golvet sluttade 10%. Boxen var 3,6 m lång och 2,8 m djup. Halm tillfördes boxen kontinuerligt av grisarna vid den övre delen av boxen. Under första uppfödningssomgången användes halm med strålängden 10-15 cm. En hypotes att kortare strålängd skulle minska ammoniakemissionen gjorde att strålängden 5-10 cm användes under andra uppfödningssomgången. Ammoniakemissionen var 8,9 g per gris och dag respektive 8,7 g per gris och dag.

I Belgien har Phillippe *m.fl.*, (2007b) studerat glidande ströbädd för slaktgrisar. I en box med 16 grisar som hade tillgång till 0,79 m²/gris gjordes mätningar under tre uppfödningssomgångar. Under de första 40 dagarna av varje uppfödningssomgång fick grisarna ett foder med 16,7 – 18,1% protein därefter fick de ett foder med 15,6 – 17,1% protein. Grisarna växte i medeltal från 23 kg till 113 kg. Boxen hade foderautomater längs den högsta långsidan (4,24 m) på en horisontell yta (0,5 m), en liggyta med 6% lutning (2,83 m) och en gödselyta med 10% lutning (0,91 m). Långhalm tillfördes boxen varje dag och totalt användes 34,4 kg halm per gris. Utanför boxen var en gödselränna där vätska skildes från och pumpades till en behållare. Fastgödseln i gödselrännan gödslades bort med skrapor varje dag men mellanlagrades inne i stallet. Denna gödsel togs ut ur stallet 1 vecka före varje mätperiod.

Koncentrationen av NH₃, N₂O och CH₄ bestämdes med en infraröd fotoakustisk analysator kontinuerligt under 6 dagar varje månad. Luftflödet bestämdes med medföljande fläktar i frånluftskanalen. Lufttemperaturen i stallet var mellan 18 – 20 °C.

Mätningarna visade att ammoniakemissionen varierade mellan 12.01 – 17.22 g per gris och dag, emissionen av lustgas mellan 0,25 – 1,46 g per gris och dag samt metanemissionen mellan 7,49 – 9,83 g per gris och dag.

Även Amon *m.fl.* (2007) har undersökt emissioner från glidande ströbädd. Tre stallavdelningar med 16 boxar som innehöll 10-12 grisar studerades under två uppfödningperioder. Foder och strö tilldelades vid boxarnas högsta nivå. Lutningen på liggytan var 4% som övergick till 8% lutning närmast en upphöjd spalt. Under spalt fanns det skrapor i två av avdelningarna där gödseln skrapades ut två gånger om dagen. Grisarna växte från 30-47 kg upp till 75-110 kg. Lufttemperaturen i stallarna var mellan 19 – 24 °C. Mängden strömedel som användes var ungefär 5 kg per gris.

De tre avdelningarna var mekaniskt ventilerade. Koncentrationerna av ammoniak, lustgas och metan i till- och frånluft bestämdes kontinuerligt med infraröd analysmetod (FTIR). Resultaten visade att ammoniakemissionen var 1,90 kg per grisplats och år med skrapor under spalt och 2,10 kg per grisplats och år utan skrapor. Lustgasemissionen var 24,5 g per grisplats och år respektive 39,9 g per grisplats och år. Metanemissionen var 0,54 kg respektive 1,24 kg per grisplats och år. Omräknat med 2,5 omgångar per år blir ammoniakemissionen 6,9 respektive 7,6 g per gris och dag, lustgasemissionen 0,09 respektive 0,14 g per gris och dag samt metanemissionen 2,0 respektive 4,5 g per gris och dag.

Tabell 4. Sammanställning av ammoniak-, lustgas- och metangasemission från stallar med djupströbädd och glidande ströbädd för grisar

Djur	Strö- medel	Mätperiod	NH ₃ - emission g/djur och dag	N ₂ O- emission g/djur och dag	CH ₄ - emission g/djur och dag	Referens
Djupströbädd						
Slaktgris	h	15 stallar, momentanmätning	11	-	-	Oldenburg, 1989
Slaktgris	h	2 omgångar, 2 boxar	10,4 / 17,5	-	-	Hesse, 1994
Slaktgris	h	8 stallar, 1 dygn	17,4	-	-	Pedersen <i>m.fl.</i> , 1996
Slaktgris	h	4 omgångar, 1 box	16,7 – 27,6	-	-	ADAS, 2001
Slaktgris	h	3 omgångar, 1 box	12,8 – 14,5	0,00 – 0,06	3,25 – 12,67	Nicks <i>m.fl.</i> , 2004
Slaktgris	h	5 omgångar, 1 box	11,7 – 17,1	0,41 – 2,73	13,94 – 17,48	Phillippe <i>m.fl.</i> , 2007
Slaktgris	s	2 avdelningar, 16 + 12 boxar	7,0	3,0	-	Thelosen, <i>m.fl.</i> , 1993
Slaktgris	s	1 omgång, 2 avdelningar	3,5 / 7,0	7,5 / 11,3	-	Groenestein & Van Fassen, 1996
Slaktgris	s	6 omgångar, 1 box	7,9 – 16,2	1,7 – 10,0	-	Hoy <i>m.fl.</i> , 1997
Slaktgris	s	3 omgångar, 1 box	10,3 – 15,6	0,70 – 3,98	3,59 – 6,25	Nicks <i>m.fl.</i> , 2004
Tillväxt	h	5 omgångar, 1 box	0,69 – 1,62	0,00 – 0,63	0,85 – 2,52	Nicks <i>m.fl.</i> , 2003
Tillväxt	s	5 omgångar, 1 box	0,17 – 0,85	0,44 – 2,40	0,45 – 1,12	Nicks <i>m.fl.</i> , 2003
Sinsuggor	h/k	1 stall	8,7	-	-	Groenestein <i>m.fl.</i> , 2007
Glidande ströbädd						
Slaktgris	h	2 omgångar, 1 box	8,7 / 8,9	-	-	Hesse, 1994
Slaktgris	h	3 omgångar, 1 box	12,01 – 17,22	0,25 – 1,46	7,49 – 9,83	Phillippe <i>m.fl.</i> , 2007b
Slaktgris	h	2 omgångar, 3 avdelningar	6,9 / 7,6	0,09 / 0,14	2,0 / 4,5	Amon <i>m.fl.</i> , 2007

h = halm; s = såg-/kutterspån; k = kombinerade ytor

7 DISKUSSION

7.1 Undersökningarnas relevans för svenska förhållanden

Sammanställningen av undersökningarna visar en stor variation mellan resultaten. Variationen beror bland annat på att mätningarna utförts under olika förutsättningar och med olika skötselåtgärder. I kapitel 4 anges ett stort antal faktorer som påverkar emissionen av ammoniak, lustgas och metangas. En förutsättning som varierar mellan undersökningarna är mängden kväve i bädden som påverkas av antalet djur, djurvikt, foderstat och produktionsnivå. Typ och mängd strömedel samt hur ofta nytt strö tillförts bädden påverkar emissionen. Temperaturen i bädden samt i stalluften är ett annat exempel på orsak till variationen i resultaten.

Förutsättningarna och skötselrutinerna varierar mellan undersökningarna och är i en del fall mycket olik svenska förhållanden. Exempelvis i undersökningen med djupströbädd för mjölkkor utförd av Groenestein & Reitsma (1993) skrapades gödseln på gödselgången ned i djupströbädden. Denna gödsel fördelades vid tre tillfällen ut över bädden. Att sköta bädden på detta sätt förekommer förmodligen inte i Sverige. Undersökningarna av Mosquera *m.fl.* (2005) samt Zhang (2005) bedöms vara utförda med förutsättningar liknande svenska förhållanden för mjölkkor på djupströbädd. Mängden strömedel anges inte för de båda undersökningarna vilket innebär en osäkerhet i bedömningen.

Av de fyra undersökningarna för ungnöt på djupströbädd är undersökningen av Demmers *m.fl.* (1998) utförd med gödselgång längs foderbordet vilket är vanligast i Sverige. Asteraki *m.fl.* (1997) samt ADAS (2001) utför mätningarna i tre mindre bågväxthus med plats för fyra ungnöt i varje i en box utan gödselgång. Mätningarna utfördes endast under en timme dagtid vilket kan ha inneburit att ammoniakemissionen är övervärderad eftersom emissionen under nätterna är lägre. Detta har även påpekats av Asteraki *m.fl.* (1997) som en trolig orsak till att resultaten är högre jämfört med Demmers *m.fl.* (1998). En annan orsak till högre resultat kan vara lufttemperaturen vilken är en faktor som påverkar ammoniakemissionen exponentiellt. Lufttemperaturen i bågväxthusen kan mycket väl varit högre än normalt under mätningarna då de ventilerades med mekaniska fläktar. Några uppgifter på lufttemperatur och luftflöden finns inte redovisade. Resultaten med glidande ströbädd för mjölkkor (Snell *m.fl.*, 2003) är osäkra eftersom mätningarna enbart har gjorts under en period om två dagar under en vinter.

Samtliga sex undersökningar om emissioner från djupströbäddar för slaktsvin med halm som strömedel bedöms vara utförda med förutsättningar och skötselrutiner liknande svenska förhållanden. De 15 slaktgrisstallarna med djupströbädd i undersökningen av Oldenburg (1989) är inte presenterade vilket medför en osäkerhet och resultaten bygger på stickprovsmätningar utförda med regensrör. Hesse (1994) studerade två boxar av djupströbäddar där varianten som fylldes med hackad halm till 0,5 m och därefter bearbetades varje vecka förmodligen inte förekommer i Sverige. Pedersen *m.fl.* (1996) gjorde mätningar i 8 olika stallar med mellan 66 och 840 grisar. Förutsättningarna för de olika stallarna är inte angivna. Mätningarna i varje stall varade

endast 1 dygn vilket ökar osäkerheten eftersom ammoniakemissionen varierar beroende på tiden från senaste strötilfället samt att emissionen generellt ökar under uppfödningssomgången. Resultaten kan tolkas som dygnsvariationer i ammoniakemissionen från djupströbäddsstallar. ADAS (2001) använder sig av ett konstant flöde under hela uppfödningssperioden vilket med stor sannolikhet övervärderar ammoniakemissionen. Studierna av Nicks *m.fl.* (2004) och Phillippe *m.fl.* (2007a; 2007b) är noggrant dokumenterade och utförda med bra mätmetoder.

Även undersökningen om ammoniak-, lustgas- samt metangasemissionen från djupströbäddar för tillväxtgrisar (Nicks *m.fl.*, 2003) är utförd med noggranna mätmetoder och med förutsättningar liknande svenska förhållanden. Fler undersökningar krävs emellertid för att få ett säkert värde på ammoniakemissionen från djupströbäddar för tillväxtgrisar.

I Sverige är det vanligt att sinsugor hålls på djupströbädd med individuella ätbås. Någon undersökning med den typen av djupströbäddssystem för sinsugor finns inte i litteraturen. För sinsugor finns en undersökning i ett stall med kombinerade ytor (djupströ, spaltgolv, helt golv) och transponderutfodring (Groenestein *m.fl.*, 2007).

Antalet undersökningar kring emission av ammoniak, lustgas och metangas från djupströbäddar är begränsat. Dessutom varierar förutsättningarna och skötseln av djupströbäddarna mellan olika undersökningar och överensstämmer i en del fall inte alls med den normala skötseln av djupströbäddar i Sverige. För att öka säkerheten i emissionsfaktorerna för ammoniak, lustgas samt metangas från djupströbäddar krävs att fler undersökningar genomförs under kontrollerade förhållanden.

7.2 Inverkan av mätmetod på resultatens tillförlitlighet

Vilken typ av ventilation det är i stallbyggnaden samt vilken metod som använts för bestämning av ventilationsflöde och gaskoncentrationer påverkar noggrannheten i resultaten. Undersökningar i mekaniskt ventilerade stallar där ventilationsflödet bestäms med medföljande fläktar ger god noggrannhet. I de flesta fall är stallbyggnader med gödselbäddar naturligt ventilerade. Indirekt bestämning av ventilationsflöde i naturligt ventilerade stallar genom spårgasteknik (CO, CO₂, SF₆) är den vanligaste metodik som används idag men kan ge stor osäkerhet vid bestämning av ventilationsflödet. Enligt (Eren Ozcan *m.fl.*, 2007) kan osäkerheten vara 8-40% vid användning av djurens koldioxidproduktion som spårgas samt 10-50% vid användning av andra spårgaser. Eftersom även gödselbäddarna avger koldioxid kan osäkerheten vid mätning i stallar med gödselbäddar vara ännu större. Naturlig ventilation medför också att ventilationsflödet varierar mer än i mekaniskt ventilerade stallar och att maximiflödet i de flesta fall är betydligt högre. I sammanställningen finns undersökningar som har utförts i både byggnader med mekanisk och naturlig ventilation. I två undersökningar (Asteraki *m.fl.*, 1997; ADAS, 2001) har försöksbyggnaden varit naturligt ventilerad under perioder då inga mätningar utfördes samt mekaniskt ventilerade under mätperioderna. Denna metod fungerar förmodligen i mindre försöksbyggnader men kan ge dynamiska effekter i resultaten om ventilationsflödet ändras vid övergång till mekanisk ventilation.

Olika metoder för analys av luftens koncentration av ammoniak, lustgas samt metangas har använts. Momentanmätningar av ammoniakkoncentration har utförts av Oldenburg (1989) med reagensrör. Momentanmätningar innebär givetvis en osäkerhet eftersom emissionen från gödselbäddar varierar över dygnet beroende av skötselrutiner, djurens aktivitet samt luftens temperatur. Luftens ammoniakkoncentration har också bestämts med gastvättflaskor och en kolorimetrisk analysmetod vilket är en ackumulerande metod där ammoniak samlas in under en viss tidsperiod exempelvis en timme (Asteraki *m.fl.*, 1997). Även med denna metod är det viktigt att prover tas under olika tider av dygnet för att erhålla ett korrekt dygnsmedelvärde. Kontinuerliga mätningar av ammoniakkoncentration har utförts med kemiluminescens där NH₃ omvandlas till NO och detekteras med en NO_x-analysator samt genom olika varianter av infraröda analysmetoder. Luftens koncentration av lustgas och metangas har i ett flertal fall bestämts momentant via luftprov som analyserats i gaskromatograf. I de senaste undersökningarna har en infraröd fotoakustisk analysmetod använts där alla aktuella gaser har analyserats.

I två undersökningar har kvävebalanser på boxnivå använts för att bestämma kväveförlusterna från djupströbäddarna (Rom & Henriksen, 2000; Thelosen *m.fl.*, 1993a). En av svårigheten med denna metod är att ta ut representativa prover av gödseln vilket kan påverka säkerheten i resultaten.

För att mätningar av ammoniak-, lustgas- samt metangasemission från stallbyggnader skall vara tillförlitliga krävs: (1) kontinuerlig mätning av ventilationsflöde och gaskoncentrationer; (2) mätserier som täcker variationer över dygn och över årstider; (3) exakta mätmetoder.

7.3 Emission av ammoniak, lustgas och metangas

Ammoniakemission från djupströbäddar för mjölkkor/dikor varierar mellan 15 – 38 g per ko och dag. Den lägsta ammoniakemissionen härstammar från undersökningen med dikor (Groenestein & Huis in 't Veld, 1994). Zhang (2005) utförde mätningar vid två tillfällen med stalltemperatur 2,6 °C respektive 8,6 °C. Ammoniakemissionen var ca 30% högre vid den 5 grader högre stalltemperaturen. Även emissionen av metangas var högre. Mosquera *m.fl.* (2005) gjorde mätningar vid fyra tillfällen på året och fann att ammoniakemissionen var lägst i september, 20-25% högre i november och januari samt drygt dubbelt så hög i maj strax före djupströbädden gödslades ut. Emissionen av metangas var lägst i januari och högst i maj. Resultaten visar på att emissionerna av ammoniak och metan varierar med stalltemperatur och årstid. Lustgasemissionen var mycket låg och varierade mellan 0 – 5 g per ko och dag.

Från djupströbäddar till ungnöt varierar ammoniakemissionen mellan 12 – 36 g per djur och dag. De högsta värdena på ammoniakemission kommer från undersökningarna av Asteraki *m.fl.* (1997) samt ADAS (2001). Dessa mätningar har gjorts i små naturligt ventilerade båg växthus under en timme dagtid med mekanisk ventilation genom byggnaden vilket förmodligen övervärderat emissionen.

Amon *m.fl.* (1997) har gjort mätningar från en glidande ströbädd för ungnöt. Resultaten visar att mängden strömedel som används påverkar både ammoniak- och

lustgasemissionen. Strömängden 5 kg per djur och dag gav ca 20% lägre ammoniakemission än 2,5 kg per djur och dag. Lustgasemissionen påverkades på motsatt sätt med ca 60% högre emission vid 5 kg strö per djur och dag jämfört med 2,5 kg strö per djur och dag.

Eftersom det är få undersökningar och förutsättningar samt skötselrutiner varierar är det omöjligt att dra några säkra slutsatser om ammoniakemission från olika typer av gödselbäddar för nötkreatur. Litteraturgenomgång indikerar emellertid att ammoniakemissionen från djupströbädd för dikor kan vara lägre än för mjölkkor. Glidande ströbädd för ungnöt kan ge lägre ammoniakemission än från djupströbädd.

Ammoniakemissionen från djupströbäddar av halm för slaktgrisar varierar mellan 10 – 28 g per djur gris och dag. De högsta värdena härstammar från undersökningen av ADAS (2001) där mätningarna utförts vid ett konstant ventilationsflöde under hela uppfödningssomgången. Detta har med stor sannolikhet medfört att ammoniakemissionen övervärderats.

Vid jämförelse av resultaten från djupströbäddar med halm respektive sågspån framgår det att sågspånsbäddar ger lägre ammoniakemission men samtidigt högre emission av lustgas. Detta bekräftas även vid undersökningarna av Nicks *m.fl.* (2003) och Nicks *m.fl.* (2004) som under kontrollerade förhållanden jämför halmbädd med sågspånsbädd för tillväxtgrisar respektive slaktgrisar.

En jämförelse av resultaten från djupströbädd respektive glidande ströbädd för slaktgrisar indikerar att ammoniakemissionen är ungefär lika stor men emissionen av lustgas och metan eventuellt är lägre från glidande ströbädd. Phillippe *m.fl.* (2007a; 2007b) har vid en undersökning jämfört djupströbädd med heltspaltbox och vid ett annat försök jämfört glidande ströbädd och heltspaltbox (se avsnitt 7.6).

7.4 Kväveförluster

Från gödselbäddar kan det avgå fyra olika gaser som innehåller kväve; ammoniak, lustgas, kväveoxid samt ren kvävgas (van Fassen, 1992). I undersökningarna som är sammanställda har mätningarna framförallt utförts för att bestämma ammoniak- samt lustgasemission. I en undersökning för djupströbädd för grisar anges även emissionen av kväve i form av kväveoxid (Groenestein & van Fassen, 1996). De undersökningar som använder kemiluminescens och omvandlar ammoniak till kväveoxid registrerar även emissionen av kväveoxid med NO_x-analysatorn. Två undersökningar (Nicks *m.fl.*, 2003; Nicks *m.fl.*, 2004) beräknar kvävebalanser där skillnaden mellan ingående och utgående kväve i balansen antas vara mängden N₂-N som emitteras från djupströbäddarna .

För att bestämma kväveförlusterna från djupströbäddar i förhållande till kväveinnehållet i färsk gödsel (kväveinnehållet i färsk träck och urin samt strömedel före förluster) krävs antingen att kväveinnehållet analyseras eller beräknas från aktuell foderstat, foderanalyser samt produktion. Dessa uppgifter finns inte i alla undersökningarna. Sex undersökningar anger kväveförlusterna i procent av kväveinnehållet i färsk gödsel. Undersökningarna bygger på beräkning av kvävebalanser på boxnivå.

För att få ett mått på kväveförlusterna i de sammanställda undersökningarna har kväveinnehållet i färsk gödsel uppskattats. Att inte använda aktuella värden från respektive undersökning på kväveinnehållet i färsk gödsel innebär givetvis en osäkerhet i resultaten. Ett fel på 10% i mängden kväve i färsk gödsel avspeglar sig som ett fel på 10% i kväveförlusten.

7.4.1 Gödselbäddar för nötkreatur

För de undersökningar där kväveinnehållet i färsk gödsel inte är angivet har kväveförlusterna från gödselbäddarna uppskattats med hjälp av uppgifter på kväveinnehållet i färsk gödsel enligt SJV (1995).

Tre undersökningar behandlar ammoniakemission från mjölkstallar med djupströbädd (se tabell 5). Ammoniakemissionen varierar mellan 18 – 38 g per ko och dag. En uppskattning av kväveförlusterna via ammoniakemission ligger mellan 4 - 10%. Ammoniakemissionen från en djupströbädd för dikor är något lägre, 14,6 g per ko och dag, men med lägre uppskattad kvävemängd i färsk gödsel blir kväveförlusterna från djupströbädden ca 8%.

Ammoniakemission från djupströbädd för ungnöt varierar i fyra undersökningar mellan 12,4 – 36,1 g per djur och dag vilket ger en uppskattad kväveförlust mellan 5 – 28%. Det högsta värdet härrör från undersökningar i mindre båg växthus där mätningarna endast under dagtid vilket med stor sannolikhet övervärderat ammoniakemissionen. En undersökning som behandlar djupströbädd med gödselgång för ungnöt har ammoniakemissionen 19,5 g per djur och dag vilket ger en uppskattad kväveförlust på 10%.

Endast två undersökningar behandlar ammoniakemissionen från glidande ströbäddar. Från glidande ströbädd för mjölkkor är ammoniakemissionen 85,4 g per ko och dag vilket uppskattas till 19% kväveförluster. Mätningarna i denna undersökning är endast från 2 dagar och är mycket osäkra. Ungnöt på glidande ströbädd har en ammoniakemission mellan 7,3 – 9,4 g per djur och dag vilket ger en uppskattad kväveförlust på 4-5%.

Gödselbäddar avger även lustgas. Endast två av undersökningarna anger emission av lustgas vilken är mellan 0 – 5 g per djur och dag. En uppskattning visar att detta motsvarar 0-1% kväveförluster.

Kväveförluster mellan 4 – 10% via ammoniakemission kan jämföras med det danska normtalet för djupströbädd för nötkreatur som är 6% (Poulsen *m.fl.*, 2001). I Sverige används kväveförlusten 20% vid olika beräkningar avseende djupströbäddar för nötkreatur (STANK, 2004). Resultatet av litteraturgenomgången indikerar att 20% kväveförluster från djupströbäddar för nötkreatur är för högt. Fler undersökningar med förutsättningar samt skötselrutiner liknande de svenska krävs för att öka säkerheten på kväveförlusterna från djupströbäddar för nötkreatur under svenska förhållanden.

Tabell 5. Kväveförluster i form av ammoniakemission från stallar med djupströbädd och glidande ströbädd för nötkreatur

Djur	Gödselgång	Mätperiod	N ^{a)} färsk gödsel g/djur och dag	NH ₃ - emission g/djur och dag	NH ₃ -N ^{a)} förlust %	Referens
Djupströbädd						
Mjölkkor	helt golv	Nov – Mar (122 d)	372,6	35,8	7,9	Groenestein & Reitsma, 1993
Dikor	helt golv	Stallperiod (89 d)	153,4	14,6	7,8	Groenestein & Huis in 't Veld, 1994
Mjölkkor	spaltgolv	Jan, Maj, Sep, Nov	372,6	38,3	10,3	Mosquera <i>m.fl.</i> , 2005
Mjölkkor	helt golv	2 x 5 d	389,0	18 / 24	3,8 / 5,1	Zhang, 2005
Ungnöt	nej	Stallperiod (134 d)	129,2	36,1	28,0	Asteraki <i>m.fl.</i> , 1997
Ungnöt	nej	Stallperiod (182 d, 184 d)	150,8/178,5 ^{b)}	26,5 / 35,5	14,4 / 16,3	ADAS, 2001
Ungnöt	helt golv	Jan – Feb (35 d)	156,2	19,5	10,3	Demmers <i>m.fl.</i> , 1998
Ungnöt	nej	Stallperiod (150 d)	163,6/285,6 ^{c)}	12,4 / 17,7	6,2 / 5,1	Rom & Henriksen, 2000
Glidande ströbädd						
Ungnöt	helt golv	2 x 14 d	156,2	7,3 / 9,4	3,8 / 5,0	Amon <i>m.fl.</i> , 1997
Mjölkkor	helt golv	2 d	372,6	85,4	18,9	Snell <i>m.fl.</i> , 2003

^{a)} Uppskattade värden enligt SJV (1995) och med uppgifter från respektive referens; ^{b)} från ADAS (2001); ^{c)} från Rom & Henriksen (2000).

7.4.2 Gödselbäddar för grisar

För de undersökningar som saknar uppgifter på kväveinnehållet i färsk gödsel har kväveförlusterna från gödselbäddarna uppskattats med hjälp av uppgifter på kväveinnehållet i träck och urin från djuren enligt SJV (1993). Tabellvärdet för slaktgrisar har korrigerats upp med 36% på grund foder med högre proteinhalt samt tillförsel av kväve med ströhalmen. Enligt Phillippe *m.fl.* (2006) ökar kväveinnehållet i träck och urin från djuren med 8% för varje procents ökning av proteinhalten i fodret. I tabell 6 finns en sammanställning av uppskattade kväveförluster från gödselbäddar för grisar.

Sex undersökningar behandlar ammoniakemission från djupströbäddar för slaktsvin där halm används som strömedel. Ammoniakemissionen från dessa undersökningar varierar mellan 10,4 – 27,6 g per djur och dag. En uppskattning av kväveförlusterna ger att ammoniakemissionen motsvarar 19 – 43% av kvävet i träck och urin från djuren. De högsta värdena härstammar från en undersökning där mätningarna utförts vid konstant ventilationsflöde under uppfödningssomgången vilket med stor sannolikhet överskattat ammoniakemissionen. Om resultaten från denna undersökning inte beaktas är kväveförlusterna mellan 19 – 32%. Lustgasemissionen har uppmätts i två av dessa undersökningar och är mellan 0,0 – 2,7 g per djur och dag. Detta motsvarar uppskattningsvis till 0 – 4% kväveförluster.

Sammanställningen av resultaten indikerar att djupströbäddar med såg- eller kutterspån har lägre ammoniakemission men högre lustgasemission vilket också bekräftas av Nicks *m.fl.* (2004) som utfört ett jämförande försök mellan halmbädd och sågspånsbädd. Ammoniakemissionen från såg- och kutterspånsbäddar för slaktgrisar varierar mellan 3,5 – 16,2 g per djur och dag vilket motsvarar en uppskattning på 6 – 30% kväveförluster. Lustgasemissionen från denna typ av bäddar är mellan 0,7 – 11,3 g per djur och dag vilket uppskattat motsvarar 1-16% kväveförluster.

En undersökning har gjorts med tillväxtgrisar på djupströbädd där halmbädd jämförts med sågspånsbädd. Även från djupströbäddar för tillväxtgrisar är ammoniakemissionen högre från halmbädden än från sågspånsbädden och lustgasemissionen lägre från halmbädden än för sågspånsbädden. Ammoniakemissionen från halmbädden är mellan 0,69 – 1,62 g per djur och dag vilket motsvarar 5-12% kväveförluster. Lustgasemissionen från halmbädden är mellan 0,0 – 0,63 g per djur och dag vilket motsvarar 0-4% kväveförluster.

En undersökning behandlar ammoniakemission från suggstall. Från ett stall för sinsuggor med kombinerade ytor (djupströbädd, spaltgolv och helt betonggolv) var ammoniakemissionen 8,7 g per sugga och dag vilket uppskattat motsvarar 17% kväveförluster.

Tre undersökningar har gjorts kring glidande ströbädd för slaktgrisar där halm använts som strömedel. Ammoniakemissionen från dessa bäddar var mellan 6,9 – 17,22 g per djur och dag. Kväveförlusterna har uppskattats till 13 – 32%. Lustgasemissionerna

Tabell 6. Kväveförluster i form av ammoniak- och lustgasemission från stallar med djupströbädd och glidande ströbädd för grisar

Djur	Strö- medel	N ^{a)} träck/urin/str ö g/djur och dag	NH ₃ - emission g/djur och dag	NH ₃ -N ^{a)} förlust %	N ₂ O- emission g/djur och dag	N ₂ O-N ^{a)} förlust %	Referens
Djupströbädd							
Slaktgris	h	45	11	20,1	-	-	Oldenburg, 1989
Slaktgris	h	45	10,4 / 17,5	19,0 / 32,0	-	-	Hesse, 1994
Slaktgris	h	45	17,4	31,8	-	-	Pedersen <i>m.fl.</i> , 1996
Slaktgris	h	43,7 – 53,3 ^{b)}	16,7 – 27,6	31,5 – 42,6	-	-	ADAS, 2001
Slaktgris	h	44,7 ^{b)}	12,8 – 14,5	23,6 – 26,7	0,00 – 0,06	0,0 – 0,1	Nicks <i>m.fl.</i> , 2004
Slaktgris	h	45	11,7 – 17,1	21,4 – 31,3	0,40 – 2,73	0,6 – 3,9	Phillippe <i>m.fl.</i> , 2007
Slaktgris	s	37 ^{b)}	7,0	15,6	3,0	5,2	Thelosen, <i>m.fl.</i> , 1993
Slaktgris	s	45	3,5 / 7,0	6,4 / 12,8	7,5 / 11,3	10,6 / 16,0	Groenestein & Van Fassen, 1996
Slaktgris	s	45	7,9 – 16,2	14,5 – 29,7	1,7 – 10,0	2,4 – 14,1	Hoy <i>m.fl.</i> , 1997
Slaktgris	s	44,2 ^{b)}	10,3 – 15,6	19,2 – 29,1	0,70 – 3,98	1,0 – 5,7	Nicks <i>m.fl.</i> , 2004
Tillväxt	h	10,8 ^{b)}	0,69 – 1,62	5,3 – 12,4	0,00 – 0,63	0,0 – 3,7	Nicks <i>m.fl.</i> , 2003
Tillväxt	s	10,0 ^{b)}	0,17 – 0,85	1,4 – 7,0	0,44 – 2,40	2,8 – 15,3	Nicks <i>m.fl.</i> , 2003
Sinsuggor	h/k	43	8,7	16,7	-	-	Groenestein <i>m.fl.</i> , 2007
Glidande ströbädd							
Slaktgris	h	45	8,7 / 8,9	15,9 / 16,3	-	-	Hesse, 1994
Slaktgris	h	45	12,01 – 17,22	22,0 – 31,5	0,25 – 1,46	0,4 – 2,1	Phillippe <i>m.fl.</i> , 2007b
Slaktgris	h	45	6,9 / 7,6	12,6 / 13,9	0,09 / 0,14	0,1 / 0,2	Amon <i>m.fl.</i> , 2007

h = halm; s = såg-/kutterspån; k = kombinerade ytor; ^{a)} Uppskattade värden enligt SJV (1993), ^{b)} enligt referens.

var mellan 0,09 – 1,46 g per djur och dag vilket motsvarade en uppskattad kväveförlust på mellan 0-2%.

I en av undersökningarna med sågspånsbäddar för slaktgrisar har även emissionen av kväve i form av NO-N angetts och var mellan 0,24 – 0,96 g per djur och dag vilket motsvarar 0 - 2% kväveförlust (Groenestein & van Fassen, 1996). I två undersökningar (Nicks *m.fl.*, 2003; Nicks *m.fl.*, 2004) anges dessutom att det kan förkomma 50% kväveförluster från djupströbäddar som emission av kvävgas. Dessa indikationer är osäkra eftersom de enbart bygger på kvävebalanser där de kväveförluster som inte kunde förklaras antas vara emission av kvävgas. Emission av kväveoxid och kvävgas från djupströbäddar behöver utforskas vidare.

Litteraturgenomgången visar att djupströbäddar av halm för slaktgrisar har mellan 19 – 32% kväveförluster i form av ammoniak och dessutom kan kväveförlusterna i form av lustgasemission vara mellan 0 – 4%. För tillväxtgrisar på djupströbädd av halm är kväveförlusterna 5 – 12% via ammoniakemission samt 0 – 4% via lustgasemission.

Kväveförlusterna kan jämföras med normtalet i Danmark som ligger på 25% vilket är samma värde som används vid beräkningar av kväveförlusterna från djupströbäddar i Sverige.

7.5 Utsläpp av växthusgaser från gödselbäddar

Emissionen av lustgas från gödselbäddar för nötkreatur registrerades i två undersökningar och varierade mellan 0 – 2,5 g per ko och dag (se tabell 3). Omräknat till koldioxidekvivalenter blir det 0 - 300 kg CO₂^e per ko och år med 12 månaders stallperiod. Metangasemissionen från både gödselbäddarna och nötkreaturen registrerades i 5 undersökningar och varierade mellan 0,53 – 1,33 kg per ko och dag. Om man uppskattar metangasemissionen från korna till 0,3 kg per ko och dag (Kirchgessner *m.fl.*, 1990) så avges det mellan 0,23 – 1,03 kg metangas från djupströbäddarna per ko och dag. Detta motsvarar mellan 1700 - 8000 kg CO₂^e per ko och år som metangasemission från djupströbädden (12 månaders stallperiod). Enligt Monteny *m.fl.* (2001), kan nästan 80 % av metanemissionerna från ett mjölkstall med djupströbädd komma från själva djupströbädden. Liggbåssystem för nötkreatur med skrapad gödselgång alternativt spaltgolv och daglig utgödning ger mycket låga emissioner av lustgas och metangas från gödseln i stallet. Fodersmältningen står för ca 80 % av metanemissionerna från nötkreatursstallar med flytgödselhantering.

Utsläppen av växthusgaser från gödselbäddar för grisar omräknat till koldioxidekvivalenter visas i tabell 7. Lustgasemissionen från djupströbäddar av halm för slaktgrisar motsvarar 0 – 300 kg CO₂^e per gris och år och metangasemissionen 25 – 150 kg CO₂^e per gris och år.

Ovanstående resultat och uppskattningar av växthusgasutsläpp från gödselbäddar grundar sig på ett fåtal undersökningar. Fler undersökningar krävs för att emissionsfaktorerna för lustgas och metan från gödselbäddar skall vara tillförlitliga.

Tabell 7. Utsläpp av lustgas och metangas från stallar med djupströbädd och glidande ströbädd för grisar

Djur	Strö- medel	N ₂ O- emission g/djur och dag	N ₂ O ^{a)} kg CO ₂ ^e /år	CH ₄ - emission g/djur och dag	CH ₄ ^{a)} kg CO ₂ ^e /år	Referens
Djupströbädd						
Slaktgris	h	-	-	-	-	Oldenburg, 1989
Slaktgris	h	-	-	-	-	Hesse, 1994
Slaktgris	h	-	-	-	-	Pedersen <i>m.fl.</i> , 1996
Slaktgris	h	-	-	-	-	ADAS, 2001
Slaktgris	h	0,00 – 0,06	0 - 7	3,25 – 12,67	27 – 106	Nicks <i>m.fl.</i> , 2004
Slaktgris	h	0,40 – 2,73	45 – 309	13,94 – 17,48	117 – 147	Phillippe <i>m.fl.</i> , 2007
Slaktgris	s	3,0	339	-	-	Thelosen, <i>m.fl.</i> , 1993
Slaktgris	s	7,5 / 11,3	849 / 1279	-	-	Groenestein & Van Fassen, 1996
Slaktgris	s	1,7 – 10,0	192 – 1132	-	-	Hoy <i>m.fl.</i> , 1997
Slaktgris	s	0,70 – 3,98	79 – 450	3,59 – 6,25	30 – 52	Nicks <i>m.fl.</i> , 2004
Tillväxt	h	0,00 – 0,63	0 – 71	0,85 – 2,52	7 – 21	Nicks <i>m.fl.</i> , 2003
Tillväxt	s	0,44 – 2,40	50 - 272	0,45 – 1,12	4 – 9	Nicks <i>m.fl.</i> , 2003
Sinsuggor	h/k	-	-	-	-	Groenestein <i>m.fl.</i> , 2007
Glidande ströbädd						
Slaktgris	h	-	-	-	-	Hesse, 1994
Slaktgris	h	0,25 – 1,46	28 – 165	7,49 – 9,83	63 – 83	Phillippe <i>m.fl.</i> , 2007b
Slaktgris	h	0,09 / 0,14	10 / 16	2,0 / 4,5	17 / 38	Amon <i>m.fl.</i> , 2007

h = halm; s = såg-/kutterspån; k = kombinerade ytor; ^{a)} Beräknade värden med uppgifter från respektive referens.

7.6 Jämförande undersökningar med andra inhysningssystem

Av de sammanställda undersökningarna är det tre som gör jämförande studier med andra inhysningssystem under likvärda förutsättningar. Undersökningen av ADAS (2001) jämförde ammoniakemissionen från djupströbäddar utan gödselgång och liggbåssystem med skrapad fodergång för ungnöt. Resultaten visade att ammoniakemissionen från djupströbäddssystemet var lägre än från liggbåssystemet. Under första stallperioden var ammoniakemissionen från djupströbäddarna 21,8 g per djur och dag samt för liggbåssystemet 30,9 g per djur och dag. För andra stallperioden var motsvarande värden 35,5 g per djur och dag respektive 43,8 g per djur och dag.

Undersökningen av ADAS (2001) angående slaktgrisar jämförde djupströbädd med helspalt och lagring av gödseln under spalt. Jämförelsen visade att ammoniakemissionen var högre från djupströbäddssystemet än från inhysning i boxar med helspalt.

Samma resultat erhöles vid jämförande undersökningar utförda i Belgien för slaktsvin i helspaltbox och djupströbädd samt för slaktsvin i helspaltbox och glidande ströbädd. Försöken har upprepats 5 respektive 3 ggr och utförts genom att jämföra två storboxar med 16 grisar i varje box. Mängden halm som användes var 47 kg per gris till djupströbäddsboxen samt 34 kg per gris till glidande ströbädden. I försöksrummet med "glidande ströbädd" lagrades den fasta gödseln inne i stallet vilket förmodligen påverkat resultaten. Resultaten visas i tabell 8.

Tabell 8. Emission av ammoniak, metan och lustgas från slaktgrisuppfödning i helspaltbox, djupströbädd samt glidande ströbädd

Inhysningssystem	NH ₃ - emission g/djur och dag	N ₂ O- emission g/djur och dag	CH ₄ - emission g/djur och dag	Referens
Helspalt	6,2	0,54	16,3	Phillippe <i>m.fl.</i> , 2007
Djupströbädd	13,1	1,11	16,0	Phillippe <i>m.fl.</i> , 2007
Helspalt	4,98	0,67	15,2	Phillippe <i>m.fl.</i> , 2007b
Glidande ströbädd	13,31	0,68	8,88	Phillippe <i>m.fl.</i> , 2007b

8 SLUTSATSER

Litteratursökningen resulterade i 10 st undersökningar redovisade i den vetenskapliga litteraturen om ammoniakemission från gödselbäddar för nötkreatur samt 13 st från gödselbäddar för grisar. Förutsättningarna och skötselrutinerna varierar mellan undersökningarna och är i en del fall mycket olika förhållandena i Sverige. Litteratursökningen fann inga undersökningar redovisade i den vetenskapliga litteraturen angående emission av ammoniak, lustgas och metangas från gödselbäddar för får och häst.

Kväveförluster via ammoniakemission uppskattas till mellan 4 – 10% för djupströbädd för nötkreatur. Lustgasemissionerna kan öka kväveförlusterna med ca 1%. Det finns uppgifter på kväveförluster via emission av kväveoxid och kvävgas. Litteraturgenomgången indikerar att 20% kväveförluster från djupströbäddar för nötkreatur förmodligen är för högt. Fler undersökningar med förutsättningar samt skötselrutiner liknande de svenska krävs för att öka säkerheten på kväveförlusterna från djupströbäddar för nötkreatur under svenska förhållanden.

Ammoniakemissionen från djupströbäddar av halm för slaktgrisar uppskattas ge kväveförluster mellan 19 – 32%. Dessutom kan kväveförlusterna i form av lustgasemission vara mellan 0 – 4%. För tillväxtgrisar på djupströbädd av halm är motsvarande kväveförluster 5 – 12% via ammoniakemission samt 0 – 4% via lustgasemission. Kvävebalansberäkningar indikerar dessutom att stora mängder kväve kan emitteras som kvävgas. Kväveförluster från djupströbäddar med ätbås för sugsugor enligt svenskt system behöver utforskas eftersom ingen undersökning med motsvarande system finns i litteraturen. Även undersökningar kring kväveförluster från digivande sugsugor samt tillväxtgrisar liknande svenskt system bör genomföras.

Emissionen av lustgas och metangas är förmodligen större från inhysningssystem med gödselbädd än från system med flytgödsel och daglig utgödsling. Emissionerna visar en stor variation beroende på förhållandena i bädden. Fler undersökningar krävs för att emissionsfaktorerna för lustgas och metan från gödselbäddar skall vara tillförlitliga.

För att undersökningar av ammoniak-, lustgas- samt metangasemission från stallbyggnader skall vara tillförlitliga krävs: (1) kontinuerlig mätning av ventilationsflöde och gaskoncentrationer; (2) mätserier som täcker variationer över dygn och över årstider; (3) exakta mätmetoder. För att beräkna tillförlitliga värden på kväveförluster krävs dessutom att kväveinnehållet i träck och urin från djuren bestäms.

9 REFERENSER

- Aarnink, A.J.A., Wagemans, M.J.M. & Keen, A. 1993. Factors affecting ammonia emission from housing for weaned piglets. In *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences* (ed. M.W.A. Verstegen, L.A. den Hartog, G.J.M. van Kempen, J.H.M. Metz), 286-294. Wageningen, Holland: Pudoc Scientific Publishers.
- Aarnink, A.J.A., van den Berg, A.J., Keen, A., Hoeksma, P. & Verstegen, M.W.A. 1996. Effects of slatted floor area on ammonia emission and on the excretory and lying behaviour of growing pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research* 64, 299-310.
- ADAS. 2001. Ammonia fluxes within solid and liquid manure management systems. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Final project report, MAFF project code WA0632, England
- Airoldi, G., Balsari, P. & Chiabrando, R. 1993. Odor control in swine houses by the use of natural zeolites: First approach to the problem. In *Livestock environment IV* (eds. E. Collins & C. Boon), 701-708. ASAE, St. Joseph, Michigan, USA.
- Amon, B., Amon, Th., Alt, Ch., Moitzi, G. & Boxberger, J. 2001. Nitrous oxide emissions from cattle production systems and mitigation options. *Phyton – annales rei botanicae*, Vol. 41, 3:17-28
- Amon, B., Boxberger, J., Amon, Th., Zaussinger, A. & Pöllinger A. 1997. Emission data of NH₃, CH₄ and N₂O from fattening bulls, milking cows and during different ways of storing solid manure. In *Ammonia and odour emissions from animal production facilities, Volume 1* (eds. J.A.M. Voermans & G.J. Monteny). NVTL, Rosmalen, Holland, s 397-404
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Fröhlich, M., Amon, Th., Pöllinger, A., Mösenbacher, I. & Hausleitner, A. 2007. Ammonia and greenhouse gas emissions from a straw flow system for fattening pigs: Housing and manure storage. *Livestock Science*, 112, 199-207
- Andersson, M. 1995a. Ammonia volatilization from cow and pig manure. *Sveriges lantbruksuniversitet*, institutionen för jordbrukets biosystem och teknologi, Rapport 98, Lund. 66 pp.
- Andersson, M. 1995b. The effect of different manuring systems on ammonia emissions in pig buildings. *Sveriges lantbruksuniversitet*, institutionen för jordbrukets biosystem och teknologi, Rapport 100, Lund. 41 pp.
- Asteraki, E.J., Matthews, R.A. & Pain, B.F. 1997. Ammonia emissions from beef cattle bedded on straw. In *Ammonia and odour emissions from animal production facilities, Volume 1* (eds. J.A.M. Voermans & G.J. Monteny). NVTL, Rosmalen, Holland, s 343-347
- Balsdon, S.L., Williams, J.R., Southwood, N.J., Chadwick, D.R., Pain, B.F. & Chambers, B.J. 2000. Ammonia fluxes from solid and liquid manure management systems for beef cattle and pigs. RAMIRAN 2000, Gargnano, Italy, 6-9 September 2000, p 26-31

- Bengtsson, L. & Sällvik, K. 1994. Gödselbäddars volymtillväxt i stallar för nöt, svin och häst. Rapport 190, *Sveriges lantbruksuniversitet*, institutionen för lantbruksteknik, Uppsala
- Bernal, M.P., Lopez-Real, J.M. & Scott, K.M. 1993. Application of natural zeolites for the reduction of ammonia emissions during the composting of organic wastes in a laboratory composting simulator. *Bioresource Technology* 43 (1), 35-39.
- Demmers, T.G.M., Burgess, L.R., Short, J.L., Phillips, V.R., Clark, J.A. & Wathes, C.M. 1998. First experiences with methods to measure ammonia emissions from naturally ventilated cattle buildings in the U.K.. *Atmospheric Environment* Vol. 32, 3:285-293
- Dewes, T. 1996. Effect of pH, temperature, amount of litter and storage density on ammonia emissions from stable manure. *Journal of Agricultural Science*, Cambridge 127, 501-509.
- Elzing, A. & Monteny, G.J. 1997. Ammonia emission in a scale model of a dairy-cow house. *Transactions of the ASAE* 40, 713-720.
- Eren Ozcan, S., Vranken, E. & Berckmans, D. 2007. An overview on ventilation rate measuring and modelling techniques through naturally ventilated buildings. In *Ammonia emissions in agriculture* (eds Monteny, G.J., Hartung, E.), Wageningen Academic Publishers, 351-353
- Fangmeier, A., Hadwiger-Fangmeier, A., van der Eerden, L. & Jäger, H.-J. 1994. Effects of atmospheric ammonia on vegetation – a review. *Environmental Pollution* 86, 43-82.
- Gonzalez-Avalos, E. & Ruiz-Suarez, L.G. 2001. Methane emission factors from cattle manure in Mexico. *Bioresource Technology* 80(1):63-71
- Groenestein, C.M. & Huis in 't Veld, J.W.H. 1994. Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie van stallen XV; Potstal voor zoogkoeien. Rapport 94-1005, *Dienst Landbouwkundig Onderzoek*, Wageningen, Holland
- Groenestein, C.M. & Reitsma, B. 1993. Praktijkonderzoek naar de ammoniakemissie van stallen X; Potstal voor melkvee. Rapport 93-1005, *Dienst Landbouwkundig Onderzoek*, Wageningen, Holland
- Groenestein, C.M. & van Faassen, H.G. 1996. Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research* 65, 269-274.
- Groenestein, C.M., den Hartog, L.A., & Metz, J.H.M. 2006. Potential ammonia emissions from straw bedding, slurry pit and concrete floors in a group-housing system for sows. *Biosystems Engineering*, 95, 2:235-243
- Groenestein, C.M., Monteny, G.J., Aarnink, A.J.A., Metz, J.M.H. 2007. Effect of urinations on the ammonia emission from group-housing systems for sows with straw bedding: model assessment. *Biosystems Engineering* 97: 89-98.
- Hartung, E., Büscher, W. & Jungbluth, T. 1994. Basic research on the ammonia release in livestock production using liquid manure. *AgEng '94*, Report N. 94-C-007, Milano, Italy. 8 pp.

- Hashimoto, A.G. & Ludington, D.C. 1971. Ammonia desorption from concentrated chicken manure slurries. In *Livestock Waste Management and Pollution Abatement*, 117-121. ASAE, St. Joseph, USA.
- Haslam, R.T., Hershey, R.L. & Keen, R.H. 1924. Effect of gas velocity and temperature on rate of absorption. *Industrial and Engineering Chemistry* 16, 1224-1230.
- Henriksen, K., Olesen, T. & Rom, H.B. 2000. Omsætning af kulstof og kvælstofprocesser i kvægdybstrøelsesmåtter [Transformations of carbon and nitrogen processes in deep litter for cattle]. In *Husdyrgødning og kompost [Animal manure and compost]* (eds. S.G. Sommer & J. Eriksen), 29-34. Danish Research Centre for Organic Farming, Foulum, Danmark
- Hesse, D. 1994. Comparison of different old and new fattening pig husbandries with focus on environment and animal welfare. In *XII World Congress on Agricultural Engineering, Volume I*, Milano, Italy, 559-566. CIGR, Merelbeke, Belgium
- Hobson, P.N. & Robertsson, A.M. 1977. *Waste Treatment in Agriculture*. London, England: Applied Science Publishers Ltd.
- Hoy, S., Müller, K. & Willig, R. 1997, Ammoniak- und Lachgasemissionen, Auswirkungen verschiedener Tiefstreuhaltungssysteme für Mastschweine. *Landtechnik* 1/97, s 40-41
- Hüther, L., Schuchardt, F. & Willke, T. 1997. Emission of ammonia and greenhouse gases during storage and composting of animal manures. In *Ammonia and Odour Emissions from Animal Production Facilities, Volume 1* (eds. J.A.M. Voermans & G.J. Monteny), 327-334. NVTL, Rosmalen, Holland
- Jeppsson, K-H. 1998. Ammonia emission from different deep-litter materials for growing-finishing pigs. *Swedish Journal of Agricultural Research* **28**: 197-206
- Jeppsson, K-H. 1999. Volatilization of ammonia in deep-litter systems with different bedding materials for young cattle. *Journal of Agricultural Engineering Research*. **73**: 49-57
- Jeppsson, K-H. 2002. Diurnal variation in ammonia, carbon dioxide and water vapour emission from an uninsulated, deep litter building for growing/finishing pigs. *Biosystems Engineering* 81 (2) 213-223
- Jungbluth, T., Hartung, E. & Brose, G. 2001. Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 133-145
- Katyal, J.C. & Carter, M.F. 1989. Effects of air flow rate, leaching, and presubmergence on ammonia volatilization and apparent denitrification loss of nitrogen from a submerged soil. *Soil Science* 147, 116-125.
- Kellems, R.O., Miner, J.R., Church, D.C. 1979. Effect of ration, waste composition and length of storage on the volatilization of ammonia, hydrogen sulphide and odors from cattle waste. *Journal of Animal Science* 48, 3: 436-445
- Kemppainen, E. 1987. Ammonia binding capacity of peat, straw, sawdust and cutter shavings. *Annales Agriculture Fenniae* 26, 89-94.
- Kirchgessner, M, Windisch W, Muller H L., Kreuzer M. 1991. Release of methane and carbon dioxide by dairy cattle. *Agribiological Research* 44:2-3.
- Kirchmann, H. & Witter, E. 1989. Ammonia volatilization during aerobic and anaerobic manure decomposition. *Plant and Soil* 115, 35-41.

- Kirchmann, H. 1985. Losses, plant uptake and utilisation of manure nitrogen during a production cycle. *Acta Agriculturae Scandinavia* 24 (Suppl.). 77 pp.
- Krieger, R., Hartung, J. & Pfeiffer, A. 1993. Experiments with a feed additive to reduce ammonia emissions from pig fattening housing - preliminary results. In *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences* (eds. M.W.A Verstegen, L.A. den Hartog, G.J.M. van Kempen, & J.H.M. Metz), 295-300. Wageningen, The Netherlands: Pudoc Scientific Publishers.
- Massabie, P., Granier, R. & Guingand, N. 1998. Influence of air flow rate and ventilation system on ammonia levels in pig fattening units. *AgEng '98*, Paper no. 98-E-006, Oslo, Norway.
- Miljömål. 2008. www.miljomal.nu
- Molloy, S.P. & Tunney, H. 1983. A laboratory study of ammonia volatilization from cattle and pig slurry. *Irish Journal of Agricultural Research* 22, 37-45.
- Monteny, G.J., Groenestein, C.M. & Hilhorst, M.A. 2001. Interactions and coupling between emissions of methane and nitrous oxide from animal husbandry. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60: 123-132
- Mosquera, J., Hol, J.M.G. & Huis in 't Veld, J.W.H. 2005. Onderzoek naar de emissies van een natuurlijk geventileerde potstal voor melkvee I Stal. Rapport 324, *Agrotechnology & Food Innovations B.V.*, Wageningen, Holland
- Mosquera, J., Hol, J.M.G. & Monteny, G.J. 2006. Gaseous emissions from a deep litter farming system for dairy cattle. *International Congress Series*, 1293, 291-294
- Muck, R.E. & Steenhuis, T.S. 1982. Nitrogen losses from manure storages. *Agricultural wastes* 4, 41-54.
- Naturvårdsverket. 2007. FN's klimatpanel 2007: Den naturvetenskapliga grunden. Rapport 5567. Naturvårdsverket, Stockholm
- Naturvårdsverket. 2008. www.naturvardsverket.se
- Ni, J.Q., Vinckier, C., Coenegrachts, J. & Hendriks, J. 1999. Effect of manure on ammonia emission from a fattening pig house with partly slatted floor. *Livestock Production Science* 59, 25-31.
- Nicks, B., Laitat, M., Farnir, F., Vandenheede, M., Désiron, A., Verhaeghe, C. & Canart, B. 2004. Gaseous emissions from deep-litter pens with straw or sawdust for fattening pigs. *Animal Science*, 78, 99-107
- Nicks, B., Laitat, M., Vandenheede, M., Désiron, A., Verhaeghe, C. & Canart, B. 2003. Emissions of ammonia, nitrous oxide, methane, carbon dioxide and water vapour in the raising of weaned pigs on straw-based and sawdust-based deep litters. *Animal Research* 52: 299-308
- Oldenburg, J. 1989. Geruchs- und Ammoniak-emissionen aus der Tierhaltung [Odour- and ammoniakemission from animal production]. Kuratorium für technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, *KTBL-Schrift* 333, Darmstadt, Tyskland. 158 pp.
- Olesen, J.E. & Sommer, S.G. 1993. Modelling effects of wind speed and surface cover on ammonia volatilization from stored pig slurry. *Atmospheric Environment* 27, 2567-2574.

- Olsson, A-Ch., Jeppsson, K-H., Botermans, J., Andersson, M., von Wachenfelt, H., Svensson, G. & Svendsen, J. 2007. Ekologisk slaktgrisproduktion Del 2 – Produktion, djurhälsa, välfärd, funktion och miljö. Rapport 147. *Sveriges lantbruksuniversitet*, institutionen för jordbrukets biosystem och teknologi, Alnarp
- Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J. & Birch, H. 1996. Ammoniak og støv i kvæg,-svine- og fjerkræstalde II. Intern rapport nr. 65, *Statens Husdyrbrugsforsøg*, afdeling for Jordbrugsteknik og Produktionssystemer, Bygholm, Danmark
- Phillippe, F.-X., Laitat, M., Canart, B., Farnir, F., Massart, L., Vandenheede, M. & Nicks, B. 2006. Effects of a reduction of diet crude protein content on gaseous emissions from deep-litter pens for fattening pigs. *Animal Research* 55: 397-407
- Phillippe, F.-X., Laitat, M., Canart, B., Vandenheede, M. & Nicks, B. 2007a. Comparison of ammonia and greenhouse gas emissions during the fattening of pigs, kept either on fully slatted floor or on deep litter. *Livestock Science*, 111:144-152
- Phillippe, F.-X., Laitat, M., Canart, B., Vendenheede, M. & Nicks B. 2007b. Gaseous emissions during the fattening of pigs kept either on fully slatted floors or on straw flow. *Animal*, 1:10, 1515-1523
- Poincelot, R.P.A. 1974. Scientific examination of the principles and practice of composting. *Compost Science* 3, 24-31.
- Poulsen, H.D; Börsting, C.F.; Rom, H.B.; Sommer, S.G. 2001. Kvaelstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. *Danmarks JordbrugsForskning*. DJF rapport Nr. 36, Husdyrbrug. DJF Foulum, Danmark.
- Randall, J.M. 1980. Selection of piggery ventilation systems and penning layouts based on the cooling effects of air speed and temperature. *Journal of Agricultural Engineering Research* 25 (2), 169-187.
- Rank, M. 1988. Untersuchungen zur Ammoniakverflüchtigung nach Gülledüngung [Investigation about the ammonia volatilization from manure]. Dissertation. Institut für Bodenkunde, Pflanzenernährung und Phytopathologie, *Technische Universität München*, Germany. 108 pp.
- Rasmussen, J.B., Freudendal, A.J., Markussen, H.P. 2005. Ammoniak og drivhusgasser fra kvægstalde med dybstrøelse. Info – Byggeri og Teknik 1418, *Dansk landbrugsrådgivning*, Århus, Danmark
- Rom, H.B. & Henriksen, K. 2000. Kvælstoftab fra kvægstalde med dybstrøelse [Nitrogen loss from deep litter for cattle]. In *Husdyrgødning og kompost [Animal manure and compost]* (eds. S.G. Sommer & J. Eriksen), 13-20. Danish Research Centre for Organic Farming, Foulum, Danmark
- SCB. 2007. Utsläpp av ammoniak till luft I Sverige. MI 37 SM 0701, Serie Miljövärd, Statistiska Centralbyrån, Gävle.
- Schuchardt, F. 1990. Ammoniakverluste bei der Kompostierung tierischer Exkremete [Ammonia loss during composting of animal excreta]. In *Ammoniak in der Umwelt [Ammonia in the surroundings]* (eds. H. Döhler & H. van den Weghe), 37.1-37.13. KTBL, Darmstadt, Tyskland
- Schulte, D.D. 1997. Critical parameters for emissions. In *Ammonia and Odour Emissions from Animal Production Facilities*, Volume 1 (eds. J.A.M. Voermans & G.J. Monteny), 23-34. NVTL, Rosmalen, Holland

- SJV, 1993. Gödselproduktion, lagringsbehov och djurtäthet i olika djurhållningssystem för svin. Rapport 1993:20, Jordbruksverket, Jönköping
- SJV, 1995. Gödselproduktion, lagringsbehov och djurtäthet vid nötkreaturshållning. Rapport 1995:10, *Jordbruksverket*, Jönköping
- SJV, 2004. Förutsättningar för en minskning av växthusgasutsläppen från jordbruket *Jordbruksverket*, Rapport 2004:1, Jönköping. 78 pp.
- Snell, H.G.J., Seipelt, F. & Van den Weghe, H.F.A. 2003. Ventilation rates and gaseous emissions from naturally ventilated dairy houses. *Biosystems Engineering*, 86, 1:67-73
- Srinath, E.G. & Loehr, R.C. 1974. Ammonia desorption by diffused aeration. *Journal WPCF* 46 (8), 1939-1957.
- STANK. 2004. Dataprogrammet Stank in Mind, www.sjv.se
- Steineck, S., Djurberg, L., Ericsson, J. 1991. Stallgödsel. Speciella skrifter 43, *Sveriges lantbruksuniversitet*, Uppsala, 91 pp
- Svensson, L. 1993. *Ammonia volatilization from land-spread manure - Effects of factors relating to meteorology, soil/manure and application technique*. Dissertation. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Agricultural Engineering, Uppsala, Sweden. 104 pp.
- Thelosen, J.G.M., Heitlager, B.P. & Voermans, J.A.M. 1993a. Nitrogen balances of two deep litter systems for finishing pigs. In *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences* (eds. M.W.A. Verstegen, L.A. den Hartog, G.J.M. van Kempen, & J.H.M. Metz), 318-323. Wageningen, Holland
- Thelosen, J.G.M., Verdoes, N., den Brok, G.M., Voermans, J.A.M., Huijben, J.J.H. 1993b. Triangular pig pens to prevent dirtiness on the solid part of the floors. In *Livestock environment IV* (eds. E. Collins, & C. Boon), 828-834. ASAE, USA
- van Faassen, H.G. 1992. Microbial processes of the nitrogen cycle in deep-litter systems for pig housing. In *Workshop "Deep-litter systems for pig farming"* (ed. J.A.M. Voermans), 157-165. Research Institute for Pig Husbandry, Rosmalen, Holland
- Wilkerson, V.A., Casper, D.P., Mertens, D.R. & Tyrrell, H.F. 1994. Evaluation of several methane producing equations for dairy cows. In *Energy Metabolism of Farm Animals* (ed J.F. Aguilera), EAAP Publication no. 76, C.S.I.C., Spanien
- Witter, E. & Kirchmann, H. 1989. Peat, zeolite and basalt as adsorbents of ammoniacal nitrogen during manure decomposition. *Plant and Soil* 115, 43-52
- Voorburg, J.H. & Kroodsma, W. 1992. Volatile emissions of housing systems for cattle. *Livestock Production Science* 31, 57-70.
- Zeeman, G. 1991. *Mesophilic and psychrophilic digestion of liquid manure*. PhD thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, Holland, 116 pp
- Zhang, G., Strøm, J.S., Li, B., Rom, H.B., Morsing, S., Dahl, P., Wang, C. 2005. Emission of ammonia and other contaminant gases from naturally ventilated dairy cattle buildings. *Biosystems Engineering* 92, 3: 355-364