

Praktiska lösningar för minskad ammoniakavgång från stallet - vid om- och nybygge samt i befintligt stall

Bakgrund

Utsläpp av ammoniak bidrar till övergödning och försurning av känsliga ekosystem via långväga transport i atmosfären. Ammoniakavgången från jordbruket är förutom en belastning för den yttre miljön även en förlust av kväve från gårdens växtnäringsbalans. Ungefär 20% av ammoniakemissionen från jordbruket släpps ut från djurstallarna. Projektets syfte var att inventera internationella lösningar för att minska ammoniakemissionen från nöt-, svin- och fjäderfästallar samt att arbeta fram ett informationsmaterial.

Material och metoder

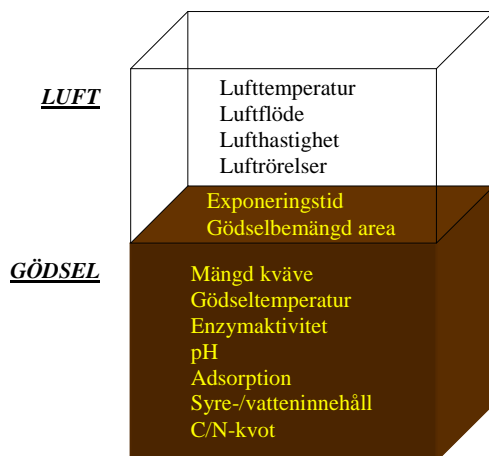
Litteratursökningen har utförts via databasen CAB Abstract. Databasen är en av de största inom lantbruksområdet och täcker publikationer på fler än 40 språk och från mer än 140 länder. Sammanfattningarna i databasen kommer från vetenskapliga artiklar, böcker, konferensartiklar samt rapporter. Sökmotorn Google har använts för att finna fram forsknings-, rådgivnings- samt myndighetsinformation från olika länder och universitet via webben. Internationella lösningar har också inventerats och diskuterats vid konferenser i Danmark, Holland, USA, Tyskland och Grekland. Projektet har dessutom följt arbetet i den internationella expertgruppen (Expert Group on Ammonia Abatement) kring åtgärder för minskad ammoniakemission som är verksam inom UNECE's arbete med Göteborgsprotokollet.

Resultat

Faktorer som påverkar ammoniakemissionen

Ammoniakemission i stallet är en komplex process där ett stort antal faktorer inverkar. När en åtgärd för att reducera ammoniakavgivningen utförs i stallet förändras en eller flera faktorer i stallet. De faktorer som påverkar ammoniakavgivning från djurstallar är mängden 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 (fig 1). Mellan vissa faktorer finns ett samband exempelvis mellan luftens temperatur och gödselns temperatur.

Kunskap om hur de olika faktorerna påverkar ammoniakemissionen ökar förståelsen för de åtgärder som kan göras. Faktorerna påverkar inte bara ammoniakemissionen från stallet utan även ammoniakkoncentrationen i stallet vilket har betydelse för arbets- och djurmiljön.



Figur 1. Faktorer som påverkar ammoniakavgivning från djurstallar.

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 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).

Gödseltemperatur

Gödselns temperatur påverkar ammoniakavgivningen på många sätt. Adsorberad ammoniak frigörs snabbare vid högre temperatur (Voorburg & Kroodma, 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 & Kroodma, 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.

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 urineringsar på djupströbädden kan användas för att beräkna ammoniakemissionen från djupströbäddssystem för grupphållna suggor.

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-intervallet 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).

Adsorbering av ammoniak och ammonium

Strömedlens adsorptionsförmåga 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). Adsorptionskapaciteten 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 adsorptionskapacitet på 18 mg NH₄-N/g TS (Witter & Kirchmann, 1989).

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).

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 & Kroodsma, 1992). Gödselns pH är också högre vid aerob nedbrytning än vid anaerob. I djupströbäddar minskar syrenehållet med djupet 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 syrenehållet 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.

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). Inte bara totalmängden kol har betydelse utan även hur tillgängligt det är för mikroorganismerna.

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).

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.

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).

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.

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).

Lufthastighet

Närmast gödselns yta finns 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).

Luftrörelser i stallet

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

Åtgärder i byggnader för nötkreatur

De inhysningssystem som är vanligast för nötkreatur är lösdrift med liggbås eller djupströbädd och byggnader med uppbundna djur. I byggnader med uppbundna nötkreatur är den gödselbemängda ytan mindre än i lösdriftstallarna vilket medför att ammoniakemissionen är lägre. Mätresultat från ett svenskt mjölkstall med uppbundna djur har visat att ammoniakemissionen är ca 18 g/ko och dag om åtgärder gjorts för att minska ammoniakemissionen. Detta motsvarar ca 4% förlust av kväve. Ett stall med uppbundna mjölkkor där inga åtgärder gjorts kan ha ca 5,5% kväveförluster (Gustafsson m.fl., 2005). Från ett svenskt lösdriftstall med liggbås och spaltgolv har mätningar visat att kväveförlusterna är ca 6% eller ca 30 g NH₃/ko och dag (Ngwabie m.fl., 2009a). Från ett svenskt lösdriftstall med helt golv i gödselgångarna var ammoniakemissionen ca 24 g/ko vilket motsvarar ca 5,5% kväveförluster (Ngwabie m.fl., 2009b). Utländska undersökningar är i de flesta fall gjorda i stallar med gödselhanteringssystem som inte finns i Sverige. Resultaten visar emellertid att det är en stor variation i ammoniakemission mellan olika stallar med

samma inhysningssystem. Ammoniakemissionen från djupströbäddar är enligt internationella forskningsresultat något högre och ger en kväveförlust mellan 6 – 10% (Monteny & Kant, 1998; Rom & Henriksen, 2000; Henriksen *m.fl.*, 2000).

Efter inventeringen av internationella lösningar har följande åtgärder bedömts ha störst potential vid ombygge eller nybygge av stallar för nötkreatur:

- Planera och utforma stallet så att det blir liten gödselbemängd area. Exempelvis ger 15% reducering av gödselgångens area ca 20% lägre ammoniakemission
- Utforma helt golv med 3% lutning mot urindränning i mitten av gödselgången. Jämfört med ingen lutning och urindränning ger det 50% lägre ammoniakemission.
- Rengöring av spaltgolvet med skrapa i kombination med spolning. Ammoniakemissionen minskar med ca 15% men vattenförbrukningen, 20 l per ko och dag, ökar behovet av lagringsvolym på gödselbehållaren.
- Kylning av gödseln i gödselrännor i stall för uppbundna djur. Kylning med grundvatten minskar ammoniakemissionen med ca 20%, med värmepump blir effekten större.
- Utforma djupströbäddsystem med gödselgång längs foderbordet.

Åtgärder i byggnader för grisar

Den traditionella slaktgrisboxen i Sverige är långtrågsboxen som består av en ät- och liggyta av helt golv samt en gödselyta av betongspalt. Gödseln förs ut ur stallet med skrapor eller med vakuumutgödsling. Det finns varianter med tvärtråg samt för utfodring med foderautomat. Byggnaderna är isolerade med mekanisk ventilation. Storboxar med ströbädd eller ”straw-flow” finns också framförallt inom ekologisk grisproduktion. Dessa byggnader är oisolerade eller delvis isolerade med naturlig ventilation. Mätningar vid LBT´s försöksstall för slaktsvin, Alnarp Södergård, visar att ammoniakemissionen från en traditionell långtrågsbox med betongspalt är mellan 1.4 – 1.6 kg NH₃ per grisplats och år. I försöksstallet är 40% av golvytan spaltgolv.

Internationellt jämförs ammoniakemissionen för olika inhysningssystem för slaktgrisar med en byggnad som har mekanisk ventilation, helspalt och med lagring av gödsel i en djup kulvert. Ammoniakemissionen för dessa system i Europa ligger mellan 2.4 – 3.0 kg per grisplats och år. Inhysningssystem med delvis spaltgolv, betongspalt och mekaniska skrapor ger 40% lägre ammoniakemission vilket ger 1.4 – 1.8 kg per grisplats och år (ECE, 2007). Delvis spaltgolv, betongspalt och vakuumutgödsling reducerar ammoniakemissionen med 25%. Ströbäddsboxar kan öka ammoniakemissionen med 0 – 33% jämfört med referensboxen (BREF, 2003). Ammoniakemissionen från boxar med ”straw-flow” har undersökts i Österrike av Amon *m.fl.* (2007) och var 2,2 kg per grisplats och år, dvs ca 25% lägre än det referenssystemet.

Tillväxtboxar i Sverige utformas vanligen med liggyta av helt golv samt gödselyta av dränerande golv. Det dränerande golvet är av betong, plast eller gjutjärn. Gödseln gödglas ut med skrapor under spalt. Boxarna utformas antingen som småboxar för en kull eller som storboxar för 2-3 kullar. Det finns också system där grisarna efter avvänjning går på ströbädd i boxar för 8-10 kullar. Byggnaderna är isolerade med mekanisk ventilation. Det finns inga forskningsresultat från tillväxtavdelningar i Sverige.

Internationellt är det tillväxtboxar med helspalt och gödsellagring under spalt som är referenssystemet. Ammoniakemissionen från detta system bedöms vara mellan 0.6 – 0.8 kg per plats och år. Ett system med delvis spaltgolv och skrapor under spalt, liknande det svenska, bedöms reducera ammoniakemissionen med 35 – 70% jämfört med referenssystemet (ECE, 2007). Boxar med vakuumutgödsling reducerar ammoniakemissionen med 25 – 35% jämfört med referensboxen (BREF, 2003).

Golvytorna i svenska grisningsboxar består av en liggyta av helt golv och en gödselyta som eventuellt är avskild från boxen. I svenska system är inte suggan fixerad utan rör sig fritt

i boxen utom eventuellt en kort tid vid grisning. Detta innebär att boxytan är större än i internationella system där suggan är fixerad. Gödselytan är vanligen ett dränerande golv av plast eller gjutjärn men kan också vara ett helt golv. Grisningsavdelningen kan också bestå av en ströbädd med separata grisningsboxar. Byggnaderna är isolerade med mekanisk ventilation. Det finns inga forskningsresultat från grisningsavdelningar i Sverige.

Internationellt består referensboxen för grisning av en box där suggan är fixerad. Hela boxen är försedd med spalt (gjutjärn eller plast) och med gödsellagring under spalt. Denna box avger 8.3 – 8.7 kg NH₃ per suggplats och år (ECE, 2007). En grisningsbox med fixerad sugga och delvis spaltgolv samt gödselskrapa kan ge 35 – 52% minskning av ammoniakemissionen jämfört med referenssystemet (BREF, 2003). Det finns inga internationella resultat redovisade för grisningsboxar med lösgående sugga med delvis spaltgolv eller på ströbädd.

Vanliga boxsystem i svenska betäcknings- och dräktighetsavdelningar är ströbäddsboxar med individuella ätbås, boxar med långsamutfodring och gödselyta, boxar med individuella ätbås, gödselyta och liggyta (trerummare) samt ströbäddsboxar med spaltgolv och transponderutfodring. Gödselytor kan antingen vara av dränerande golv eller helt golv. Byggnaderna är isolerade med mekanisk ventilation men för ströbäddsboxar kan de också vara oisolerade med naturlig ventilation. Det finns inga forskningsresultat på ammoniakemission från betäcknings- och dräktighetsavdelningar i Sverige.

Internationellt anges boxar med helspalt och gödsellagring under spalt som referenssystem med ammoniakemission mellan 3.12 – 4.2 kg per suggplats och år (ECE, 2007). Detta system finns inte i Sverige. Boxar med delvis spaltgolv och gödselskrapa under spalt ger 30% reduktion av ammoniakemissionen. Delvis spaltgolv och vakuumutgödsling ger 25% reduktion jämfört med referensboxen. Ströbäddsboxar utan separata gödselytor anses ha 0 – 67% högre ammoniakemission och ströbäddsboxar med gödselytor och transponderutfodring 38% lägre ammoniakemission jämfört med referensboxen (BREF, 2003).

I Holland har det gjorts mätningar i ett ströboxsystem med 60% ströbäddsytan, 17% spaltgolv och 23% helt golv. Totala golvytan var 2.25 m² per sugga. Ammoniakemissionen från stallet var 8.7 g per sugga och dag vilket motsvarar 3.2 kg per suggplats och år (Groenestein, *m.fl.*, 2007).

Efter inventering av internationella lösningar har följande åtgärder bedömts ha störst potential vid ombygge eller nybygge av grisstallar:

- Planera för bra boxfunktion och rena boxar. Ammoniakemissionen kan reduceras med ca 20% om spaltgolvsarean minskas från 40% till 25% av boxarean.
- Minska den gödselbemängda arean i gödselkultvertarna genom att göra dem V-formade med sluttande väggar.
- Kyla gödseln i kultvertarna med värmepump och kylslingor. Genom att sänka gödseltemperaturen med 5 °C minskar ammoniakemissionen med ca 30%.
- Rena stallluften med biofilter eller skrubber. Biofilter minskar ammoniakemissionen med ca 65%, kemisk skrubber ca 95% och bioskrubber med ca 70% om all luft renas. Genom att rena minimiventilationen (ca 30% av frånluftkapaciteten) minskas ammoniakemissionen med 40% om luftrenarens effektivitet är ca 50%.
- Utforma djupströbäddsystem för sinsuggor med kombinerade golvytor.

Åtgärder i byggnader för fjäderfä

I Sverige finns tre inhysningssystem för värphöns; inredda burar, frigående höns i envåningssystem samt frigående höns i flervåningssystem. Gödseln från de inredda burarna gödslas ut med gödselmattor till en tvärkultvert. I system med frigående höns hamnar gödseln antingen i en gödselbinge med gödselgenomsläppligt golv eller på en ströbädd. Gödselbingen

kan antingen gödslas ut med gödselskrapor eller gödselmattor till en tvärkulvert eller lagras gödseln under hela produktionsomgången på golvet i en gödselbinge eller i en gödselkällare. I flervåningssystem finns vistelseytor på olika nivåer som är försedda med gödselmattor. Om hönsen har möjlighet att gå ut hamnar en del av gödseln på uteytorna.

Från ett bursystem med gödselmattor och utgödsling två gånger per vecka är ammoniakemissionen ungefär 0.035 kg NH₃/hönsplats och år. (BREF, 2003). Ammoniakemissionen beror bland annat på hur lång tid som gödseln ligger på mattorna. Ju kortare utgödslingsintervall desto lägre ammoniakemission. I traditionella burar har utgödsling varje vecka visat sig reducera ammoniakemissionen med ca 50% jämfört med utgödsling varannan vecka (ECE, 2007). Utgödsling två gånger om dagen minskade ammoniakemissionen med ca 40% jämfört med utgödsling två gånger per vecka (BREF, 2003).

Slaktkycklingar föds upp på ströbädd. Som strömedel används kutterspån eller hackad halm. All gödsel hamnar i ströbädden som gödslas ut efter uppfödningens omgång. Från ett stall med ströbädd och mekanisk ventilation är ammoniakemissionen 0,080 kg/plats och år (ECE, 2007).

Efter inventering av internationella lösningar har följande åtgärder bedömts ha störst potential vid ombygge eller nybygge:

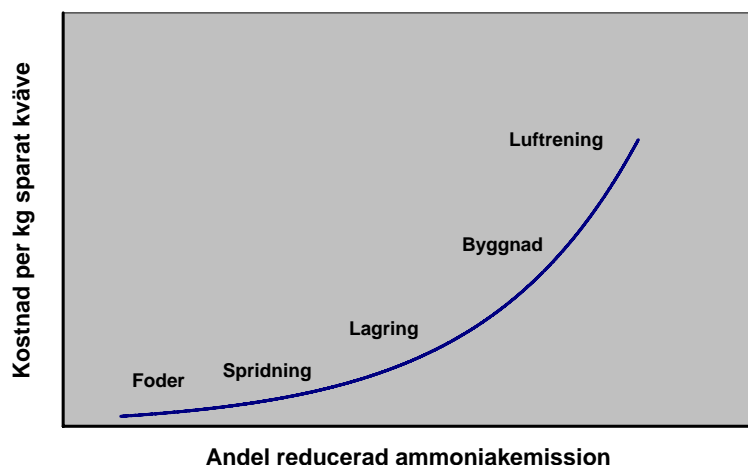
- Torkning av gödseln på gödselmattorna reducerar ammoniakemissionen med ca 50%.
- Utgödsling av gödselbinge med gödselmatta i system med frigående höns.
- Golv under ströbädd isoleras och konstrueras så att inte fukt tränger upp underifrån.
- Tillsatsvärme vintertid i stallar med frigående höns.
- Golvvärme i slaktkycklingstall minskar ammoniakemissionen med 50%.
- Rena stalluften med biofilter eller skrubber (se ovan).

Diskussion

Ammoniakemissionen från jordbruket har minskat med 22% sedan 1995. Minskningen beror framförallt på att antalet nötkreatur och fjäderfä har minskat men beror även på omställning från fastgödsel- till flytgödselhantering samt lägre lagrings- och spridningsförluster (SCB, 2009). Jordbruket har nått målet om en 15% minskning mellan 1995 och 2010 på nationell nivå men för att klara miljöproblemen diskuteras nya mål. Ett förslag är att utsläppen av ammoniak i Sverige ska minskas med 13% senast år 2015 från nivån år 2005 (Naturvårdsverket, 2008a). För att klara dessa mål krävs fler åtgärder för att begränsa ammoniakemission längs hela kedjan från foder till spridning av gödseln. Åtgärderna måste dessutom bygga på en helhetsbedömning av hur de påverkar miljön dvs emissioner av ammoniak, damm, lukt och växthusgaser.

Ju större del av ammoniakförlusterna från gödseln som skall åtgärdas desto högre blir kostnaderna (Webb *m.fl.*, 2006). Ett generellt diagram över kostnaderna för olika åtgärder visas i figur 2. De åtgärder som har lägst kostnad per mängd sparad kväve är foderrelaterade. Därefter följer åtgärder för spridning följt av åtgärder för lagring. Åtgärder i djurstallar vid ny- eller ombygge är i allmänhet dyrare eftersom de kräver större investeringar. Det finns emellertid åtgärder i byggnader som kan göras med låg kostnad exempelvis urindränning på gödselgångar av helt golv för nötkreatur. De åtgärder som har högst kostnad är rening av frånluften från djurstallarna.

Svenska inhysningssystem- och gödselhanteringssystem skiljer sig i vissa avseenden från utländska på grund av tradition, klimat och djurvälstånd. Detta gör att en del av de åtgärder som rekommenderas utanför Sverige inte kan användas i våra system. Samtidigt har många av de svenska systemen lägre ammoniakemission än de traditionella systemen i andra länder



Figur 2. Kostnadskurva för reduktion av ammoniakemission (efter Webb *m.fl.*, 2006).

exempelvis boxar med delvis spaltgolv för slaktgris och mekaniska skrapor jämfört med boxar med helspalt och lagring av gödsel under spaltgolvet. De åtgärder som ingår i denna inventering av åtgärder för lägre ammoniakemission från djurstallar är sådana som kan vara aktuella i svenska system.

Det saknas uppgifter på ammoniakemission från ett flertal inhysningssystem i Sverige. Att använda utländska forskningsresultat innebär en osäkerhet. Ett annorlunda klimat och andra foderstater kan göra att ammoniakemissionen från utländska djurstallar skiljer sig från svenska djurstallar. Inhysnings- och gödselhanteringssystem i Sverige är för en del produktionsgrenar dessutom olika de utländska systemen. Exempelvis inom grisproduktionen är skillnaderna ganska stora beroende av kraven på bättre djurvälstånd. Eftersom utvecklingen inom animalieproduktionen i ett flertal länder i Europa bland annat går mot bättre djurmiljö är det även av internationellt intresse att ta fram säkra emissionsfaktorer för djurhållningssystemen i Sverige. Samtidigt bör emissionen av växthusgaser bestämmas eftersom inhysningssystem i framtiden kommer att värderas efter en helhetsbedömning av hur de påverkar miljön.

Övrig resultatförmedling

En rapport av projektet kommer att publiceras i LTJ-fakultetens rapportserie. Rapporten är en kunskapsbas till ett webb-baserat informationsmaterial som publiceras under hösten 2009.

Projektet har presenterat åtgärder för lägre ammoniakemission från djurstallar vid Alnarps grisdag 2004, Alnarps mjölkdag 2007, NJF-seminariet "Manure- an agronomic and environmental challenge", 2005, och vid Elmia och Borgeby fältdagar. Efter förfrågan från Greppa Näringen anordnades en kursdag för rådgivare kring åtgärder för lägre ammoniakemission i september 2005. Kunskapsförmedling har också gjorts årligen via kurser inom lantmästarprogrammet.

Jeppsson, K.H. & Gustafsson, G. 2009. Byggnadstekniska åtgärder för lägre ammoniakemission från djurstallar. Sveriges lantbruksuniversitet, Landskap Trädgård Jordbruk Rapport 2009:12, Alnarp

Gustafsson G., Jeppsson K-H. 2007. Tekniska lösningar för att begränsa ammoniakavgång i kostallar. Alnarps mjölkdag, 7 februari 2007, Alnarp.

Gustafsson G., Jeppsson K-H. 2005. Measures against ammonia emissions from dairy houses. NJF-seminarie nr. 372, Manure - an agronomic and environmental challenge, 5-6 september 2005, Skurup.

Gustafsson G., Jeppsson K-H. 2004. Tekniska åtgärder för att reducera miljöpåverkan från grisproduktionen. Alnarps grisdag, 13 januari 2004, Alnarp.

Referenser

- 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.
- 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.
- 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., Kryvoruchko, V., Fröhlich, M., Amon, T., 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.
- 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.
- BREF 07.06. 2006. Reference document on best available techniques for intensive rearing of poultry and pigs. European integrated pollution preventing and control bureau. <http://eippcb.jrc.es/pages/factivities.htm>
- 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.
- ECE. 2007. Guidance document on control techniques for preventing and abating emissions of ammonia. ECE/EB.AIR/WG.5/2007/13. www.unece.org
- Elzing, A. & Monteny, G.J. 1997. Ammonia emission in a scale model of a dairy-cow house. *Transactions of the ASAE* 40, 713-720.
- 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.
- Gustafsson, G., Jeppsson, K-H., Hultgren, J., Sannö, J-O. 2005. Techniques to reduce the ammonia emission from a cowshed with tied dairy cows. CIGR, Agricultural Engineering International, Manuscript BC 04010.
- 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 kvægdystbrøelsesmåtter [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
- 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
- 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
- Kempainen, E. 1987. Ammonia binding capacity of peat, straw, sawdust and cutter shavings. *Annales Agriculture Fenniae* 26, 89-94.
- 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.
- 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. & Kant, P.P.H. 1997. Ammonia emission and possibilities for its reduction in dairy cow houses: A review of dutch developments. In *Ammonia and odour emissions from animal production facilities, Volume 1* (eds. J.A.M. Voermans & G.J. Monteny), 355-364. NVTL, Rosmalen, The Netherlands
- Muck, R.E. & Steenhuis, T.S. 1982. Nitrogen losses from manure storages. *Agricultural wastes* 4, 41-54.
- Naturvårdsverket. 2008a. Miljömålen – nu är det bråttom. Naturvårdsverket, Stockholm, 351 pp.
- Ngwabie, N.M., Jeppsson, K.-H., Nimmermark, S. & Gustafsson, G. 2009a. Multi-location measurements of greenhouse gases and emission rates of methane and ammonia from a naturally-ventilated barn for dairy cows. *Biosystems Engineering* (accepted)
- Ngwabie, N.M., Jeppsson, K.-H., Nimmermark, S. & Gustafsson, G. 2009b. Gaseous Emissions from a Fattening Piggery and a Dairy Barn with an Automatic Milking System, ASABE Annual International Meeting, June 21 – June 24 2009, Reno, Nevada, USA.
- 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.
- 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.
- 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
- Poincelot, R.P.A. 1974. Scientific examination of the principles and practice of composting. *Compost Science* 3, 24-31.
- 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 Gülleedüngung [Investigation about the ammonia volatilization from manure]. Dissertation. Institut für Bodenkunde, Pflanzenernährung und Phytopathologie, *Technische Universität München*, Germany. 108 pp.
- Rom, H.B. & Henriksen, K. 2000. Kvælstof tab 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. 2009. Utsläpp av ammoniak till luft i Sverige. MI 37 SM 0901, Serie Miljövärd, Statistiska Centralbyrån, Gävle.
- 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, Holland.
- Srinath, E.G. & Loehr, R.C. 1974. Ammonia desorption by diffused aeration. *Journal WPCF* 46 (8), 1939-1957.
- 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
- Voorburg, J.H. & Kroodsmas, W. 1992. Volatile emissions of housing systems for cattle. *Livestock Production Science* 31, 57-70.
- Webb, J. 2001. Estimating the potential for ammonia emissions from livestock excreta and manures. *Environmental Pollution* 111, 395-406.
- Witter, E. & Kirchmann, H. 1989. Peat, zeolite and basalt as adsorbents of ammoniacal nitrogen during manure decomposition. *Plant and Soil* 115, 43-52.